

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**DINÂMICA DO TRANSPORTE DE NUTRIENTES NO ESCOAMENTO
SUPERFICIAL EM SISTEMAS DE MANEJO DO SOLO**

Edir Oliveira da Fonseca

(Tese de doutorado)

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**DINÂMICA DO TRANSPORTE DE NUTRIENTES NO ESCOAMENTO
SUPERFICIAL EM SISTEMAS DE MANEJO DO SOLO**

EDIR OLIVEIRA DA FONSECA
Engenheiro-Agrônomo (UNOESC)
Mestre em Ciência do Solo (UFRGS)

Tese apresentada como
um dos requisitos à obtenção do
Grau de Doutor em Ciência do Solo

Porto Alegre (RS) Brasil

Fevereiro de 2006

Dedico:

A Deus, sempre presente em minha caminhada e a minha família, por nossas conquistas.

AGRADECIMENTOS

Ao professor Elemar Antonino Cassol, pela orientação e exemplo de profissional educador.

Ao Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo e Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, pela oportunidade de realização do curso.

A CAPES, pela bolsa de doutorado e a FAPERGS e ao CNPq, pelo apoio financeiro na participação em eventos científicos.

Aos professores Gustavo Henrique Merten e Marino José Tedesco, pelas orientações no decorrer do curso que me deram muita segurança no caminho traçado.

Ao funcionário Paulo Lima, pela ajuda de campo e aos funcionários Adão Luís e Luís Antônio, pelas contribuições nos laboratórios e amizade.

Ao Tio Zé pela amizade, chimarrão, ajuda e ferramentas emprestadas.

Aos bolsistas de iniciação científica Mateus, Giordano e Paulo Busanello pela ajuda no campo e às bolsistas Alexandra e Luciana, pela ajuda nos laboratórios.

Aos colegas, parceiros e amigos Cândida Nunes, Claudia das Neves Costa, Jean Minella, Paulo Cesar Conceição, Madalena Boeni, Leandro Volk, Melisa Franzen, Júlio Cesar Salton, pelo apoio, pois sem eles, seria difícil realizar as chuvas simuladas no campo.

A todas as pessoas que, com sorriso e um aperto de mão nos transmitem energia, fundamental em nossos dias.

DINÂMICA DO TRANSPORTE DE NUTRIENTES NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM SISTEMAS DE MANEJO DO SOLO ^{1/}

Autor: Edir Oliveira da Fonseca

Orientador: Elemar Antonino Cassol

Co-Orientador: Gustavo Henrique Merten

RESUMO

Em áreas agrícolas utilizadas de forma intensiva para descarte de resíduos urbanos e de dejetos de animais confinados geralmente ocorre acúmulo de nutrientes. Nestas áreas, a dinâmica do transporte de nutrientes no escoamento superficial pode ser alterada nos sistemas de manejo sem preparo do solo, devido ao acúmulo superficial de material orgânico e nutrientes, com destaque para o fósforo, que em geral é pouco móvel no solo. Associado a isto, a descarga de nutrientes em recursos hídricos pode ser acelerada se não controladas as perdas por erosão hídrica. Realizou-se estudo na Estação Experimental Agronômica da UFRGS, em Eldorado do Sul, RS, em Argissolo Vermelho distrófico típico, com o objetivo de avaliar o efeito dos sistemas de manejo com preparo convencional e sem preparo do solo, sobre as perdas de solo e água por erosão hídrica e sobre a dinâmica do transporte de nutrientes no escoamento superficial. Utilizaram-se parcelas experimentais com 0,8 x 10,0 m, com declividade média de 0,082 m m⁻¹. Chuvas simuladas com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de 1 hora foram aplicadas no 2º dia após a semeadura da cultura da aveia (*avena sativa*) e no 2º e 47º dia após a semeadura da cultura do milho (*zea mays*) com preparo convencional e sem preparo do solo, cada um com quatro fontes de nutrientes: Testemunha, Adubo Mineral, Composto de Lixo Urbano e Dejetos de Suínos. As doses dos fertilizantes foram calculadas em função da necessidade de N das culturas. Durante as chuvas, amostras do escoamento foram coletadas para determinação das perdas de solo e de água. Amostras integradas para determinação das concentrações de nutrientes no escoamento superficial foram obtidas a cada nove minutos, até 0,45 h de chuva simulada aplicada. Na análise das formas de nutrientes biodisponíveis no solo e no escoamento superficial utilizou-se resina trocadora. As perdas de água não diferem entre os sistemas de manejo avaliados. Nutrientes solúveis foram influenciadas pelas perdas de água, enquanto que as formas particuladas devem-se a descarga de sedimentos pelo escoamento superficial. A disponibilidade de nutrientes no escoamento superficial foi aumentada pelo uso do fertilizante dejetos suíno, seguido do composto de lixo urbano. A aplicação de fertilizante na superfície aumentou a disponibilidade de fósforo no escoamento superficial, aumentando os riscos de eutrofização dos mananciais de águas superficiais.

^{1/} Tese de Doutorado em Ciência do Solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS, (154 p.). Fevereiro de 2006.

DYNAMICS OF NUTRIENTS TRANSPORT IN RUNOFF UNDER SOIL MANAGEMENT SYSTEM ^{1/}

Author: Edir Oliveira da Fonseca

Adviser: Elemar Antonino Cassol

Co-Adviser: Gustavo Henrique Merten

ABSTRACT

The intensive use of agricultural lands to discards urban residue and manure compost of livestock may generate accumulation of nutrients. In these areas, the dynamics nutrients transports in surface runoff can be modified, due to superficial accumulation of organic matter and nutrient, with enhance for phosphorus, because it's slow movement in soil. Herewith, the nutrients inputs in water flow can be enhanced if not to control losses by erosion process. A field study was carried out at Agronomic Experimental Station of the Federal University of Rio Grande do Sul, in Eldorado do Sul, RS, Brazil, in Palleudult soil, with the object to evaluate the effects of the management systems with conventional tillage and no-tillage of soil, on losses of soil and water by water erosion process and on a dynamic of nutrients transport in surface runoff. It was used experimental plots with dimensions of 0.8 x 10.0 m, and slope gradient of 0.082 m m⁻¹. Rainfall simulator was used to apply rains with intensity of 120 mm h⁻¹ during 1 hour, at the 2nd day after sowing black oat (*Avena sativa*) crop and at 2nd and 47th day after sowing corn (*Zea mays*) crop with soil conventional tillage and no-tillage with different fertilizers forms: control, minerals, urban organic solid waste compost and swine waste compost. The fertilizer rate applied was calculated in function of N crop supply. During rainfall, runoff samples were collected for determination of soil and water losses. Composite samples for determination of the nutrients losses in the surface runoff were obtained each nine minutes, sampled until 0.45 hour of applied rainfall. The bioavailability of soluble and particulate nutrient analysis was determinate by exchange resin in soil and surface runoff. The water losses doesn't differ among the management systems estimated. Soluble nutrients forms were influenced by water losses, whereas particulate forms were influenced by sediments concentration in runoff. The bioavailability nutrients forms were enhanced by swine waste compound use and urban solid waste compound. The use of fertilizer in surface soil enhances the bioavailability phosphorus content and the bioavailability phosphorus form in runoff, increasing risk to eutrophication of water resources.

^{1/} Doctoral thesis in Soil Science – Soil Science Graduate Program, Agronomy Department, Federal University of Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS, (154 p.). February, 2006.

SUMÁRIO

	Página
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1. Sistemas de manejo e aplicação de fertilizantes	4
2.2. Uso de fertilizantes orgânicos	8
2.2.1. Dejetos de suínos	8
2.2.2. Composto de lixo urbano	9
2.3. Impacto em águas de superfície oriundo da adição de fertilizantes.....	11
2.4. Fósforo.....	12
2.4.1. Formas de fósforo no solo e métodos de extração	12
2.4.2. Formas de fósforo no escoamento superficial	17
2.4.3. Transporte de fósforo no escoamento superficial	18
2.4.4. Escoamento superficial e perdas de P por erosão.....	20
2.4.5. Transformações durante o transporte afetando a biodisponibilidade.....	21
2.5. Perdas de fósforo em eventos de chuva.....	23
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	24
3.1. Descrição geral da área experimental	24
3.1.1. Caracterização física da área experimental	24
3.1.2. Caracterização química da área experimental	26
3.2. Delineamento experimental e tratamentos	27
3.2.1. Unidades experimentais.....	30
3.2.2. Simulador de chuvas.....	31
3.2.3. Instalação e descrição das parcelas experimentais para avaliação das taxas de enxurrada, perdas de solo e de água por erosão	32
3.2.4. Épocas de aplicações, intensidade e duração das chuvas simuladas.....	32
3.2.5. Umidade gravimétrica do solo determinada imediatamente antes do início da aplicação das chuvas simuladas	33
3.2.6. Determinações das taxas de enxurrada e das perdas de solo e de água por erosão hídrica.....	33
3.2.7. Características hidráulicas do escoamento.....	34
3.2.8. Ajuste das taxas de enxurrada, da infiltração de água no solo e das perdas de solo e de água por erosão	35
3.2.9. Análise estatística aplicada às taxas constante de enxurrada e perdas de solo e de água por erosão hídrica	36
3.3. Análises químicas do escoamento superficial	36
3.3.1. Determinações dos atributos químicos no escoamento superficial.....	37

3.3.2.	Determinações dos atributos químicos em amostras de solo coletadas no dia anterior à chuva realizada no 47 ^o dia após a semeadura da cultura do milho	39
3.3.3.	Análise estatística	39
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
4.1.	Características físicas do escoamento superficial, umidade do solo e perdas por erosão hídrica	40
4.1.1.	Hidráulica do escoamento superficial.....	40
4.1.2.	Umidade gravimétrica do solo antecedente aos testes com chuva simulada	42
4.1.3.	Taxas de enxurrada, de perdas de solo, perdas totais de solo e de água e coeficientes de enxurrada.....	45
4.1.4.	Taxas de enxurrada, de perdas de solo, perdas totais de solo e de água e coeficientes constantes de enxurrada observados na semeadura da aveia	45
4.1.5.	Taxas de enxurrada, de perdas de solo, perdas totais de água, de solo e coeficientes constantes de enxurrada observados nos testes com chuva simulada realizado aos dois dias após a semeadura do milho.....	48
4.1.6.	Taxas de enxurrada, de perdas de solo, perdas totais de solo e de água e coeficientes constantes de enxurrada observados no 47 ^o dia após semeadura da cultura do milho.....	52
4.2.	Características químicas de amostras do escoamento superficial na semeadura da aveia	55
4.2.1.	pH e condutividade elétrica do escoamento superficial	55
4.2.2.	Carbono orgânico total (COT) no escoamento superficial.....	56
4.2.3.	Fósforo no escoamento superficial	57
4.2.4.	Potássio no escoamento superficial.....	61
4.2.5.	Cálcio no escoamento superficial.....	65
4.2.6.	Magnésio no escoamento superficial.....	70
4.2.7.	Ferro total (Fet) no escoamento superficial.....	76
4.3.	Características químicas avaliadas em amostras do escoamento superficial logo após a semeadura do milho	80
4.3.1.	pH e condutividade elétrica do escoamento superficial	80
4.3.2.	Carbono orgânico total no escoamento superficial	82
4.3.3.	Fósforo no escoamento superficial	83
4.3.4.	Potássio no escoamento superficial.....	87
4.3.5.	Cálcio no escoamento superficial.....	91
4.3.6.	Magnésio no escoamento superficial.....	96
4.3.7.	Ferro total no escoamento superficial	104
4.3.8.	Relações observadas entre a concentração de sedimentos e a perda de nutrientes no escoamento superficial.....	106

4.4.	Características do solo e do escoamento superficial aos 47 dias após semeadura da cultura do milho	108
4.4.1.	pH do solo e condutividade elétrica do escoamento superficial	108
4.4.2.	Carbono orgânico total no solo e no escoamento superficial	111
4.4.3.	Fósforo no solo e no escoamento superficial	114
4.4.4.	Potássio no solo e no escoamento superficial	119
4.4.5.	Cálcio biodisponível no solo e no escoamento superficial	122
4.4.6.	Magnésio no solo e no escoamento superficial	129
4.4.7.	Perdas de ferro total no escoamento superficial	135
5.	CONCLUSÕES	137
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	139
7.	APÊNDICES	149

RELAÇÃO DE TABELAS

	Página
01. Teores de argila, umidade gravimétrica (Ug), densidade do solo (Ds), porosidade total (Pt), macro porosidade (Mac), micro porosidade (Mic) e umidade volumétrica (θ) do solo determinados na implantação do experimento, em duas profundidades. Cada valor é a média de três repetições.....	25
02. Características químicas do solo da área experimental determinadas na implantação do experimento. Cada valor é a média de três repetições.....	26
03. Fontes, doses, concentração e quantidade de nutriente aplicada na semeadura da cultura da aveia e do milho, nos sistemas de manejo com preparo convencional e sem preparo do solo	30
04. Velocidade do escoamento (V), tensão cisalhante média do escoamento (τ), vazão (Q), número de Reynolds (Re), número de Froude (Fr), altura da lâmina (h), vazão unitária da enxurrada (q) e coeficiente de Manning (n), avaliados em sistemas de manejo com preparo convencional (PC) e sem preparo do solo (SP). Dados obtidos sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro repetições ..	41
05. Umidade gravimétrica do solo antes da chuva na profundidade de 0 a 20 cm e perdas de água, de solo e coeficientes constantes de enxurrada resultantes da aplicação de uma chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora, em diferentes sistemas de manejo do solo, sem adição de fertilizante (T) e com adição de fertilizante mineral (M), composto de lixo urbano (C) e dejetos de suínos (D), logo após a semeadura da aveia. Cada valor é a média de quatro repetições.....	48
06. Umidade gravimétrica do solo antes da chuva na profundidade de 0 a 20 cm e perdas de água, de solo e coeficientes constantes de enxurrada resultantes da aplicação de uma chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora, em diferentes sistemas de manejo do solo, sem adição de fertilizante (T) e com adição de fertilizante mineral (M), composto de lixo urbano (C) e dejetos de suínos (D), logo após a semeadura do milho. Cada valor é a média de quatro repetições.....	51
07. Umidade gravimétrica do solo antes da chuva na profundidade de 0 a 20 cm e perdas de água, de solo e coeficientes constantes de enxurrada resultantes da aplicação de uma chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora, em diferentes sistemas de manejo do solo, sem adição de fertilizante (T) e com adição de fertilizante mineral (M), composto de lixo urbano (C) e dejetos de suínos (D), aos 47 dias após a semeadura do milho. Cada valor é a média de quatro repetições	54
08. Valores médios de pH e condutividade elétrica do escoamento superficial observados nos sistemas de manejo com preparo convencional e sem preparo do solo com adição dos fertilizantes mineral (M), composto de lixo urbano (C), dejetos suíno (D) e	56

	testemunha (T), sob chuvas simuladas com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro observações	
09.	Fósforo total (Pt, em mg L ⁻¹) determinado no escoamento superficial logo após a semeadura da aveia em diferentes sistemas de manejo do solo e fontes de nutrientes, sob chuvas simuladas com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro repetições	60
10.	Potássio solúvel biodisponível (Ksb, em mg L ⁻¹) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da aveia em diferentes sistemas de manejo do solo e fontes de nutrientes, sob chuvas simuladas com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro repetições	62
11.	Ferro total (Fet, em mg L ⁻¹) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura do milho em diferentes sistemas de manejo do solo e fontes de nutrientes, sob chuvas simuladas com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro repetições	105
12.	Fósforo particulado biodisponível (Ppb, em mg L ⁻¹) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho em diferentes sistemas de manejo do solo e fontes de nutrientes, sob chuvas simuladas com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro repetições	117

RELAÇÃO DE FIGURAS

	Página
01. Planta baixa de um bloco experimental com distribuição das parcelas experimentais, onde em cada sistema de preparo do solo foram aplicados fertilizantes minerais e orgânicos	28
02. Vista de um bloco experimental, com o simulador de chuvas posicionado entre as parcelas, possibilitando a aplicação simultânea da chuva em todos os tratamentos de um mesmo bloco	31
03. Esquema do fracionamento físico-químico dos nutrientes fósforo, potássio, cálcio e magnésio no escoamento superficial realizados com uso de resinas trocadoras de cátions e de ânions para separar formas solúveis de particuladas	38
04. Umidade gravimétrica do solo (Ugs) observada antes da aplicação da chuva simulada no 2 ^o dia após semeadura da cultura do milho, nos sistemas de manejo com preparo convencional e sem preparo do solo, nas profundidades de 0 a 10 e 10 a 20 cm. Médias de 16 observações, quando seguidas de mesma letra não diferem significativamente pelo teste de Tukey (P < 0,05)	43
05. Umidade gravimétrica do solo (Ugs) observada na semeadura da cultura do milho, em diferentes fontes de nutrientes, na camada de 0 a 20 cm de profundidade do solo. Médias de 16 observações, quando seguidas de mesma letra não diferem significativamente pelo teste de Tukey (P < 0,05)	44
06. Umidade gravimétrica do solo (Ugs) observada no 47 ^o dia após a semeadura da cultura do milho e imediatamente antes dos testes com chuva simulada, nos diferentes sistemas de manejo do solo e profundidades avaliadas. Médias seguidas de mesma letra não diferem significativamente pelo teste de Tukey (P < 0,05)	45
07. Taxas médias de enxurrada e taxas médias de perda de sedimentos observadas nos sistemas de manejo com preparo convencional (PC) e sem preparo do solo (SP) na semeadura da cultura da aveia, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 16 observações.	47
08. Taxas médias de enxurrada e taxas médias de perda de sedimentos observadas nos sistemas de manejo com preparo convencional (PC) e sem preparo do solo (SP), no 2 ^o dia após a semeadura da cultura do milho, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 16 repetições.....	50
09. Taxas médias de enxurrada e taxas médias de perda de sedimentos observadas nos sistemas de manejo com preparo convencional (PC) e sem preparo do solo (SP), no 47 ^o dia após a semeadura da cultura do milho, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 16 repetições.....	53

10. Carbono orgânico total (COT) determinado no escoamento superficial logo após a semeadura da aveia em diferentes sistemas de manejo com adição de fertilizante mineral (M), composto de lixo urbano (C), dejetos suínos e no tratamento testemunha (T) em diferentes tempos de amostragem ao longo da chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro observações..... 57
11. Fósforo solúvel biodisponível (Psb) e particulado biodisponível (Ppb), observadas no escoamento superficial logo após a semeadura da aveia, em diferentes sistemas de manejo do solo e fontes de nutrientes, sob chuvas simuladas com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro repetições..... 59
12. Potássio particulado biodisponível (Kpb) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da aveia, sob diferentes fontes de nutrientes e chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de fertilizante e minúscula - dentro de tempo) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$)..... 63
13. Potássio total (Kt) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da aveia, em sistemas de manejo do solo com diferentes fertilizantes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de 20 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas - dentro de preparo e minúscula - dentro fertilizante) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$)..... 64
14. Potássio total (Kt) no escoamento superficial logo após a semeadura da aveia com adição de diferentes fertilizantes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas - dentro de fertilizante e minúscula - dentro tempo) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$)..... 65
15. Cálcio solúvel biodisponível (Casb) no escoamento superficial logo após a semeadura da aveia, com adição de diferentes fertilizantes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas - dentro de fertilizante e minúscula - dentro tempo) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$)..... 66
16. Cálcio particulado biodisponível (Capb) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura da aveia, em sistemas de manejo, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de preparo e minúscula - em cada tempo) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$)..... 67

17. Cálcio particulado biodisponível (Capb) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura da aveia, com adição de diferentes fertilizantes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas - dentro de fertilizante e minúscula - dentro tempo) não diferem. Tukey (P < 0,05)..... 68
18. Cálcio total (Cat) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura da aveia, em diferentes fertilizantes aplicados, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de fertilizante e minúscula – em cada tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05)..... 69
19. Magnésio solúvel biodisponível (Mgsb) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura da aveia, em diferentes fertilizantes aplicados, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de fertilizante e minúscula – em cada tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05)..... 70
20. Magnésio solúvel biodisponível (Mgsb) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura da aveia, em diferentes sistemas de manejo do solo e fertilizantes aplicados, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 20 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula – dentro de sistema de preparo do solo e minúscula - dentro de fertilizantes) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05)..... 71
21. Magnésio particulado biodisponível (Mgpb) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura da aveia, em diferentes fontes de fertilizantes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas - dentro de fertilizante e minúscula - dentro tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05)..... 72
22. Magnésio particulado biodisponível (Mgpb) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura da aveia na semeadura da aveia, em diferentes sistemas de manejo do solo e fertilizantes aplicados, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 20 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula – entre sistema de preparo do solo e minúscula – entre fertilizantes) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05)..... 73
23. Magnésio total (Mgt) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura da aveia, em diferentes sistemas de manejo do solo e fertilizantes adicionados, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada

	valor é a média de 20 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas - entre preparo e minúsculas - entre fertilizante) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).....	74
24.	Magnésio total (Mgt) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura da aveia, em diferentes fontes de fertilizantes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas - entre fertilizante e minúscula - entre tempo) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).....	75
25.	Ferro total (Fet) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura da aveia, em diferentes sistemas de manejo do solo e fertilizantes adicionados, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de 20 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas - entre preparo e minúsculas - entre fertilizante) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).....	76
26.	Ferro total (Fet) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura da aveia, em diferentes fontes de fertilizantes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas - dentro de fertilizante e minúscula - dentro tempo) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).....	77
27.	Relação entre as concentrações de sedimentos e de Ferro total (Fet) do escoamento superficial, observadas semeadura da aveia, no sistema de manejo com preparo convencional do solo. Cada valor é a média de três observações.....	78
28.	Relação entre concentrações de ferro total (Fet) e fósforo particulado biodisponível (Ppb) do escoamento superficial, observadas no sistema de manejo com preparo convencional do solo. Cada valor é a média de 12 observações.....	79
29.	Valores médios de pH observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura da semeadura da cultura do milho, em diferentes sistemas de manejo com adição de fertilizante mineral (M), composto de lixo urbano (C), dejetos suínos e testemunha (T) em diferentes tempos de amostragem após início de chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro observações.....	80
30.	Condutividade elétrica (Ce) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura da semeadura da cultura do milho, em diferentes sistemas de manejo com adição de fertilizante mineral (M), composto de lixo urbano (C), dejetos suínos e testemunha (T) em diferentes tempos de amostragem após início de chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro observações.....	82
31.	Carbono orgânico total (COT) observado no escoamento	

	superficial logo após a semeadura da cultura do milho em diferentes sistemas de manejo com adição de fertilizante mineral (M), composto de lixo urbano (C), dejetos suínos e testemunha (T) em diferentes tempos de amostragem após início de chuva simulada com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro observações.....	83
32.	Fósforo solúvel biodisponível (Psb) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura do milho, em diferentes fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito repetições. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula – entre fertilizante e minúscula – em cada tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).....	84
33.	Fósforo particulado biodisponível (Ppb) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura do milho, em diferentes sistemas de manejo e fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 20 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - entre sistemas de manejo e minúscula – entre fertilizante) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).....	85
34.	Fósforo particulado biodisponível (Ppb) observadas na semeadura da cultura do milho, em diferentes fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito repetições. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - entre fertilizante e minúscula – em cada tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).....	86
35.	Fósforo total (Pt) observado no escoamento superficial logo após semeadura da cultura do milho, em diferentes fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - entre fertilizante e minúscula – em cada tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).....	87
36.	Potássio solúvel (Ksb) e particulado (Kpb) biodisponível observado no escoamento superficial logo após semeadura da cultura do milho, em diferentes sistemas de manejo do solo com uso dos fertilizantes: testemunha (T), mineral (M), Composto de lixo urbano (C) e dejetos suínos (D), sob chuvas simuladas com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro repetições.....	88
37.	Potássio total (Kt) observado no escoamento superficial logo após semeadura da cultura do milho, no sistemas de manejo com preparo convencional (PC) e sem preparo do solo (SP), sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra não diferem significativamente pelo teste de Tukey (P < 0,05).....	90
38.	Cálcio solúvel biodisponível (Casb) observado no escoamento	

	superficial logo após semeadura da cultura do milho em diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas - entre sistemas de manejo e minúsculas – em cada tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).....	92
39.	Concentração de sedimentos e cálcio particulado biodisponível (Capb) observado no escoamento superficial logo após semeadura da cultura do milho, nos sistemas de manejo com preparo convencional (PC) e sem preparo do solo (SP), sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Média de 16 observações, seguidas de mesma letra (maiúscula – entre preparo e minúsculas – em cada tempo) não diferem. Tukey (P < 0,05).....	93
40.	Cálcio particulado biodisponível (Capb) observado no escoamento superficial logo após semeadura da cultura do milho, em diferentes fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de fertilizante e minúscula – em cada tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).....	94
41.	Cálcio total (Cat) observado no escoamento superficial logo após semeadura da cultura do milho em diferentes fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de fertilizante e minúscula – em cada tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).....	95
42.	Cálcio total (Cat) observado no escoamento superficial logo após semeadura da cultura do milho em diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas - dentro preparo e minúsculas - dentro de tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).....	96
43.	Magnésio solúvel biodisponível (Mgsb) observado no escoamento superficial logo após semeadura da cultura do milho, em diferentes sistemas de manejo do solo e fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Médias de 20 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de preparo e minúscula – dentro de fertilizante) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).....	97
44.	Magnésio solúvel biodisponível (Mgsb) observado no escoamento superficial logo após semeadura da cultura do milho, em diferentes fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Médias de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de fertilizante e minúscula – em cada tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P	

< 0,05).....	98
45. Magnésio particulado biodisponível (Mgpb) observado no escoamento superficial logo após semeadura da cultura do milho, em diferentes sistemas de manejo do solo e fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Média de 20 observações, seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de fertilizante e minúscula – dentro de preparo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).....	99
46. Concentração de sedimentos e Magnésio particulado biodisponível (Mgpb) observado no escoamento superficial logo após semeadura da cultura do milho, nos sistemas de manejo com preparo convencional (PC) e sem preparo do solo (SP), sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Média de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula – dentro de preparo e minúsculas – dentro de tempo) não diferem. Tukey (P < 0,05).....	100
47. Magnésio particulado biodisponível (Mgpb) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura do milho, em diferentes fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de fertilizante e minúscula – em cada tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).....	101
48. Magnésio total (Mgt) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura do milho, em diferentes sistemas de manejo do solo e fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Média de 20 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de preparo e minúscula – dentro de fertilizante) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).....	102
49. Concentração de sedimentos e Magnésio total (Mgt) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura do milho, nos sistemas de manejo com preparo convencional (PC) e sem preparo do solo (SP), sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Médias de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula – dentro de preparo e minúsculas – dentro de tempo) não diferem significativamente. Tukey (P < 0,05).....	103
50. Magnésio total (Mgt) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura do milho, em diferentes fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de fertilizante e minúscula – em cada tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).....	104
51. Relação entre concentrações cálcio particulado biodisponível (Capb), potássio particulado biodisponível (Kpb) e fósforo	

- particulado biodisponível (Ppb) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura do milho nos sistemas de manejo com preparo convencional do solo. Cada valor é a média de 12 observações..... 107
52. Relação entre concentrações magnésio particulado biodisponível (Mgpb), potássio particulado biodisponível (Kpb) e fósforo particulado biodisponível (Ppb) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura do milho nos sistemas de manejo com preparo convencional do solo. Cada valor é a média de 12 observações..... 107
53. Valores de pH do solo observados no 45^a dia após a semeadura da cultura do milho, em diferentes sistemas de manejo com adição de fertilizante mineral (M), composto de lixo urbano (C), dejetos suínos e testemunha (T) Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra não diferem significativamente pelo teste de Tukey (P < 0,05)..... 108
54. Valores médios de pH do escoamento superficial observado aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho, em diferentes sistemas de manejo com adição de fertilizante mineral (M), composto de lixo urbano (C), dejetos suínos e testemunha (T) em diferentes tempos de amostragem após início de chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro observações..... 109
55. Condutividade elétrica (Ce) observada no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho, em diferentes sistemas de manejo com adição de fertilizante mineral (M), composto de lixo urbano (C), dejetos suínos e testemunha (T) em diferentes tempos de amostragem após início de chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro observações..... 111
56. Carbono Orgânico total (COT) no solo observado aos 45 dias após a semeadura da cultura do milho, em diferentes sistemas de manejo com adição de fertilizante mineral (M), composto de lixo urbano (C), dejetos suínos e testemunha (T) Cada valor é a média de quatro observações. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey (P < 0,05)..... 112
57. Carbono orgânico total (COT) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho em diferentes sistemas de manejo com adição de fertilizante mineral (M), composto de lixo urbano (C), dejetos suínos e testemunha (T) em diferentes tempos de amostragem após início de chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro observações..... 113
58. Fósforo biodisponível no solo (Pbs) observados aos 45 dias após a semeadura da cultura do milho, com adição dos fertilizantes mineral (M), composto de lixo urbano (C), dejetos suínos e testemunha (T) Cada valor é média de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra não diferem significativamente pelo teste

	de Tukey ($P < 0,05$).....	114
59.	Fósforo solúvel biodisponível (Psb) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho em diferentes fertilizantes sob início de chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de 40 observações. Médias seguidas de mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).....	116
60.	Fósforo total (Pt) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho em diferentes sistemas de manejo com adição de fertilizante mineral (M), composto de lixo urbano (C), dejetos suínos e testemunha (T) em diferentes tempos de amostragem após início de chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro observações.....	118
61.	Potássio solúvel biodisponível (Ksb) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho em diferentes fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é média de oito observações. Média de oito observações, seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de fertilizante e minúscula - dentro de tempo) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).....	120
62.	Concentração de sedimentos e Potássio particulado biodisponível (Kpb) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho nos sistemas de manejo com preparo convencional (PC) e sem preparo do solo (SP), sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de preparo e minúscula - dentro de tempo) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).....	121
63.	Potássio total (Kt) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho em diferentes sistemas de manejo, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de preparo e minúscula - dentro de tempo) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).....	122
64.	Cálcio biodisponível no solo (Cabs) observado aos 45 dias após a semeadura da cultura do milho, em diferentes sistemas de manejo solo. Cada valor é a média de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra não diferem significativamente pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).....	123
65.	Cálcio biodisponível no solo (Cabs) observado aos 45 dias após a semeadura da cultura do milho com diferentes fontes de nutrientes. Média de 16 observações, seguidas de mesma letra não diferem significativamente (Tukey, $P > 0,05$).....	124
66.	Cálcio solúvel biodisponível (Casb) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho em	

- diferentes fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de fertilizante e minúscula - dentro de tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05)..... 125
67. Cálcio particulado biodisponível (Capb) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho em diferentes sistemas de manejo e fertilizantes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 20 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de preparo e minúscula – dentro de fertilizante) não diferem (Tukey, P > 0,05)..... 126
68. Concentração de sedimentos e Cálcio particulado biodisponível (Capb) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho nos sistemas de manejo com preparo convencional e sem preparo do solo (SP), sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de preparo e minúscula – dentro de tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05)..... 127
69. Concentração de sedimentos e Cálcio total (Cat) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho nos sistemas de manejo com preparo convencional (PC) e sem preparo do solo (SP), sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de preparo e minúscula – dentro de tempo) não diferem (Tukey, P > 0,05)..... 129
70. Magnésio biodisponível no solo (Mgbs) observado aos 45 dias após a semeadura da cultura do milho, em diferentes profundidades e sistemas de manejo solo. Cada valor é a média de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra não diferem significativamente pelo teste de Tukey (P < 0,05)..... 130
71. Magnésio biodisponível no solo (Mgbs) observado aos 45 dias dia após a semeadura da cultura do milho, em diferentes sistemas de manejo e fontes de nutrientes. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra não diferem significativamente pelo teste de Tukey (P < 0,05)..... 131
72. Magnésio solúvel biodisponível (Mgsb) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho em diferentes fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de fertilizante e minúscula - dentro de tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05)..... 132
73. Concentração de sedimentos e Magnésio particulado biodisponível (Mgpb) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho nos sistemas de manejo com

	preparo convencional (PC) e sem preparo do solo (SP), sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de preparo e minúscula – dentro de tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).....	133
74.	Magnésio total (Mgt) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho em diferentes fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de fertilizante e minúscula - dentro de tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).....	134
75.	Concentração de sedimentos e Ferro total (Fet) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho nos sistemas de manejo com preparo convencional (PC) e sem preparo do solo (SP), sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h ⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de preparo e minúscula – dentro de tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).....	135

1. INTRODUÇÃO

Em âmbito internacional cresce a preocupação da comunidade científica com questões relacionadas à qualidade da água. Pesquisas são direcionadas para fenômenos potencializados por ações antrópicas. No início de um novo século, intensivos estudos sobre qualidade de águas continentais indicam que a redução da poluição por fontes não pontuais requer o uso de práticas conservacionistas e uma visão holística sobre o manejo de ecossistemas.

Nas áreas agrícolas da região sul do Brasil tem aumentado o uso do sistema de manejo sem o preparo do solo, técnica que proporciona grandes benefícios, principalmente em relação ao controle da erosão e da degradação agrícola do solo. Entretanto, em função desse sistema preparo do solo, fertilizantes e agrotóxicos devem ser aplicados na superfície, o que pode representar um potencial poluente para os recursos hídricos. Sabe-se que o uso intensivo de fertilizantes, seja de origem orgânica ou mineral, pode causar eutrofização dos mananciais de água, pois estes podem ser transportados através do escoamento superficial em formas orgânica ou mineral, fracamente adsorvida ou não adsorvida aos sedimentos transportados no escoamento superficial dentro de áreas agrícolas e daí para rios e reservatórios. Em ambientes aquáticos, nutrientes transportados através do escoamento superficial podem causar “stress” entre comunidades aquáticas e radicalmente mudar o comportamento e a estrutura da comunidade. Além disso, alguns elementos químicos podem afetar, por exemplo, a reprodução da fauna e da flora de ambientes aquáticos.

Muitos fatores afetam o transporte de nutrientes pelo escoamento. Entre os principais fatores destacam-se o manejo e a estrutura do solo, o conteúdo de água no solo, o tipo de irrigação ou intensidade e duração de chuva, as doses e a composição dos fertilizantes utilizados. Certamente alguns fatores têm maior influência na dinâmica do transporte de poluentes. Estes fatores incluem o conteúdo de umidade inicial do solo, o tipo de manejo do solo, a qualidade e quantidade de cobertura do solo e o tempo de aplicação do produto, entre outros.

A realização de um trabalho sobre transporte de nutrientes através do escoamento superficial pode trilhar um novo caminho na busca de uma tecnologia mais adequada em termos ambientais e no uso sustentável do solo, para áreas que representam um potencial poluente, procurando uma forma branda e equilibrada no trato com a natureza, estabelecendo compromissos na relação do homem com o universo a sua volta, sendo, portanto de grande utilidade e retorno à sociedade em geral e principalmente ao meio rural.

Conhecer a dinâmica do transporte de nutrientes através do escoamento superficial originado pelo excesso de chuvas é crucial para entender a ocorrência, distribuição e concentração desses poluentes em recursos hídricos. Desta forma, o presente trabalho foi conduzido baseado nas seguintes hipóteses:

a) O tipo de fertilizante aplicado ao solo tem influência na quantidade e nos compartimentos de nutrientes transportado devido aos diferentes estados físicos e composições apresentadas;

b) A forma de aplicação dos fertilizantes, incorporado ao solo ou na superfície, afeta o transporte de nutrientes no escoamento e as perdas de solo e água por erosão devido às condições de interação entre os fertilizantes e o solo.

Os objetivos deste trabalho são:

a) Verificar se o aumento do teor de nutrientes disponíveis no solo (em função da adubação e do acúmulo na superfície pelo não revolvimento), proporciona aumentos nas perdas dos mesmos, através do escoamento superficial;

b) Analisar o efeito das fontes (adubação mineral e orgânica) e do fator transporte (volume escoado, velocidade do escoamento, sedimentos transportados) sobre as perdas de nutrientes;

c) Avaliar parâmetros químicos do solo (pH, carbono orgânico total, (COT), capacidade de troca de cátions (CTC), condutividade elétrica do solo, etc...) que possam estar relacionados ao comportamento do fósforo e de cátions trocáveis transportados através do escoamento superficial;

d) Analisar o efeito dos sistemas de manejo sem preparo e com preparo convencional do solo sobre as taxas de enxurrada e de infiltração de água no solo e sobre as perdas de solo e de água por erosão hídrica.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Sistemas de manejo e aplicação de fertilizantes

Os sistemas de manejo do solo apresentaram grande evolução nas últimas décadas, passando de práticas convencionais a práticas conservacionistas de manejo solo. Entre os sistemas de manejo do solo, muitas formas de preparo podem ser utilizadas, desde o preparo convencional do solo, realizado com uma aração e duas gradagens até sistema implantado com ausência de revolvimento de camadas de solo, chamado de sistema de manejo sem preparo do solo.

No sistema de manejo com preparo convencional do solo, há inversão de camadas pelas operações de preparo do solo (uma aração e duas gradagens). Neste sistema, os nutrientes adicionados pelos fertilizantes podem ser incorporados, aumentando a interação com as partículas de solo. O preparo convencional favorece a desagregação, podendo inverter camadas de solo, expondo à superfície elementos que fazem parte da composição do solo, como é o caso dos óxidos de ferro, que desempenham papel fundamental na dinâmica de alguns nutrientes. O sistema de manejo com preparo convencional do solo é considerado o causador de grandes perdas de solo por erosão hídrica, principalmente devido às perdas de solo e conseqüentemente, de nutrientes contidos associados às partículas de solo erodidas.

O sistema de manejo sem o preparo do solo é realizado através da semeadura direta com revolvimento mínimo da superfície do solo, apenas na linha de semeadura, mantendo a superfície do solo coberta pelos resíduos vegetais de culturas anteriores. Nesse sistema, a aplicação de fertilizantes

minerais e orgânicos é feita na linha de semeadura ou são distribuídos na superfície do solo. No sistema de manejo sem o preparo do solo, a grande concentração de nutrientes nos primeiros centímetros de profundidade pode representar um potencial poluente, pois alguns nutrientes, como é o caso do fósforo, quando adsorvidos em partículas de solo ou dissolvidos na solução do solo podem ser facilmente transportados pelo escoamento superficial até rios e lagos.

Práticas conservacionistas de manejo do solo que mantêm os resíduos vegetais sobre a superfície do solo e uma boa cobertura do solo são consideradas as melhores formas para se minimizar o escoamento superficial e, conseqüentemente, a perda de solo transportado pela enxurrada. Embora o sistema de manejo sem preparo do solo tenha, em muitos casos, reduzido as perdas de nutrientes através da enxurrada, alguns dados são conflitantes. Sob eventos de chuvas com altas intensidades de precipitação e alto conteúdo de umidade do solo a perda de solo transportado pela enxurrada ainda pode ser significativa, mesmo sob sistemas conservacionistas de manejo do solo (Basta et al., 1997). A perda de água através do escoamento superficial em sistema de manejo sem o preparo do solo pode ser semelhante à observada no preparo convencional. Fonseca (2001) observou que o uso do sistema de semeadura sem preparo do solo por quatro anos não foi suficiente para expressar diferenças significativas nas taxas de infiltração, de enxurrada e nas perdas totais de água por escoamento superficial. Resultados semelhantes foram observados por Basta et al. (1997) e Schick et al. (2000), onde as perdas de água pelo escoamento superficial dos sistemas de manejo do solo em cultivo mínimo e plantio direto foram semelhantes os do sistema de preparo convencional.

Avaliando o efeito de diferentes métodos de preparo do solo aplicados na introdução de pastagens cultivadas para o melhoramento da pastagem nativa, Cassol et al. (2002) observaram que, aos 55 dias após o preparo e semeadura, no sistema de manejo sem preparo do solo, a concentração de fósforo total, Mg e K na enxurrada foram maiores do que no sistema de preparo convencional do solo.

Santos (2000), analisando as modificações na dinâmica do P causada pela adoção de diferentes sistemas de manejo do solo, observou que no sistema de manejo sem preparo do solo houve um aumento nos teores de fósforo orgânico, fósforo microbiano e das frações lábeis de fósforo orgânico, nos solos de maior resiliência, e de fósforo inorgânico lábil, moderadamente lábil e não lábil ligado ao cálcio, em todos os solos, comparativamente ao sistema de manejo com preparo convencional.

Nos Estados Unidos e no Brasil, a semeadura sem preparo do solo é comumente recomendada como uma prática para reduzir as perdas de solo por erosão. Em Oklahoma, em experimento conduzido em uma área com dois hectares, observou-se que as perdas de P total foram reduzidas em 70% e o N total em 75%, indicando que o sistema de manejo sem preparo do solo é eficiente em reduzir a perda total de nutrientes quando comparado ao sistema de preparo convencional. Entretanto, é importante considerar que o comportamento pode não ser o mesmo se a análise for feita sobre o fracionamento de nutrientes. O sistema de manejo sem preparo do solo apresenta menor perda de fósforo total na enxurrada em relação ao preparo convencional, mas aumenta as perdas de fósforo solúvel e de nitrato. As concentrações de nitrato perdidas através de águas subterrâneas aumentaram de 4,5 para 29 mg L⁻¹ e a concentração de fósforo dissolvido na enxurrada aumentou em 300% (Sharpley & Smith, 1994).

Similarmente, Yli-Halla et al. (1995) chamam a atenção que medidas eficientes no controle da erosão e nas perdas totais de fósforo, não necessariamente reduzem a eutrofização, pois as perdas de fósforo dissolvido na enxurrada podem ser altas. Essa é também a preocupação de Mostaghimi et al. (1988), que não observaram diferenças significativas nas perdas de fósforo dissolvido entre os sistemas com preparo convencional e sem preparo do solo. A biodisponibilidade de fósforo transportado como resultado da adoção de práticas conservacionistas de manejo do solo pode continuar a eutrofização das águas, apesar de diminuir as perdas de P total (Heathwaite et al., 2000). O fracionamento das formas de nutrientes e as vias de perdas podem ser drasticamente alterados após a saída de áreas agrícolas e entrada em ecossistemas aquáticos.

Estudos têm sido direcionados para a forma como os fertilizantes vêm sendo utilizados. Em trabalhos conduzidos no Reino Unido, compararam-se os efeitos de altas taxas de aplicação de dejetos bovinos líquidos e fertilizante inorgânico e verificou-se que ambos podem aumentar a concentração de P na enxurrada quando aplicados em superfície (Withers et al., 2001). Dejetos de bovino líquido (186 kg P ha^{-1}) e superfosfato triplo (330 kg P ha^{-1}) foram aplicados em cultivo de cereal em um solo franco argilo siltoso, em um período de dois anos. Nos primeiros eventos de chuva, após aplicação em superfície, a concentração de P inorgânico na parcela padrão (controle) foi de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$, comparado com $6,5 \text{ mg L}^{-1}$ no tratamento com fertilizante e $3,8 \text{ mg L}^{-1}$ no tratamento com dejetos. As concentrações de P dissolvido na enxurrada foram, em geral, menor que $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ em todos os tratamentos, sendo o P adsorvido em agregados a forma dominante na enxurrada nos tratamentos com uso de fertilizante e dejetos incorporados. Estes resultados mostram que, para P na enxurrada, o método de aplicação de P é mais importante que a fonte de P.

Na maioria dos solos cultivados, o conteúdo de P nos horizontes superficiais é maior do que em profundidade devido à dissolução de P, maior atividade biológica, reciclagem de P por raízes para crescimento da biomassa de planta e materiais orgânicos em camadas superficiais. Em sistemas de cultivo com preparo reduzido do solo, fertilizantes e dejetos não são incorporados ou são incorporados superficialmente. Assim, aumenta a disponibilidade de P em camadas superficiais (um a dois centímetros) de solo. Nessas situações, o P pode ser facilmente transportado através do escoamento superficial (Sharpley et al., 1984).

Aplicação em longo prazo e ininterrupta de fertilizante orgânico em níveis que excedem ao que é retirado através de colheitas aumenta os teores de P do solo. Em muitas áreas, onde existem criações intensivas de animais, os dejetos são normalmente aplicados em doses calculadas para satisfazer às necessidades de N exigidas pelas culturas, resultando freqüentemente, em aumento significativo da fração de P disponível no solo, em níveis acima daqueles exigidos pelas culturas (Barber, 1979).

2.2. Uso de fertilizantes orgânicos

Embora a perda de fertilizantes aplicados em áreas agrícolas seja conhecida como uma importante forma de poluição difusa, existem poucos estudos sobre os principais fatores de transporte de nutrientes e sobre o potencial poluente dos fertilizantes orgânicos, tais como dejetos de suíno e compostos de lixo urbano.

2.2.1. Dejetos de suínos

Em regiões onde ocorre o confinamento intensivo de suínos, as grandes quantidades e, em alguns casos, o manejo inadequado dos dejetos produzidos são freqüentemente responsáveis pela poluição de recursos hídricos. A mudança das características dos sistemas de produção, de uma tradicional agricultura familiar para um sistema tecnificado com capacidade de gerar grande quantidade de proteína animal em reduzido espaço físico, compromete irreversivelmente a qualidade do solo, ar e água como resultado do manejo e disposição incorreta de resíduos provenientes das atividades agrícolas.

No Brasil, a região Oeste do Estado de Santa Catarina, que se destaca pela grande concentração de produtores e indústrias de processamento de carne suína, enfrenta sérios problemas de contaminação de mananciais, decorrentes do manejo inadequado das águas residuárias da suinocultura (Oliveira, 1993).

Entre os elementos presentes nos dejetos, envolvidos na degradação do meio ambiente, destaca-se o fósforo (P), nitrogênio (N), zinco (Zn) e cobre (Cu) (Ferreira et al. 2001).

A maioria dos problemas de perda da qualidade de águas relacionados com o uso de fertilizantes orgânicos ocorre quando os nutrientes são adicionados ao solo em quantidades que superam as necessidades das culturas. Isso geralmente ocorre quando dejetos de suínos são usados como fertilizantes, onde a dose a ser aplicada é normalmente estimada em função da disponibilidade de nitrogênio. Com isso, as taxas de entrada de P, K, Zn e Cu

no solo tornam-se superiores às taxas retiradas pelas culturas, o que pode tornar-se um potencial poluidor. Na maioria das vezes, a redução da qualidade da água não é imediata, ou seja, o avanço no tempo é lento, porém cumulativo, ou seja, o efeito poluidor não é observado nos primeiros anos de uso dos dejetos como fonte de nutriente.

Com base nas doses de dejetos aplicados ao solo como fertilizante e na remoção de P através de colheitas, pode-se diminuir a formação excessiva de P disponível no solo e, ao mesmo tempo, diminuir o risco de lixiviação de nitrato para águas subterrâneas. Conforme observado por McCollum (1991), foram necessários vários anos (16 a 18 anos) sem adição de P no cultivo de milho (*Zea mays* L.) e soja (*Glycine max* L.) para reduzir os teores de P (Mehlich III) de um solo de Portsmouth (Inglaterra), de 100 mg P kg⁻¹, para o teor agrônomico aceitável de 20 mg P kg⁻¹. Doses de dejetos baseadas em N, ao invés de P, podem apresentar sérios riscos, para muitos casos em propriedades agrícolas. Estratégias de adubação baseadas em doses de P poderiam eliminar adições de dejetos em áreas com histórico de uso intensivo e ininterrupto de dejetos. Isso poderia instigar proprietários a utilizar dejetos de suínos em maiores áreas, reduzindo o problema de limitações de áreas locais.

O cobre e o zinco estão presentes em altas concentrações nos dejetos de suínos (Nicholson et al., 1999), porque eles são amplamente utilizados na formulação de antibióticos, como suplementos dietéticos e promotores de crescimento (Patterson, 1984; Choi, 1985). Quando transportados através do escoamento superficial podem causar a contaminação de fontes de águas superficiais. Quando entram na cadeia alimentar humana, acumulam-se no organismo, provocando sérias enfermidades.

2.2.2. Composto de lixo urbano

A compostagem do lixo urbano é empregada nas grandes e médias cidades como uma das alternativas para reduzir os problemas sociais e de contaminação do ambiente causados pela deposição desse material em vazadouros e lixões a céu aberto (Benvenuto, 1996).

Conforme observado por Cassol et al. (1998), em experimentos de longa duração, o composto de lixo urbano apresenta-se como um excelente material para ser aplicado ao solo visando à produção agrícola e maior resistência do solo à erosão hídrica. É importante salientar que os efeitos benéficos foram atingidos após período prolongado de uso desses materiais, em doses bastante elevadas (dose completa de 20 Mg ha⁻¹, base seca), manifestando, portanto, o efeito cumulativo do uso desses materiais.

A intensa utilização de adubação orgânica em áreas produtoras de hortaliças e frutas, dos chamados cinturões verdes, torna o composto de resíduo sólido urbano (CRSU) uma importante fonte de matéria orgânica, com custos acessíveis, principalmente, para os agricultores localizados próximos às usinas de compostagem. Apesar de seus efeitos benéficos como fonte de matéria orgânica, atuando tanto nas propriedades físicas quanto químicas do solo (Bevacqua & Melano, 1994) e contribuindo para o incremento de produtividade das espécies cultivadas, o uso do CRSU, todavia, pode ser limitado pelo seu alto teor de impurezas físicas e a presença de metais pesados. Embora muitos trabalhos tenham demonstrado não haver contaminação de grãos destinados ao consumo humano. Em um experimento de longa duração, Cassol et al. (1998) observaram através de análises químicas, que os níveis de cádmio dos grãos de feijão permaneceram abaixo de 0,2 mg kg⁻¹, o que permite o consumo humano sem restrições.

Conforme relatado por Cassol et al. (1998), em condições ambientais ótimas, no máximo 50% do total de nitrogênio e de fósforo dos adubos orgânicos é aproveitado pelas culturas no primeiro ano e em torno de 20% no segundo ano, sendo que 30% não é aproveitado. Isso pode ser um agravante no uso do composto de lixo urbano, pois altas precipitações podem provocar elevadas perdas por erosão hídrica, principalmente se o composto for aplicado na superfície do solo sem incorporação.

O conhecimento das formas químicas dos nutrientes do solo permite melhor avaliação sobre a biodisponibilidade e mobilidade desses nutrientes e seus riscos ao meio ambiente. Canet et al. (1997) verificaram aumento da fração trocável somente para Cd em solos calcários tratados durante sete anos com CRSU. Mazur (1997) observou redução da fração trocável e aumento das

frações extraídas com hidroxilamina (óxidos de Fe e óxido de Mn), e também que ao longo do tempo de incubação houve menor mobilidade/biodisponibilidade de Ni, Pb, Zn e Cu em solos incubados com CRSU durante 24 semanas.

2.3. Impacto em águas de superfície oriundo da adição de fertilizantes

Atualmente o manejo de fertilizantes orgânicos tem sido o foco de muitas discussões sobre a sustentabilidade ou melhoria da qualidade do meio ambiente e do sistema de produção. A perda de nutrientes através do escoamento superficial é o componente chave para redução dos custos do tratamento de água para consumo humano. Em alguns casos, o nitrogênio é o principal poluente das águas. Porém, em muitas bacias hidrográficas o desenvolvimento de práticas de manejo que reduzam as taxas de perda de fósforo tornou-se mais importantes, pois o fósforo é o nutriente limitante para o desenvolvimento dos processos de eutrofização.

O fósforo não é um elemento tóxico, mas a aplicação continuada de P no solo em doses excessivas e seu movimento subsequente para as águas de superfície através do escoamento superficial podem acelerar a eutrofização. Isto pode comprometer o uso da água na indústria, recreação, bebida, pesca, devido ao crescimento descontrolado de algas e de plantas aquáticas indesejáveis. Outros nutrientes como N e C estão associados com a acelerada eutrofização, mas, maior atenção tem sido dada ao P, devido à dificuldade em controlar as trocas de N e C entre a atmosfera e um corpo da água, e fixação de N atmosférico por algumas algas. Assim, limitar e controlar os teores de P é de fundamental importância na redução da eutrofização das águas de superfície.

Provavelmente o impacto inicial oriundo da adição de dejetos suíno na concentração de P na enxurrada é influenciado pela solubilidade do composto orgânico adicionado ao solo. Sharpley & Moyer (2000) investigaram a solubilidade do P de amostras de compostos originados da bovinocultura leiteira, suinocultura e cama de aves. Perdas de P foram avaliadas durante

chuvas simuladas (70 mm h^{-1} e 30 minutos de duração) em laboratório com aplicação de 10 Mg de dejetos ha^{-1} . Durante cinco eventos de chuva simulada, a quantidade total de P lixiviado de dejetos da bovinocultura leiteira, esterco de aves, composto da bovinocultura leiteira e chorume de suínos foram, respectivamente de 58%, 21%, 20% e 15% do P aplicado. A quantidade de P inorgânico (P_i) ou orgânico (P_o) lixiviado de cada material foi significativamente correlacionado com o P dissolvido inorgânico ($r^2 = 0,98$) ou P_o ($r^2 = 0,99$). Os autores sugerem o uso do P dissolvido em água como parâmetro para avaliar o potencial do solo ou do composto em aumentar o teor de P na água de lixiviação e no escoamento superficial.

2.4. Fósforo

2.4.1. Formas de fósforo no solo e métodos de extração

No solo, o P existe em formas inorgânicas e orgânicas. Estas formas são caracterizadas por extrações físico-químicas e são atribuídas à labilidade da espécie química extraída. Tal fracionamento no solo é baseado na premissa que extratores ácidos e alcalinos que removem o P de forma seqüencial, à medida decrescente da labilidade ou biodisponibilidade (Hedley et al., 1982). Em solos ácidos, é muito comum a adsorção de P por oxihidróxidos de Fe e Al, tais como gibbsita, hematita, goethita e ferrihidrita. O P adsorvido na superfície pode ser fisicamente encapsulado ou ocluso por minerais nos quais está adsorvido, sendo fortemente retido e, conseqüentemente, menos disponível (Smeck, 1985).

Formas inorgânicas de P encontram-se geralmente associadas com compostos de Fe e Al na forma de óxidos, hidróxidos, material amorfo e cristalino, em solos ácidos, e com compostos de Ca, em solos alcalinos. As formas orgânicas de P incluem fosfolipídeos, inositol e ácidos fúlvicos, enquanto formas mais resistente são ácidos húmicos.

O P orgânico consiste de resíduos não decompostos, microorganismos e material orgânico do solo. Já o P inorgânico está normalmente associado com os minerais de Al, Fe e Ca, compostos com diferentes solubilidade e disponibilidade para plantas. O fósforo é um elemento

que deve ser adicionado à maioria dos solos para que os níveis adequados às plantas sejam satisfeitos. No solo, o P pode tornar-se rapidamente indisponível às plantas, devido fundamentalmente à possibilidade de adsorver, formar complexo ou ainda precipitar com minerais do solo, dependendo do pH e da mineralogia do solo (exemplo: presença de óxidos de Al e Fe) e da concentração de Ca na solução do solo. A conversão de formas estáveis no solo para formas lábeis (formas disponíveis) normalmente acontece de forma lenta (Sharpley et al., 1999).

Sabe-se que no caso da adsorção de fósforo, a formação de complexos é favorecida pela presença de grupos funcionais protonados, uma vez que o mecanismo é a troca de ligantes. O fósforo pode estar especificamente adsorvido à fração coloidal do solo (óxidos de ferro e alumínio). Pode ocorrer também precipitação com alumínio, ferro ou cálcio. A precipitação entre os íons fosfato e alumínio em solução dificilmente ocorre, em função de que ânions fosfatos formam preferencialmente precipitados com outros elementos, como por exemplo, cálcio e magnésio. As reações são influenciadas não somente pelas constantes de formação dos complexos, mas também pelas concentrações dos elementos químicos presentes na solução do solo.

O ânion fosfato é fracamente solúvel em água e retido fortemente pelo complexo de troca (Wolt, 1994). Entretanto, conforme observado por Nolla (2003), solos que recebem a aplicação de calcário, onde há presença de elevadas quantidades de cálcio em solução em detrimento ao alumínio, o fosfato apresenta uma maior tendência de complexação com o cálcio, tendendo a formar CaHPO_4 e $\text{CaH}_2\text{PO}_4^+$.

Em sistemas de manejo do solo que utilizam aplicação de fertilizantes em superfície ocorre acúmulo de fósforo nos primeiros centímetros de profundidade do solo em função da mínima mobilização do solo e da ciclagem dos resíduos da superfície (Muzilli, 1983; Sá, 1993). Ou seja, em solos cultivados sob sistemas conservacionistas de preparo do solo e que recebem calagem, a disponibilidade de fósforo para a solução do solo é facilitada. Aliado a isso, o uso de dejetos nessas áreas pode apresentar um

elevado risco de poluição, através das perdas de fósforo no escoamento superficial.

Entre os principais fatores que afetam a disponibilidade de fósforo, pode-se citar o conteúdo de matéria orgânica, umidade, mineralogia e o teor de fósforo do solo. Solos com alto conteúdo de argila e óxidos de ferro e alumínio tendem a fixar mais fósforo do que solos arenosos. Deste modo, mais fósforo precisa ser adicionado para elevar o teor de fósforo de solos argilosos do que em solos arenosos (Santos, 2000).

O fracionamento do fósforo no solo vem sendo realizado através de técnicas que visam à identificação das formas preferenciais com que o fósforo é retido no solo, sua ocorrência e magnitude com que contribuem para a capacidade de suprimento de fósforo às plantas. Já no escoamento superficial as técnicas de fracionamento do fósforo visam identificar os principais compartimentos em que o fósforo é transportado e assim prever o comportamento do fósforo em ambientes aquáticos e a biodisponibilidade do mesmo à biota aquática. No solo e no escoamento superficial, o fracionamento do fósforo é complexo, exigindo, preferencialmente, métodos simples para estimar a disponibilidade de fósforo e prever, no caso de análises de solo, a necessidade de adubação fosfatada.

No solo, as técnicas que estimam o chamado "fósforo disponível" são rápidas e, normalmente, de baixo custo, porém sua aplicabilidade é restrita a grupos de solos com características semelhantes, cuja calibração entre teores extraídos pelo método e a absorção pelas plantas é indispensável. Dentre elas encontram-se os extratores Mehlich 1 (Mehlich, 1953), Mehlich 3 (Mehlich, 1984) e resina trocadora de ânions (RTA) em membranas (Amer et al., 1955), as quais são de maior utilização e interesse no Rio Grande do Sul (Gatiboni, 2003).

A sensibilidade do extrator de Mehlich 1 já foi estudada por Rheinheimer et al. (2002) e é reconhecida pela Comissão de Fertilidade do Solo dos Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (1994). Sabe-se que este extrator também é sensível à depleção do fósforo disponível. Além disso, o extrator Mehlich 1 apresenta caráter agressivo, onde ácidos fortes dissolvem parcialmente os colóides do solo, extraíndo mais fósforo que o disponível às

plantas. Já a RTA, não apresenta tal inconveniente e apresenta maior sensibilidade, o que a torna um eficiente extrator para solos argilosos (Rheinheimer et al., 2002).

Em solos adubados com fertilizante dejetado suíno e composto de lixo urbano, o processo de dessorção do fósforo pode ser facilitado em função do aumento do pH, promovendo maior diferenciação dos níveis de fósforo disponível, principalmente nas doses mais baixas. Como os métodos Mehlich 1 e Mehlich 3 não detectaram essa mudança, possivelmente o método da RTA seja mais sensível do que aqueles extratores para estimativa dos teores de fósforo disponível em solos argilosos. Em geral, o método RTA tem demonstrado uma pequena superioridade em relação aos outros métodos testados. Porém, pela proximidade dos valores dos coeficientes de correlação, é importante ressaltar que todos os métodos foram semelhantes na previsão da disponibilidade de fósforo para as plantas e que todos seriam adequados para utilização na situação estudada (Gatiboni, 2003). Isso sugere que a determinação dos teores de fósforo extraído com resinas trocadoras de cátions pode ser um bom parâmetro para ser incluído em índices que avaliam solos de acordo com a suscetibilidade que os mesmos apresentam em liberar P para a enxurrada.

Metodologias de determinação utilizadas para avaliar o teor de fósforo extraível do solo e outras formas de fósforo extraível estão sendo usadas para avaliar a relação existente entre o potencial de fósforo extraível do solo e as quantidades encontradas no escoamento superficial. Porém, não está claro quais metodologias para avaliação de fósforo disponível melhor se correlaciona com o potencial de poluição por fósforo. Hooda et al. (2000) procuraram avaliar se o fósforo liberado do solo para a enxurrada poderia ser predito através de análises de solo, adsorção-desorção ou grau de saturação do solo com fósforo. O grau de saturação do solo com fósforo é a relação fósforo extraível / quantidade total de fósforo que o solo adsorve. Cinco métodos foram comparados na tentativa de predizer o potencial de P liberado do solo para enxurrada. Os resultados destes estudos mostraram claramente que a quantidade de fósforo liberado para a enxurrada teve pequena relação com o conteúdo de fósforo total do solo ou capacidade de sorção fósforo. Em

relação aos níveis de fósforo solúvel na água, a propriedade mais importante foi o grau de saturação do solo com fósforo.

Em uma série de experimentos conduzidos por Magdoff et al. (1999) avaliaram-se durante 10 anos quais metodologias apresentam relação entre análise do teor de fósforo do solo e perdas através do escoamento superficial, usando-se 163 solos de Vermont e New York. Nesse estudo, verificou-se que a disponibilidade de fósforo para as plantas, a concentração de fósforo solúvel em equilíbrio e a fração extraível com CaCl_2 são mais correlacionadas com o fósforo extraível com acetato de amônio (NH_4OAc -extraível) do que com metodologias para determinação de fósforo em solução de solo. Isso porque, algumas metodologias para determinação do fósforo extraível em solução do solo usam extratores ácidos concentrados (tais como Mehlich I, Bray 1).

Para uma avaliação ambiental, é necessário quantificar o fósforo biodisponível do solo (ou do sedimento) para organismos aquáticos. Os teores de fósforo do solo e dos sedimentos, extraídos com membranas trocadoras de cátions parecem ter uma relação com o crescimento de algas, observado através da produção de biomassa (Sharpley, 1993). Mas, essas abordagens são mais teóricas, existindo uma demanda muito grande para calibração da quantificação a campo e quantificações que tenham aplicabilidade, permitindo recomendações de práticas de manejo ambiental correto.

Enquanto não é possível afirmar que metodologias de análise de solo possam fornecer todas as informações necessárias exigidas por programas utilizados como ferramentas no manejo ambiental, pesquisas recentes mostram que algumas metodologias de análise do teor de fósforo do solo correlacionam-se muito bem com vários parâmetros necessários para avaliar fontes de poluição difusa (Sims, 1993; Wolf et al., 1985).

Enquanto metodologias para avaliar o impacto ambiental não são desenvolvidas, testadas e calibradas, metodologias de análise do teor de fósforo em solo podem ser usadas como ferramentas de apoio. Vários estudos foram desenvolvidos na tentativa de identificar qual é a metodologia de análise do teor de fósforo do solo que melhor relaciona tipo e níveis de adubação com alterações nas perdas de fósforo através do escoamento superficial (Sharpley et al., 1994). Em algumas situações, isto poderia exigir uma redução ou até

mesmo a eliminação da aplicação de adubos fosfatados e também o desenvolvimento de usos alternativos dos fertilizantes. Isto é um exemplo claro da necessidade de uma abordagem integrada do uso de análises dos teores de P do solo e do papel que estas têm neste processo.

2.4.2. Formas de fósforo no escoamento superficial

Existem duas formas de fósforo que são importantes nos estudos de fósforo no escoamento superficial e conseqüentemente no seu potencial poluidor. De acordo com American Public Health Association – APHA (1995), as formas de fósforo são separadas em fósforo solúvel (Ps), quando submetidas à filtragem em membrana com diâmetro de poros de 0,45 µm e fósforo particulado quando os íons ou moléculas de fósforo estão adsorvidos às partículas minerais e orgânicas do solo. Neste detalhamento separam-se ainda as formas orgânicas e inorgânicas. Nos últimos anos tem-se buscado um detalhamento das formas de fósforo no escoamento superficial com o objetivo de atender as demandas em estudos relacionados a impactos ambientais, decorrentes de poluição difusa. Howarth et al. (1995) propôs um detalhamento das formas de fósforo no escoamento superficial onde a separação das formas de fósforo é a seguintes: 1) *fósforo solúvel*: que pode ser separado em ortofosfato iônico (fósforo dissolvido reativo – Pdr), prontamente disponível a biota aquática, fósforo reativo e fósforo dissolvido não reativo (Pdnr); e 2) *fósforo particulado*: que pode ser dividido em fósforo biodisponível (Ppb), fósforo potencialmente biodisponível (Pppb) e fósforo particulado não biodisponível (Ppnb), determinado em amostras filtradas (filtro 0,45 µm) utilizando extratores ácidos. O fósforo particulado inclui todas as formas de P adsorvidos ou complexados a partículas erodidas durante a enxurrada e constitui a fração (60 a 90%) mais importante de fósforo transportado através do escoamento em áreas cultivadas (Sharpley et al., 1995). Entretanto, alguns trabalhos têm comprovado a existência de colóides minerais e orgânicos mesmo após filtragem de amostras através de filtro 0,45 µm (Stum, 1992). Isso indica que uma fração do fósforo extraído através de métodos convencionais e

considerado reativo pode ser oriundo de colóides minerais e/ou orgânicos, especialmente de óxidos de ferro e manganês.

A fração de fósforo de maior interesse em estudos relacionados a impacto ambiental é a fração considerada fósforo biodisponível (Pb), que compreende todas as formas de fósforo que podem ser disponibilizadas à biota aquática. O fósforo biodisponível engloba a fração de fósforo solúvel biodisponível (Psb) e a fração de fósforo adsorvido biodisponível (Pab), presente em partículas transportadas no escoamento superficial. Assim, na análise de fósforo presente no escoamento superficial, é necessário o uso de metodologia dinâmica, capaz de determinar as concentrações de fósforo biodisponível na fração solúvel e também em agregados presentes no escoamento.

2.4.3. Transporte de fósforo no escoamento superficial

O escoamento superficial é muito seletivo em relação ao transporte de partículas. Isso ocorre em função de variáveis hidráulicas e também em função das características específicas das partículas transportadas. A quantidade de fósforo transportado no escoamento superficial pode tornar-se concentrada, devido à seletividade natural, pois o fósforo está associado principalmente com partículas pequenas da fração mineral (argila) e matéria orgânica, as quais são preferencialmente transportadas pelo escoamento superficial.

O escoamento superficial em áreas com pastagem ou floresta geralmente carrega sedimentos finos. Nesse tipo de escoamento superficial, o P transportado em maior proporção encontra-se na forma solúvel. Enquanto Ps é, na maioria das vezes, imediatamente disponibilizado para microorganismos (Nurnberg & Peters, 1984), o Pp pode se tornar uma fonte de Ps em longo prazo, para a biota aquática (Carignan & Kalff, 1980). Juntos, Psb e Ppb constituem o P biodisponível para a biota aquática (Pbba) na enxurrada.

A fração do fósforo que é relativamente insolúvel adere fortemente à fração mineral (superfície de argilas e de oxihidróxidos de Fe e Al). Como grande parte do fósforo está associada com a superfície de partículas do solo,

a erosão é provavelmente, um importante mecanismo de transporte de fósforo de áreas agrícolas para ambientes aquáticos.

O fósforo quando aplicado em dose acentuada, pode ser transportado pela água de escoamento superficial da chuva, provocando a eutrofização dos ecossistemas aquáticos receptores, inviabilizando a sobrevivência da flora e fauna (Sharpley & Smith, 1994).

Os principais fatores que controlam o movimento de fósforo na superfície são: transporte (enxurrada e erosão), fonte de fósforo utilizada, método de aplicação, quantidades aplicadas e o nível de fósforo existente no solo (Sharpley, 1993).

Em estudo realizado por Daniel et al. (1994), em um Argissolo do Arkansas (EUA), foi possível verificar que a quantidade de fósforo solúvel perdido através da enxurrada está relacionada com o teor original do elemento no solo. Comportamento semelhante foi observado por Pote et al. (1999), quando estudaram as relações entre o nível de fósforo de três Ultisols e a concentração de fósforo na enxurrada e encontraram relação linear significativa entre o nível de fósforo do solo e o fósforo dissolvido carregado pela enxurrada. Assim, quando há ocorrências de enxurradas, áreas submetidas à intensa adubação fosfatada poderão resultar em elevadas concentrações de fósforo no escoamento superficial, podendo gerar eutrofização das águas de superfície.

Quando a concentração de fósforo no escoamento superficial tornar-se elevada, os processos de eutrofização de lagos e represas podem acelerar-se. Isso reforça a importância do estudo em sistema de manejo sem o preparo do solo, no qual se verifica elevação da disponibilidade de fósforo nas camadas superficiais do solo e menores perdas por erosão, proporcionando além da racionalização da adução fosfatada, menores danos ao ambiente (Hernani et al., 1997).

Em estudo realizado com diferentes sistemas de manejo do solo, Hernani et al. (1997) observaram que o sistema de plantio direto foi o mais eficaz no controle das perdas de solo por erosão. Entretanto, esse sistema apresentou a maior concentração média de fósforo no sedimento e maiores concentrações de Ca^{2+} em solução e taxas de enriquecimento de fósforo no sedimento em relação aos sistemas que envolveram mobilização do solo

(escarificação + gradagem niveladora, gradagem pesada + niveladora e aração com arado de disco + duas gradagens niveladoras).

Avaliando o efeito dos fatores fonte e transporte sobre as perdas de fósforo em três locais que haviam recebido esterco fresco de bovino, na forma de composto e fertilizante inorgânico sob três chuvas simuladas, Eghball & Gilley (2001), verificaram que a erosão contribui com 78% e 88% das perdas de fósforo total e particulado, respectivamente. Observaram também que as perdas de fósforo oriundo de fertilizante inorgânico foram maiores do que a de compostos orgânicos.

Controlar a biodisponibilidade e as perdas de fósforo dissolvido na enxurrada podem requerer uma significativa redução do volume de enxurrada e incorporação das fontes de fósforo no solo. Estratégias para reduzir o volume de enxurrada incluem o incremento de resíduos vegetais sobre a superfície do solo, aumento da capacidade de infiltração de água no solo e o incremento da matéria orgânica e melhoria da estrutura do solo (Eghball & Gilley, 2001).

2.4.4. Escoamento superficial e perdas de fósforo por erosão

O transporte de fósforo dissolvido (Pd) inicia-se pela dessorção, dissolução, e extração de fósforo de materiais do solo e plantas. Estes processos ocorrem quando a água da chuva interage com uma fina camada da superfície do solo (1 a 2,5 cm), antes de transformar-se em escoamento superficial (Sharpley, 1985a). Embora esta profundidade seja difícil de quantificar a campo, acredita-se que o processo seja muito variado, devido a variações na intensidade de chuva, solo e cobertura vegetal do mesmo. Vários estudos relatam que a perda de Pd na enxurrada é dependente do teor de fósforo na superfície do solo. Como exemplo, uma relação linear, altamente significativa foi obtida entre a concentração de Pd na enxurrada e o teor de fósforo (Mehlich 3) da camada superficial (5 cm) do solo, em áreas com pastagem, de uma bacia hidrográfica do Arkansas e Oklahoma. Comportamento semelhante, com a concentração de Pd dependendo ($r^2 = 0,81$) do teor de fósforo (Bray – 1) do solo, foi observado por Romkens & Nelson (1974).

Como as fontes de fósforo particulado (Pp) em rios incluem solo erodido, materiais de margens e do fundo do canal, os processos que determinam a erosão do solo controlam também o transporte de Pp. Em geral, no escoamento superficial, o conteúdo de fósforo e a reatividade de materiais particulados é maior que o observado no solo, devido à seletividade que ocorre no processo de transporte do material ($< 2 \mu\text{m}$). Sharpley (1985b) observou que o teor de P disponível para plantas nos sedimentos transportados através do escoamento superficial foi, em média, três vezes maior que os teores encontrados no solo e cerca de 1,5 vezes maiores para as formas total, inorgânica e orgânica.

2.4.5. Transformações durante o transporte afetando a biodisponibilidade

As formas de fósforo podem sofrer alterações durante o transporte de sedimentos no escoamento em áreas agrícolas, canais e rios. Isso pode alterar a concentração e a biodisponibilidade de fósforo adicionado em lagos e reservatórios de água. Estas transformações são favorecidas pela seletividade do transporte de materiais finos, que têm maior capacidade de adsorção ou desorção de fósforo, processos importantes na determinação do Pb transportado. Em adição, o Pbba pode ser utilizado pela biota aquática e Pp depositado ou erodido pode se alterar com as alterações das condições hidráulicas do fluxo. (Vincent & Downes, 1980). A tendência e a extensão nas trocas entre Ps e Pp dependerá de suas concentrações relativas no fluxo, contato com sedimentos e características do escoamento.

Sedimentos de fundo, quando suspensos, podem tornar-se uma fonte de fósforo, em função da oxidação e redução do pH, podendo solubilizar fósforo particulado (Pettersson, 1998). Em ambientes aquáticos, a dinâmica do fósforo está muito relacionada ao potencial redox e às condições de pH, influenciando a capacidade de adsorção e dessorção do fósforo no sedimento (Esteves, 1998). O fósforo não está diretamente envolvido nas reações de oxidação e redução que ocorrem no escoamento superficial e em sistemas aquático, mas devido a sua reatividade com compostos que são passíveis de redução, seu comportamento é profundamente afetado.

Em solos ácidos, predominam fosfatos associados com ferro e alumínio. Dessa forma, no escoamento superficial, as condições que aumentam a solubilidade do ferro normalmente aumentam a solubilidade do fósforo, principalmente devido à redução dos compostos férricos para formas ferrosas, com liberação do fósforo retido por adsorção ou por ligação química específica. A alteração do pH do solo para a condição de pH do escoamento superficial também afeta a solubilidade de diversos compostos presentes no escoamento e principalmente do fósforo.

Em geral, os sedimentos decantam no fundo de lagos. Mas, a biodisponibilidade aumenta à medida que os processos de redução se desenvolvem na interface sedimento-água (Nurnberg et al., 1986; Syers et Al., 1973). Por exemplo, em um estudo da dinâmica do P de dois lagos altamente eutróficos, em Indiana, EUA, Theis & McCabe (1978) observaram que a concentração de Ps da água do lago era reduzida por adsorção durante períodos aeróbios e aumentada pela desorção de P durante períodos anaeróbios. Fica claro, então, que alterações na biodisponibilidade de P podem acontecer entre o ponto em que os sedimentos são erodidos e o ponto de entrada nos corpos de água. Conseqüentemente, o grau de transformações entre Pp e Ps que ocorre no escoamento superficial deve ser considerado em avaliações do impacto de poluições causadas por P transportado na enxurrada, como função do sistema de manejo do solo sobre o potencial de produção de biomassa em lagos adjacentes.

Em pesquisas direcionadas no sentido de avaliar o impacto de sistemas de manejo sobre a perda de P na enxurrada, torna-se evidente que pouca informação está disponível a respeito do conhecimento das perdas de P de cultivos anteriores de um dado local. Conseqüentemente, é difícil de quantificar qualquer aumento nas perdas de P em futuros cultivos. Estes problemas resultam, principalmente do alto custo e da natureza do trabalho intensivo de estudos de monitoração de qualidade da água, que são específicos de cada local e impossível reproduzir, devido a variações espaciais, temporais, climáticas, edáficas e condições agronômicas. Apesar destes problemas, segundo Sharpley (1995), o estudo de casos e um bom levantamento de pesquisas já desenvolvidas permite traçar algumas

considerações a respeito dos efeitos das práticas de manejo de áreas agrícolas sobre as perdas de P através do escoamento superficial.

2.5. Perdas de fósforo em eventos de chuva

Conhecer os mecanismos de transporte de poluentes é crucial para entender a ocorrência, distribuição e a concentração dos mesmos em recursos hídricos (Fenelon & Moore, 1998).

As maiores perdas de P (maior que 75%) de uma bacia hidrográfica, podem ocorrer em poucos eventos de chuva (em geral, 1 ou 2 eventos). Esses poucos eventos podem contribuir com 90% do fósforo perdido anualmente através do escoamento superficial (Edwards & Owens, 1991). Entretanto, é difícil prever e até mesmo amostrar intensos eventos de chuva. Em função disso, o uso de simulador de chuva sob condições rigorosamente controladas pode tornar-se uma importante ferramenta para quantificar o efeito de sistemas de manejo do solo sobre o movimento e perdas por erosão hídrica, além de fornecer informações necessárias para validar futuros modelos de transporte de poluentes.

A perda através do escoamento superficial varia também em função da duração dos eventos de chuva. Avaliando a seletividade da remoção de fósforo de áreas agrícolas, Quinton et al. (2001) observaram que eventos de chuva com pequena duração contribuem significativamente nas perdas de poluentes através do escoamento superficial. Isso sugere que a percepção dos riscos de poluição através do escoamento superficial deve ser repensada, uma vez que eventos de curta duração e altas intensidades ocorrem com mais frequência do que eventos com longa duração e altas intensidades.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Descrição geral da área experimental

O trabalho de campo foi desenvolvido na Estação Experimental Agronômica (EEA) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), localizada entre os km 146 e 149 da rodovia BR-290, distando aproximadamente 60 km de Porto Alegre, com altitude média de 46 m e coordenadas geográficas de 30° 05' de latitude Sul e 51° 39' de longitude oeste.

O solo da área experimental é classificado como Argissolo Vermelho distrófico típico (EMBRAPA, 1999). A área apresentava histórico de uso anterior com cinco anos em sistema de manejo sem preparo do solo com semeadura direta. Semanas antes da instalação do experimento de campo foram coletadas amostras de solo em seis pontos, distribuídos aleatoriamente na área experimental, nas profundidades de 0 a 10 e de 10 a 20 cm para caracterização de alguns atributos físicos e químicos do solo. As análises foram realizadas no Laboratório de Física e Química do Solo do Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), em Porto Alegre.

3.1.1. Caracterização física da área experimental

A densidade do solo foi determinada conforme a metodologia descrita por Blake (1965), utilizando-se amostras indeformadas, coletadas em cilindros de Uhland, sendo os resultados calculados pela equação: $Ds = Ms/Vc$, onde, Ds é a densidade do solo ($g\ cm^{-3}$), Ms é a massa do solo seco a 105 °C (g) e Vc é o volume do cilindro (cm^3).

A porosidade total do solo foi considerada como sendo a umidade volumétrica do solo saturado, determinada em amostras indeformadas coletadas com anéis volumétricos e saturadas com água em laboratório, dada em cm^3 de poros por cm^3 de solo. A microporosidade foi obtida por diferença entre o volume de água retida no solo saturado e o volume de água existente nas amostras após sucção a 60 cm de coluna de água. Para isso utilizou-se a expressão: $Mic = ((S_{60} - S_s)/V_c)$, onde Mic é a microporosidade do solo, em $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$; S_{60} é massa de solo + água da amostra a 60 cm de coluna de água em gramas, S_s é a massa de solo seco em estufa a 105 °C em gramas e V_c é o volume do cilindro utilizado em cm^3 . Para tanto considerou-se 1 g de água como sendo 1 cm^3 de água. A macroporosidade foi obtida por diferença entre a porosidade total e a microporosidade. A umidade gravimétrica foi obtida por diferença entre a massa de solo + água contida nas amostras coletadas a campo e a massa de solo seco das amostras após secar em estufa por 48 horas. Todas estas análises foram realizadas utilizando-se a metodologia descrita por Cauduro e Dorfman (1988).

O teor de argila foi obtido utilizando-se o método da pipeta conforme metodologia descrita em EMBRAPA (1997).

Pode ser observado na Tabela 1, que há certa homogeneidade na área experimental. Esta uniformidade observada nas características físicas era esperada, pois a área já vinha sendo cultivada sob sistema de manejo sem preparo do solo há cinco anos antes da implantação do experimento.

TABELA 1. Teores de argila, umidade gravimétrica (Ug), densidade do solo (Ds), porosidade total (Pt), macro porosidade (Mac), micro porosidade (Mic) e umidade volumétrica (θ) do solo determinados na implantação do experimento, em duas profundidades. Cada valor é a média de três repetições.

Profundidade	Argila	Ug	Ds	Pt	Mac	Mic	θ
cm	%	kg kg^{-1}	g cm^{-3}	-----	$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$	-----	
(0 – 10)	22	0,14	1,68	0,33	0,09	0,24	0,23
(10 – 20)	25	0,13	1,74	0,29	0,06	0,23	0,23

3.1.2. Caracterização química da área experimental

Os atributos químicos analisados foram: pH em H₂O (relação 1:1) e índice SMP (ambos com eletrodo de vidro); fósforo, potássio, cálcio e magnésio extraídos por resinas trocadoras de cátions e de ânions; matéria orgânica do solo, calculada pelo conteúdo de carbono orgânico total, determinado por digestão úmida com posterior titulação, conforme a metodologia proposta por de Walkley & Black. Estas análises foram feitas conforme a metodologia descrita por Tedesco et al. (1995).

Verifica-se na Tabela 2, que, na implantação do experimento, a área experimental apresentava boas condições de fertilidade e não havia necessidade de correção do pH do solo pela da calagem. Além disso, a área apresentava tendência de acúmulo de matéria orgânica na camada superficial do solo (0 a 10 cm), devido à adoção do sistema de manejo sem preparo do solo, durante cinco anos antes da implantação do experimento.

TABELA 2. Características químicas do solo da área experimental, determinadas na implantação do experimento. Cada valor é a média de três repetições.

Característica analisada	Profundidade (cm)	
	0 – 10	10 – 20
pH em H ₂ O	5,7	5,5
Índice SMP	6,4	6,4
P (mg dm ⁻³)	6,0	4,7
K (mg dm ⁻³)	198	154
M.O. (%)	2,4	1,8
Al _{troc} (cmol _c dm ⁻³)	0,0	0,0
Ca _{troc} (cmol _c dm ⁻³)	3,1	2,6
Mg _{troc} (cmol _c dm ⁻³)	1,3	1,1
H + Al (cmol _c dm ⁻³)	2,8	2,9
CTC (cmol _c dm ⁻³)	7,7	7,1
% da Saturação da CTC por bases	63,8	58,5
% da Saturação da CTC por Al	0,0	0,0
Relação Ca/Mg	2,5	2,3
Relação Ca/K	6,1	7,1
Relação Mg/K	2,6	3,0

Em junho de 2004 foram instaladas as parcelas experimentais, tendo-se conduzido duas culturas durante o ano agrícola de 2004/2005. No período de 04 de julho a 25 de outubro de 2004 foi conduzida a cultura da aveia preta, como cultivo de inverno. A cultura da aveia foi semeada a lanço, aplicando-se 90 kg ha^{-1} .

O milho foi semeado em linhas, no sentido do declive, utilizando-se saraquá, com duas a três sementes por cova e quatro covas por metro linear. A cultura do milho foi conduzida no período de 28 de outubro de 2004 a 28 de dezembro de 2004, mas deveria ter sido conduzida até março-abril de 2005 durante o período do verão de 2004/2005. Entretanto, aproximadamente 60 dias após a semeadura do milho, a área experimental foi invadida por bovinos, impossibilitando a continuidade da cultura do milho. A 18 de janeiro de 2005 foi implantada a cultura do milheto na área experimental, para completar o ciclo do verão de 2004/2005, sendo que, para o presente estudo, nenhuma avaliação foi efetuada durante a cultura do milheto.

3.2. Delineamento experimental e tratamentos

O experimento foi conduzido utilizando-se o delineamento em parcelas subdivididas. Foram implantados quatro blocos (repetições). Os tratamentos em fatorial consistiram de dois sistemas de preparo do solo e quatro tipos de adubação. Para poder operacionalizar o uso do simulador de chuvas, os tratamentos de preparo do solo foram dispostos de maneira pré-estabelecida em cada bloco experimental e os tipos de adubação foram dispostos ao acaso, de maneira que um mesmo tipo de adubo ocupava uma faixa contemplada com os dois sistemas de preparo do solo, dispostos lado a lado (Figura 1). Desta forma, os tratamentos com preparo convencional do solo foram alocados na parte externa de cada sub-bloco e o sistema de manejo sem preparo do solo na parte interna.

BLOCO 1

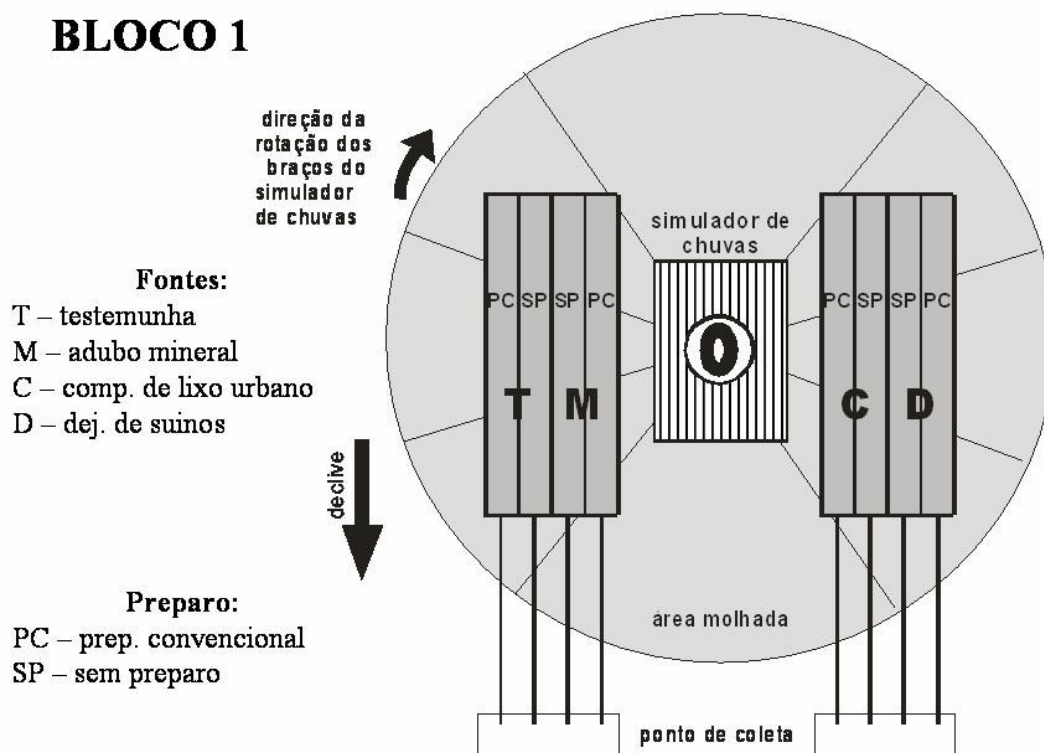


Figura 1. Planta baixa de um bloco experimental com distribuição das parcelas experimentais, onde em cada sistema de preparo do solo foram aplicados fertilizantes minerais e orgânicos.

Os tratamentos principais consistiram em dois sistemas de preparo do solo, quais sejam:

Sistema de manejo com preparo convencional (PC)

Sistema de manejo sem preparo do solo (SP)

Em cada sistema de manejo foram aplicadas quatro formas de adubação, os quais consistiram nos tratamentos secundários e que foram:

Sem adubação: tratamento testemunha (T)

Adubação com fertilizantes minerais (M)

Adubação com fertilizante orgânico de composto de lixo urbano (C)

Adubação com fertilizante orgânico de dejetos de suínos (D)

Os fertilizantes foram aplicados em duas ocasiões durante o ano agrícola: na semeadura da cultura da aveia e na semeadura da cultura do milho. As doses de fertilizantes adicionadas foram calculadas considerando-se

os teores de nitrogênio (N) de cada resíduo e as exigências nutricionais da cultura do milho para atingir uma produção estimada de 150 sacos por hectare.

Para a adubação mineral, foram utilizados a uréia, o superfosfato triplo e o cloreto de potássio como fontes de N, P e K, respectivamente, cujas doses estão na Tabela 3.

O composto de lixo urbano foi obtido na Prefeitura Municipal de Porto Alegre, tem sido produzido na usina de triagem e compostagem (UTC) do Departamento Municipal de Limpeza Urbana (DMLU). O composto de lixo urbano foi aplicado, antes da semeadura das culturas, entre a aração e a gradagem, no sistema de manejo com preparo convencional e em superfície, no sistema de manejo sem preparo do solo. As quantidades aplicadas estão na Tabela 3.

O dejetos de suínos utilizado foi obtido na cooperativa dos assentados de Nova Santa Rita (COOPAN), RS. A dose deste resíduo foi calculada conforme *Critério Econômico (CE)*, descrito por Seganfredo (2000), com base na quantidade de nitrogênio nos dejetos oriundos de esterqueiras e na necessidade do milho para a produção estimada de 150 sacos por hectare. No cálculo das doses de dejetos aplicado foi considerado como fator de eficiência do resíduo igual a 0,5. O resíduo foi aplicado antes da semeadura das culturas, entre a aração e a gradagem, no sistema de manejo com preparo convencional e em superfície, no sistema de manejo sem preparo do solo. As quantidades aplicadas estão na Tabela 3.

As doses dos três fertilizantes foram calculadas conforme as normas de recomendação de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina (CFS-RS/SC, 1994) vigentes à época de implantação do experimento. Em função do uso do critério econômico no estabelecimento das doses de fertilizante dejetos de suínos e do volume de matéria seca presente no composto de lixo urbano, as doses dos compostos orgânicos aplicadas proporcionaram excesso de alguns nutrientes aplicados ao solo. As características dos fertilizantes e as quantidades adicionadas nos diferentes sistemas de manejo do solo são apresentadas na Tabela 3.

TABELA 3. Fontes, doses, concentração e quantidade de nutriente aplicada na semeadura da cultura da aveia e do milho, nos sistemas de manejo com preparo convencional e sem preparo do solo.

	Mineral	Composto de lixo urbano	Dejeto suíno
Dose aplicada (kg ha ⁻¹)	580,0	52.631,6 ^{1/}	86.021,5
Matéria Seca (%)	-	68	5
Nutriente	-- Concentração de nutrientes no fertilizante (g kg ⁻¹) --		
N		6,1	3,7
P ₂ O ₅		5,9	5,1
K ₂ O		7,6	2,4
Ca _{total}		19,3	2,0
Mg _{total}		1,33	0,38
	----- Quantidade nutriente adicionada (kg ha ⁻¹) -----		
N	160	160	160
P ₂ O ₅	80	155	219
K ₂ O	20	200	103
Ca _{total}	-	508	86
Mg _{total}	-	35	16

^{1/} Na semeadura da cultura da aveia foi aplicado 1/2 da dose.

3.2.1. Unidades experimentais

As unidades experimentais foram construídas no sentido do declive do terreno. A declividade das parcelas variou entre 0,073 a 0,099 m m⁻¹, com declividade média de 0,082 m m⁻¹. No Apêndice 1 é mostrada a forma topográfica das parcelas utilizadas a campo. As parcelas experimentais apresentavam 0,8 m de largura por 10,0 m de comprimento (área útil de 8,0 m² cada uma), sendo o comprimento no sentido do declive do terreno. Cada bloco foi composto por oito parcelas, dispostas em sub-blocos com 4 parcelas, distanciados de 3,5 m para permitir a utilização do simulador de chuva de braços rotativos (Figura 1 e 2). As parcelas experimentais foram delimitadas nas laterais e na parte superior por chapas galvanizadas de 2 x 0,2 m, cravadas no solo até a profundidade 0,1 m. Na parte inferior de cada parcela foi instalada uma calha para coleta do material erodido, sendo acoplado à mesma

um tubo com declividade suficiente para permitir o livre escoamento superficial até uma trincheira localizada em cota mais baixa, onde foram coletadas as amostras de enxurrada provenientes das chuvas simuladas.

3.2.2. Simulador de chuvas

Utilizou-se um simulador de chuvas de braços rotativos (Swanson, 1965), para avaliar as taxas de enxurrada e de perdas de solo e de água por erosão. A descrição e a calibração do aparelho simulador de chuvas de braços rotativos são apresentadas por Cassol & Guerra (1978). Este simulador de chuvas possibilitou o trabalho simultâneo em oito unidades experimentais, disposta em sub-blocos, distanciados de 3,5 m (Figuras 1 e 2). As unidades experimentais utilizadas e a disposição das mesmas no campo podem ser observadas na Figura 2, para um bloco experimental.



FIGURA 2. Vista de um bloco experimental, com o simulador de chuvas posicionado entre as parcelas, possibilitando a aplicação simultânea da chuva em todos os tratamentos de um mesmo bloco.

Durante o ciclo da cultura da aveia, as perdas de solo e de água, a taxa de enxurrada, a velocidade do escoamento e a umidade gravimétrica antecedente, foram avaliadas através, apenas na semeadura, em julho de 2004; durante a cultura do milho, foram avaliadas na semeadura e aos quarenta e sete dias após a semeadura, em 26 de outubro e 9 de dezembro de 2004, respectivamente.

3.2.3. Instalação e descrição das parcelas experimentais para avaliação das taxas de enxurrada, perdas de solo e de água por erosão

Os sistemas de manejo e de preparo do solo foram implantados após a homogeneização da cobertura na superfície do solo. No cultivo de inverno, a cultura da aveia (*Avena sativa*) foi implantada sobre resíduo da cultura anterior, milho (*Zea mays*), cultivado na safra de verão (2003/2004), cuja massa residual foi homogeneizada em 4.000 kg ha⁻¹.

A cultura do milho da safra de verão (2004/2005) foi implantada sobre resíduos da cultura da aveia, cultivada na safra anterior, cuja massa residual foi homogeneizada em 3.000 kg ha⁻¹.

3.2.4. Épocas de aplicações, intensidade e duração das chuvas simuladas

Foram aplicadas três chuvas simuladas com duração de uma hora e intensidade planejada de 120 mm h⁻¹, sendo uma na cultura da aveia e duas na cultura do milho. Na cultura da aveia, implantada em julho de 2004, a chuva simulada foi aplicada imediatamente após a semeadura. Na cultura do milho, implantada em outubro de 2004, foram realizadas duas chuvas simuladas, sendo a primeira imediatamente após a semeadura e a segunda no 47^º dia após a semeadura da mesma.

Para avaliar a intensidade de chuva aplicada foram posicionados 18 pluviômetros (nove em cada sub-bloco) ao lado das unidades experimentais. Estes foram mantidos de 0,5 horas até o final da chuva. A intensidade de chuva

obtida nesses períodos foi considerada como sendo a intensidade média durante todo o período de aplicação da chuva. Nos casos em que a intensidade média da chuva medida no campo durante os testes foi diferente da intensidade planejada, estas foram ajustadas para a intensidade planejada, conforme o procedimento sugerido por Cassol et al. (1999).

3.2.5. Umidade gravimétrica do solo determinada imediatamente antes do início da aplicação das chuvas simuladas

Em cada época de avaliação, antes do início das chuvas simuladas, foram coletadas amostras de solo, utilizando-se um trado calador, em três pontos de cada parcela e nas profundidades de 0 a 10 e de 10 a 20 cm. Essas amostras foram acondicionadas em latas de alumínio, lacradas, identificadas e levadas para o laboratório, onde foram pesadas e secas em estufa a 105 °C durante 24 horas e pesadas novamente. A umidade gravimétrica (U_g , kg kg^{-1}) foi calculada pela da equação: $U_g = (M_{su} - M_s)/M_s$, onde M_{su} é a massa de solo úmido (kg) e M_s é a massa de solo seco a 105 °C (kg).

3.2.6. Determinações das taxas de enxurrada e das perdas de solo e de água por erosão hídrica

As taxas instantâneas de enxurrada e as perdas de solo e de água foram determinadas em amostras coletadas de três em três minutos desde o início até o fim da enxurrada, pela coleta do escoamento superficial em potes plásticos com capacidade de um litro, devidamente numerados; estas amostras foram coletadas na extremidade livre do dreno que conectava a calha coletora existente na extremidade inferior das parcelas e o ponto de coleta. As amostragens foram feitas durante tempos cronometrados, que variaram de três a 15 segundos, conforme a vazão do escoamento. Os potes foram levados para o laboratório, onde foram pesados antes e depois de secos em estufa a 65 °C para determinação da concentração de sedimentos na enxurrada. O volume total de enxurrada em cada unidade experimental foi calculado por integração das taxas instantâneas de enxurrada determinadas ao longo da

duração das chuvas. Com os valores das taxas de enxurrada e das concentrações de sedimentos na enxurrada foram determinadas as perdas totais de solo e de água durante a chuva.

3.2.7. Características hidráulicas do escoamento

A velocidade do escoamento foi determinada no teste executado na semeadura da aveia, pelo método do corante, conforme procedimento descrito por Farenhorst & Bryan (1995). Este procedimento foi adequado para os tratamentos com o sistema de preparo convencional do solo. Entretanto, no sistema de manejo sem preparo do solo, a presença de resíduos culturais sobre a superfície do solo não permitiu a visualização do deslocamento do corante, inviabilizando o uso do mesmo. Em vista disso foi desenvolvido um Sensor da Condutividade Elétrica do Escoamento Superficial (SCEES), aparelho utilizado para detectar a alteração na condutividade elétrica do escoamento, posicionado na porção inferior da rampa utilizada para avaliar a velocidade do escoamento (Apêndice 2). A partir do teste realizado na semeadura do milho, a velocidade do escoamento foi determinada, simultaneamente, pelos dois métodos, pois ambos baseiam-se na medição do tempo em que o líquido escoado percorre uma determinada distância. Para isso, no procedimento descrito por Farenhorst & Bryan (1995) utilizou-se corante e para possibilitar o uso do *SCEES* foi adicionado à água NaCl 0,1 M.

A altura da lâmina de água no escoamento, h (m), foi determinada pela seguinte equação: $h = q/V$, onde: q é a descarga líquida unitária, por unidade de largura, em $m^2 s^{-1}$; V é a velocidade média do escoamento, em $m s^{-1}$. A descarga líquida, q ($m^2 s^{-1}$), foi determinada utilizando-se os valores das coletas de enxurrada.

A tensão de cisalhamento do escoamento superficial (τ) foi determinada conforme Chow (1959), pela seguinte expressão: $\tau = \gamma.h.S$, onde: γ é o peso específico do fluido ($N m^{-3}$), h é a altura da lâmina do escoamento (m) e S é a declividade da linha d'água ($m m^{-1}$) supostamente igual à declividade do terreno.

O número de Reynolds (Re) e o número de Froude (Fr) foram determinados conforme procedimento descrito por Chow (1959) e a rugosidade foi determinada pelo coeficiente de Manning (n), conforme expressão adaptada e apresentada por Braida & Cassol (1999): $n = ((h)^{5/3} \cdot (S)^{(1/2)} \cdot (q)^{-1})$, onde n é a coeficiente de rugosidade de Manning ($s \text{ m}^{-1/3}$), h é a altura da lâmina de escoamento (m), q é a descarga líquida unitária ($\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$) e S é a declive da parcela (m m^{-1}).

3.2.8. Ajuste das taxas de enxurrada, da infiltração de água no solo e das perdas de solo e de água por erosão

Os valores determinados de taxa de enxurrada e de perdas de solo e de água por erosão hídrica foram ajustados em função da variação verificada na intensidade das chuvas simuladas aplicadas e também em função da variação existente na declividade das parcelas que variou de 0,074 a 0,092 m m^{-1} . Ajustou-se os dados para a declividade média geral de 0,082 m m^{-1} e para a intensidade de chuva planejada de 120 mm h^{-1} , conforme sugerido por Cassol et al. (1999).

As taxas de enxurrada foram determinadas a campo e posteriormente corrigidas em função da intensidade de chuva planejada (I_p , mm h^{-1}) correspondente a cada teste, obtendo-se assim a enxurrada normalizada (E_n mm h^{-1}), pela da equação: $E_n = E \cdot (I_p/I_o)$, onde: I_o (mm h^{-1}) é a intensidade de chuva observada a campo. As taxas de infiltração de água no solo ajustadas foram obtidas subtraindo-se o volume total de enxurrada ajustado do volume total da chuva planejada correspondente a cada teste.

As perdas totais de solo e de água foram ajustadas de acordo com procedimento sugerido por Cassol et al. (1999), em função de variações existentes na intensidade média das chuvas planejadas e de variações existentes na declividade entre as unidades experimentais.

Os ajustes das perdas de solo e de água feitos conforme o seguinte procedimento: $P_{\text{corrigida}} = P_{\text{observada}} \cdot (I_{\text{planejada}}/I_{\text{observada}})^2 \cdot (S_{\text{médio}}/S_{\text{parcela}})$, onde: P são as perdas de solo ou de água, I é a intensidade de chuva e S é o fator grau

do declive. De acordo com a expressão acima, as perdas de solo ou de água apresentadas foram obtidas multiplicando-se as perdas observadas pelo quadrado da relação entre a intensidade das chuvas planejadas e a intensidade das chuvas observadas para cada parcela, sendo este valor multiplicado pelo resultado da divisão S para o declive médio e o S do declive de cada parcela. O valor “S” de cada parcela foi calculado conforme procedimento descrito por Wischmeier & Smith (1978), pela equação: $S = 0,065 + 4,56 \text{ sen } \theta + 65,41 \text{ sen}^2 \theta$, onde θ é o ângulo de declive.

3.2.9. Análise estatística aplicada às taxas constante de enxurrada e perdas de solo e de água por erosão hídrica

A análise estatística foi realizada utilizando-se o programa estatístico SAS – Statistical Analytical Systems (SAS Institute, 1998). Foi aplicado um delineamento em parcelas subdivididas, com quatro repetições, onde os sistemas de preparo do solo foram considerados a parcela principal e as fontes de fertilizantes aplicados o segundo nível. A comparação entre médias de tratamentos foi feita pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5 %.

3.3. Análises químicas do escoamento superficial

As perdas de nutrientes no escoamento superficial foram avaliadas na semeadura da cultura da aveia, em julho de 2004, na semeadura e 47 dias após a semeadura da cultura do milho, implantada em outubro de 2004, épocas em que foram aplicadas as chuvas simuladas.

Todas as análises químicas realizadas em amostras do escoamento superficial foram executadas no laboratório de Química do Solo, do Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), em Porto Alegre.

3.3.1. Determinações dos atributos químicos no escoamento superficial

Para determinação de atributos químicos no escoamento superficial, a cada 3 minutos foram coletadas alíquotas do escoamento superficial e, após homogeneização foi retirada uma amostra representativa do intervalo de tempo considerado. No teste realizado logo após a semeadura da cultura da aveia a composição das alíquotas representativas foi feita, nos intervalos de 0 a 0,2; 0,2 a 0,4; 0,4 a 0,6; 0,6 a 0,8 e de 0,8 a 1 hora. Já nos testes realizados na semeadura cultura do milho, os intervalos de tempo utilizados foram de 0 a 15; 0,15 a 0,30; 0,30 a 0,45; 0,45 a 0,60 e de 0,60 a 0,75 horas após o início da chuva. Dentro de cada período foram coletadas sub-amostras que foram posteriormente homogeneizadas para, na seqüência, coletar uma amostra integrada, em vidraria específica, de acordo com a finalidade das análises planejadas.

Para análise de pH, condutividade elétrica (CE), carbono orgânico total (COT) e de ferro total foram coletadas amostras em frascos snap-cap com capacidade de 300 mL. As determinações de pH e CE foram feitas no mesmo dia de coleta das amostras, com eletrodo de vidro para pH e eletrodo de platina para CE. Os micronutrientes foram determinados em amostras homogeneizadas, no extrato de digestão nítrico-perclórica.

O fracionamento físico-químico dos nutrientes P, K, Ca, e Mg no escoamento superficial foi feito conforme descrito em American Public Health Association (1995), porém, com algumas modificações, conforme o esquema apresentado na Figura 3. As principais modificações foram as seguintes: as amostras foram centrifugadas e filtradas, com o objetivo de separar apenas as formas solúveis e partículas e na extração dos nutrientes biodisponíveis (dissolvido e particulado) utilizou-se RTA ao invés de extratores ácidos.

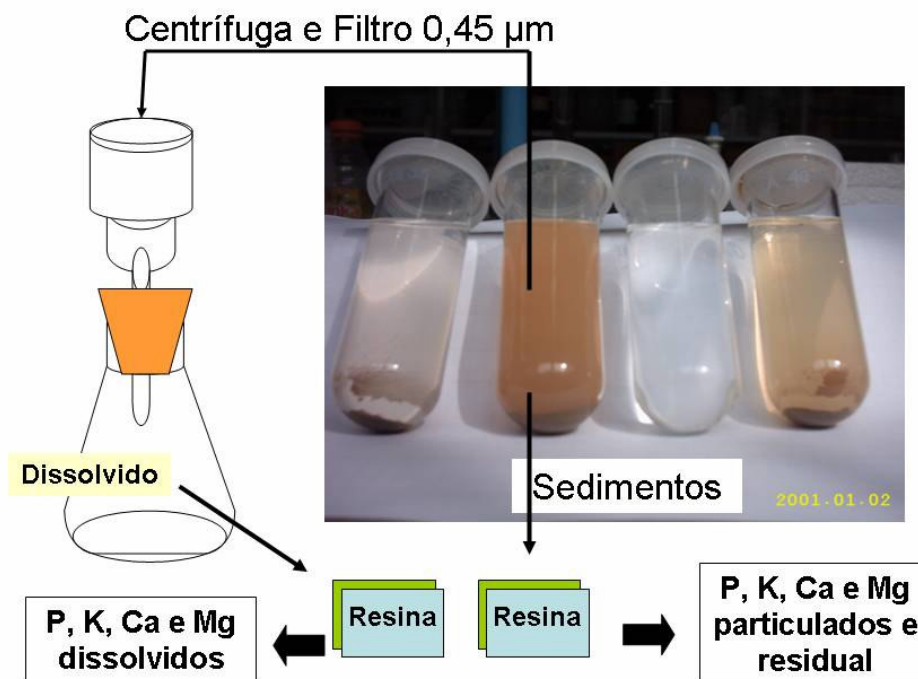


FIGURA 3. Esquema do fracionamento físico-químico dos nutrientes fósforo, potássio, cálcio e magnésio no escoamento superficial realizados com uso de resinas trocadoras de cátions e de ânions para separar formas solúveis de particuladas.

Ainda no campo, alíquotas retiradas do escoamento superficial foram transferidas diretamente para tubos de centrífugas. Em laboratório, as amostras foram centrifugadas (5.000 rpm por 15 minutos) e filtradas, (com filtros com diâmetro de poros de 0,45 µm). No extrato filtrado determinaram-se os nutrientes solúveis biodisponíveis e nos sedimentos decantados após centrifugação, a fração particulada biodisponível. Após extração das frações biodisponíveis foi extraído a fração residual, que somada às frações solúveis e particuladas correspondem à soma total de nutrientes perdidos por escoamento superficial. Na determinação de elementos dissolvidos e adsorvidos às partículas foram utilizadas resinas trocadoras de cátions e de ânions. Dessa forma, evita-se o uso de extratores ácidos e conseqüentemente, a conversão de P orgânico não disponível em formas disponíveis (H_2PO_4 , HPO_4^{-2} e PO_4^{-3}). A digestão ácida foi realizada conforme procedimento descrito em Tedesco et al. (1995).

3.3.2. Determinações dos atributos químicos em amostras de solo coletadas no dia anterior à chuva realizada no 47^o dia após a semeadura da cultura do milho

Análises químicas foram realizadas em amostras de solo coletadas no 47^o dia após a semeadura da cultura do milho. As amostras coletadas foram analisadas no Laboratório de Química do Solo, do Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), em Porto Alegre.

As determinações de alguns atributos químicos do solo foram realizadas em amostras coletadas nas unidades experimentais, nas profundidades de 0 a 5 e de 5 a 10 cm. Estas amostras foram coletadas no dia anterior à chuva realizada no 47^o dia após a semeadura da cultura do milho. Os atributos químicos determinados foram: pH em H₂O (relação 1:1), com eletrodo de vidro, e P, K, Ca, e Mg trocáveis, com resinas trocadoras. Essas determinações foram efetuadas conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995). O carbono orgânico total foi determinado por digestão úmida com posterior titulação, conforme metodologia proposta por Walkley & Black (Tedesco et al., 1995).

3.3.3. Análise estatística

Para a análise estatística foi utilizado o programa estatístico SAS – Statistical Analytical Systems (SAS Institute, 1998). Foi utilizado um delineamento em parcelas sub-subdivididas e medidas repetidas, com quatro repetições, onde os sistemas de preparo do solo foram considerados a parcela principal, os fertilizantes aplicados o segundo nível e o tempo de amostragem o terceiro nível. A comparação entre médias de tratamentos foi feita pelo teste de Tukey ao nível de significância de 5 %.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Serão apresentados a seguir os resultados de análises físicas e químicas realizadas no escoamento superficial nas três épocas de realização dos testes com chuva simulada e também de análises de solo realizadas imediatamente antes do terceiro teste com chuva simulada, aplicado no 47^o dia após a semeadura da cultura do milho.

4.1. Características físicas do escoamento superficial, umidade do solo e perdas por erosão hídrica

4.1.1. Hidráulica do escoamento superficial

Na Tabela 4 são apresentados os valores obtidos para as variáveis hidráulicas do escoamento superficial em ambos os sistemas de manejo, com exceção do teste realizado imediatamente após a semeadura da cultura da aveia. Neste teste, as leituras da velocidade do escoamento foram realizadas com auxílio do corante, o que inviabilizou leituras no sistema de manejo sem preparo do solo, pois os resíduos culturais sobre a superfície do solo não permitiram rastrear o corante. A partir do teste realizado imediatamente após a semeadura da cultura do milho, as leituras de velocidade do escoamento foram feitas com o auxílio do *SCEES*. Isso viabilizou leituras de velocidade do escoamento nos dois sistemas de manejo.

Conforme pode ser observado na Tabela 4, em todos os testes com chuva simulada realizados e em ambos os sistemas de manejo do solo avaliados, o regime de escoamento pode ser classificado em laminar subcrítico ($Re < 500$ e $Fr < 1$). Possivelmente isso esteja relacionado à presença de resíduos sobre a superfície do solo no sistema de manejo sem preparo do solo e pela rugosidade da superfície do solo proporcionada pelas operações de preparo no sistema de manejo com preparo convencional do solo.

TABELA 4. Velocidade do escoamento (V), tensão cisalhante média do escoamento (τ), vazão (Q), número de Reynolds (Re), número de Froude (Fr), altura da lâmina (h), vazão unitária da enxurrada (q) e coeficiente de Manning (n), avaliados em sistemas de manejo com preparo convencional (PC) e sem preparo do solo (SP). Dados obtidos sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro repetições.

Sistemas de preparo do solo	V (m s^{-1})	$\tau^{2/}$ (Pa)	Q ($\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$)	Re	Fr	h (cm)	q ($\text{m}^2 \text{ h}^{-1}$)	n ($\text{s m}^{-1/3}$)
----- Aveia – Na semeadura -----								
PC	0,136	1,41	0,85	295	0,940	0,22	1,063	0,036
----- Milho – Na semeadura -----								
PC	0,082 a ¹	1,57 b	0,50 a	174 a	0,588 a	0,23 b	0,628 a	0,066 b
SP	0,023 b	5,04 a	0,56 a	193 a	0,083 b	0,84 a	0,698 a	0,452 a
----- Milho - 47 ^o dia após a semeadura -----								
PC	0,062 a	1,29 b	0,34 a	118 a	0,460 a	0,20 b	0,424 a	0,073 b
SP	0,025 b	2,99 a	0,37 a	128 a	0,121 b	0,51 a	0,461 a	0,283 a

^{1/} Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

^{2/} Considerou-se declividade média do segmento avaliado de $0,063 \text{ m m}^{-1}$ e temperatura da água de $25 \text{ }^\circ\text{C}$.

Nas avaliações realizadas na semeadura da cultura do milho e 47 dias após, verifica-se que os sistemas de manejo apresentaram comportamento diferenciado em relação a algumas variáveis hidráulicas avaliadas (Tabela 4). Embora os sistemas de manejo tenham apresentado vazões e descarga unitária semelhantes, no sistema de manejo sem preparo do solo, a presença de resíduos sobre a superfície do solo diminuiu os valores

dos números de Froude, conseqüência do aumento das forças viscosas em relação ao sistema de manejo com preparo convencional do solo. Isso se deve a ação de resistência ao escoamento proporcionada pela presença de resíduos vegetais na superfície do solo, que também eleva a altura de lâmina do escoamento, concordando com comportamento observado por Cantalice & Cassol (2002) e Fonseca & Cassol (2004). Essas condições determinaram os regimes de escoamento.

4.1.2. Umidade gravimétrica do solo antecedente aos testes com chuva simulada

O comportamento dos tratamentos aplicados foi diferenciado em cada época do ano em que os testes foram aplicados. Isso se deve principalmente as épocas em que os testes foram realizados. No primeiro teste, as chuvas simuladas aplicadas foram realizadas em julho de 2004, na cultura da aveia. O segundo teste foi realizado em outubro e o terceiro em dezembro de 2004. A umidade do solo, antecedente aos testes com chuvas simuladas teve comportamento diferenciado nas três épocas de avaliação e parece ser um dos fatores que mais tem influência no comportamento das perdas de água.

Nas avaliações realizadas no mês de julho de 2004, na semeadura da cultura da aveia, a umidade gravimétrica do solo diferiu apenas entre as profundidades avaliadas. Os valores médios de umidade gravimétrica do solo estão apresentados no Apêndice 3. Na profundidade de 0 a 10 cm, a umidade gravimétrica do solo foi de $0,18 \text{ kg kg}^{-1}$, sendo significativamente maior do que na profundidade de 10 a 20 cm, onde o valor médio foi de $0,15 \text{ kg kg}^{-1}$. Isso é explicado pelas intensivas precipitações que ocorreram no período antecedente à data de realização dos trabalhos de campo. Conforme já constatado por Fonseca (2001), em trabalho efetuado em Guabijú, RS, valores elevados de umidade do solo ocorrem com freqüência no período de inverno no estado do Rio Grande do Sul, e têm influência no comportamento das perdas de solo e água por erosão hídrica.

Nas avaliações realizadas no mês de outubro, imediatamente após a semeadura da cultura do milho, a umidade gravimétrica do solo, antecedente

aos testes com chuva simulada foi influenciada pelos sistemas de manejo e fertilizantes aplicados ao solo. Conforme se pode visualizar na Figura 4, no sistema de manejo sem preparo do solo, a umidade gravimétrica do solo era significativamente maior na profundidade de 0 a 10 cm do que na profundidade de 10 a 20 cm e no sistema de manejo com preparo do solo não havia diferença no teor de umidade do solo entre as profundidades analisadas. Se considerarmos a importância que a umidade antecedente tem nos processos de erosão hídrica do solo, pode-se dizer que no sistema de manejo sem preparo do solo, existe uma maior suscetibilidade aos processos de erosão hídrica em função da maior umidade antecedente na camada superficial do solo.

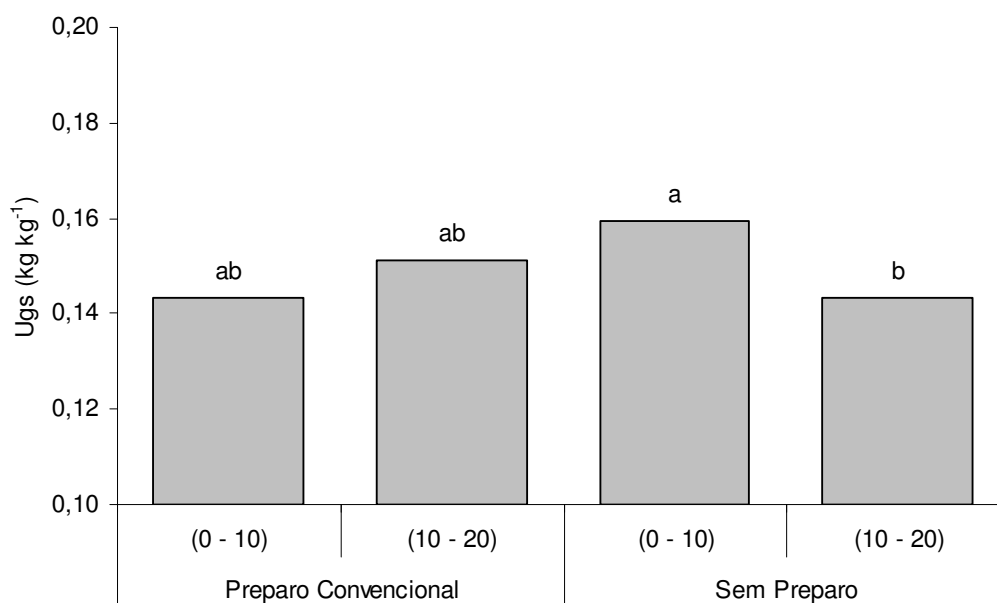


FIGURA 4. Umidade gravimétrica do solo (Ugs) observada antes da aplicação da chuva simulada no 2^o dia após semeadura da cultura do milho, nos sistemas de manejo com preparo convencional e sem preparo do solo, nas profundidades de 0 a 10 e 10 a 20 cm. Médias de 16 observações, quando seguidas de mesma letra não diferem significativamente pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

O fertilizante de jeto suíno proporcionou maior umidade gravimétrica do solo do que a testemunha, que não recebeu nutriente (Figura 5). Isso possivelmente esteja associado ao conteúdo de umidade existente nos dejetos de suínos, que corresponde a aproximadamente 95 % do volume aplicado.

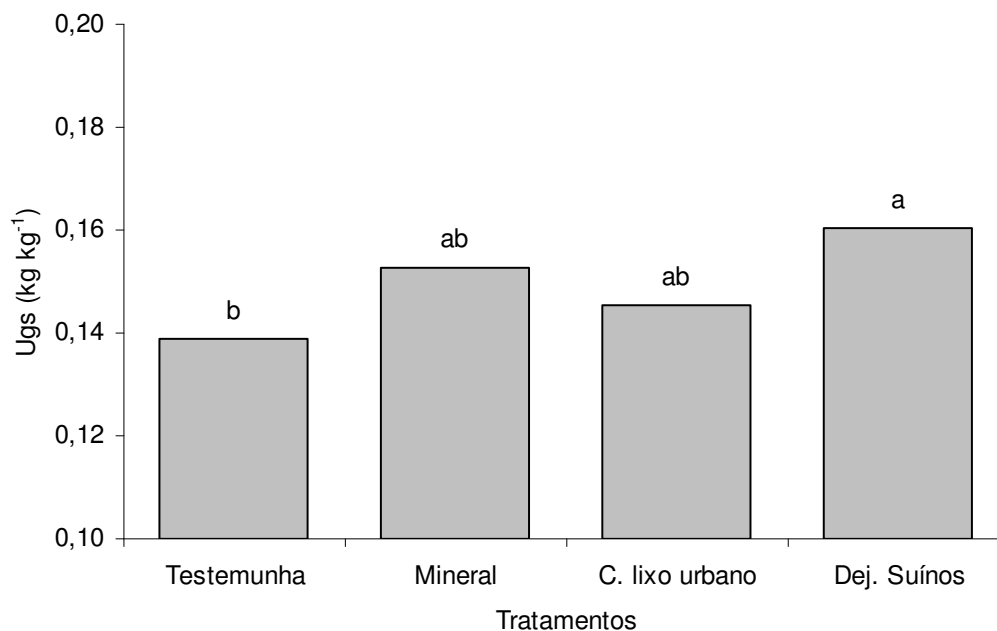


FIGURA 5. Umidade gravimétrica do solo (Ugs) observada na semeadura da cultura do milho, em diferentes fontes de nutrientes, na camada de 0 a 20 cm de profundidade do solo. Médias de 16 observações, quando seguidas de mesma letra não diferem significativamente pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

Nas avaliações realizadas em dezembro de 2004, no 47^o dia após a semeadura da cultura do milho, a umidade gravimétrica do solo, antecedente aos testes com chuva simulada foi influenciada apenas pela profundidade de amostragem no sistema de manejo com preparo convencional do solo, com menor valor de umidade na profundidade de 0 a 10 cm do que na profundidade de 10 a 20 cm (Figura 6). Possivelmente a menor umidade na camada superficial esteja relacionada ao efeito residual do revolvimento do solo e ausência de cobertura no sistema de manejo com preparo convencional, pois as práticas de manejo podem alterar significativamente o regime de temperatura do solo, visto que os resíduos vegetais deixados em superfície em sistemas conservacionistas agem como atenuadores da amplitude térmica (Willis & Amemiya, 1973) e com isso reduzindo a evaporação de água no solo. No sistema de manejo sem preparo do solo este comportamento não foi observado.

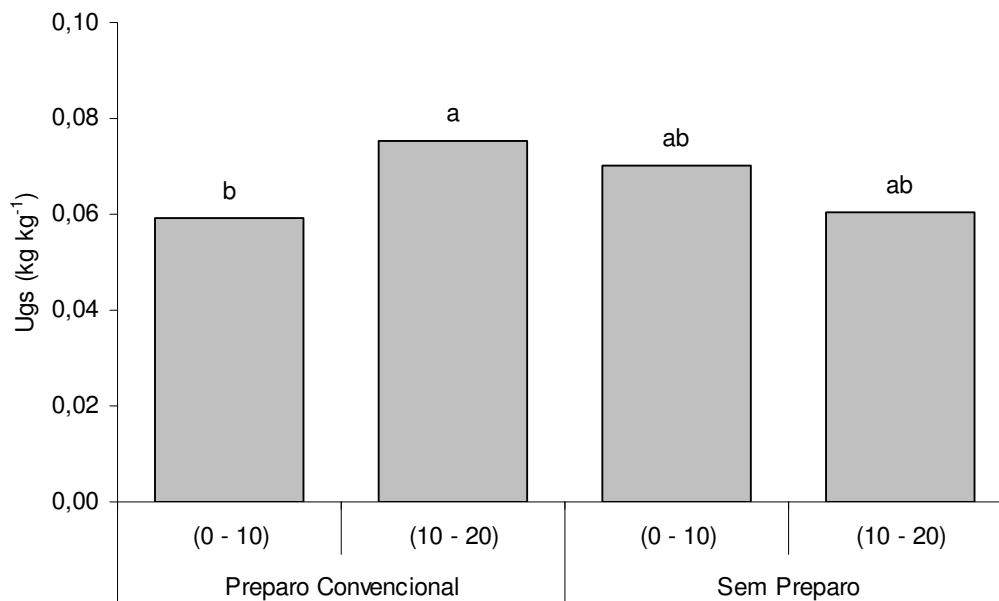


FIGURA 6. Umidade gravimétrica do solo (U_{gs}) observada no 47º dia após a semeadura da cultura do milho e imediatamente antes dos testes com chuva simulada, nos diferentes sistemas de manejo do solo e profundidades avaliadas. Médias seguidas de mesma letra não diferem significativamente pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

4.1.3. Taxas de enxurrada, de perdas de solo, perdas totais de solo e de água e coeficientes de enxurrada

As perdas de água, de solo e os coeficientes constantes de enxurrada apresentaram comportamento diferenciado nas três épocas de realização dos testes com chuvas simuladas. Isso se deveu, principalmente, às condições de umidade do solo que antecederam ao início das chuvas simuladas aplicadas.

4.1.4. Taxas de enxurrada, de perdas de solo, perdas totais de solo e de água e coeficientes constantes de enxurrada observados na semeadura da aveia

Nos testes com chuvas simuladas realizados em julho de 2004, no segundo dia após a semeadura da cultura da aveia, o início do escoamento aconteceu até cinco minutos do início das chuvas, em todos os tratamentos (Figura 7). Isso evidencia que o solo encontrava-se próximo à condição de

saturação. Nestas condições, as taxas de enxurrada observadas foram elevadas e atingiram valores considerados constantes a partir de 0,8 horas de chuva simulada realizada, conforme pode ser observado na Figura 7. Ao longo do tempo de realização da chuva, os sistemas de manejo apresentaram comportamento diferenciado em relação às taxas de enxurrada. No sistema de manejo sem preparo do solo, o aumento das taxas de enxurrada foi mais acentuado comparativamente ao sistema com preparo convencional do solo (Figura 7). Com isso, as perdas totais médias de água foram significativamente maiores no sistema de manejo sem preparo do que no sistema com preparo do solo (Tabela 5).

Os resultados obtidos em relação a perdas de água conduzem para o que já havia sido chamada a atenção por Fonseca & Cassol (2002), os quais concluíram que, sob condições de saturação do solo, outras características além da cobertura da superfície do solo passam a ter grande importância na dinâmica do escoamento superficial, como é o caso da rugosidade da superfície do solo.

Os sistemas de manejo têm comportamento diferenciado em relação às taxas de perda de sedimentos (Figura 7). O sistema de manejo com preparo convencional do solo, apresentou taxa de descarga de sedimentos mais acentuadas e mais uniformemente distribuídas ao longo do tempo de realização das chuvas simuladas, comparativamente ao sistema de manejo sem preparo do solo, no qual, a taxa de descarga de sedimentos apresenta um pico no início da chuva, diminuindo para valores inexpressivos com o tempo. Como resultado deste comportamento, no sistema de manejo com preparo convencional do solo as perdas totais médias de solo foram significativamente maiores do que no sistema de manejo sem preparo do solo (Tabela 5). Este comportamento evidencia a eficiência que a cobertura do solo por resíduos tem no controle das perdas de solo, estando de acordo com observações feitas por vários autores, entre os quais Schick et al. (2000), Cantalice & Cassol (2002), Fonseca & Cassol (2004) e Bertol (1986).

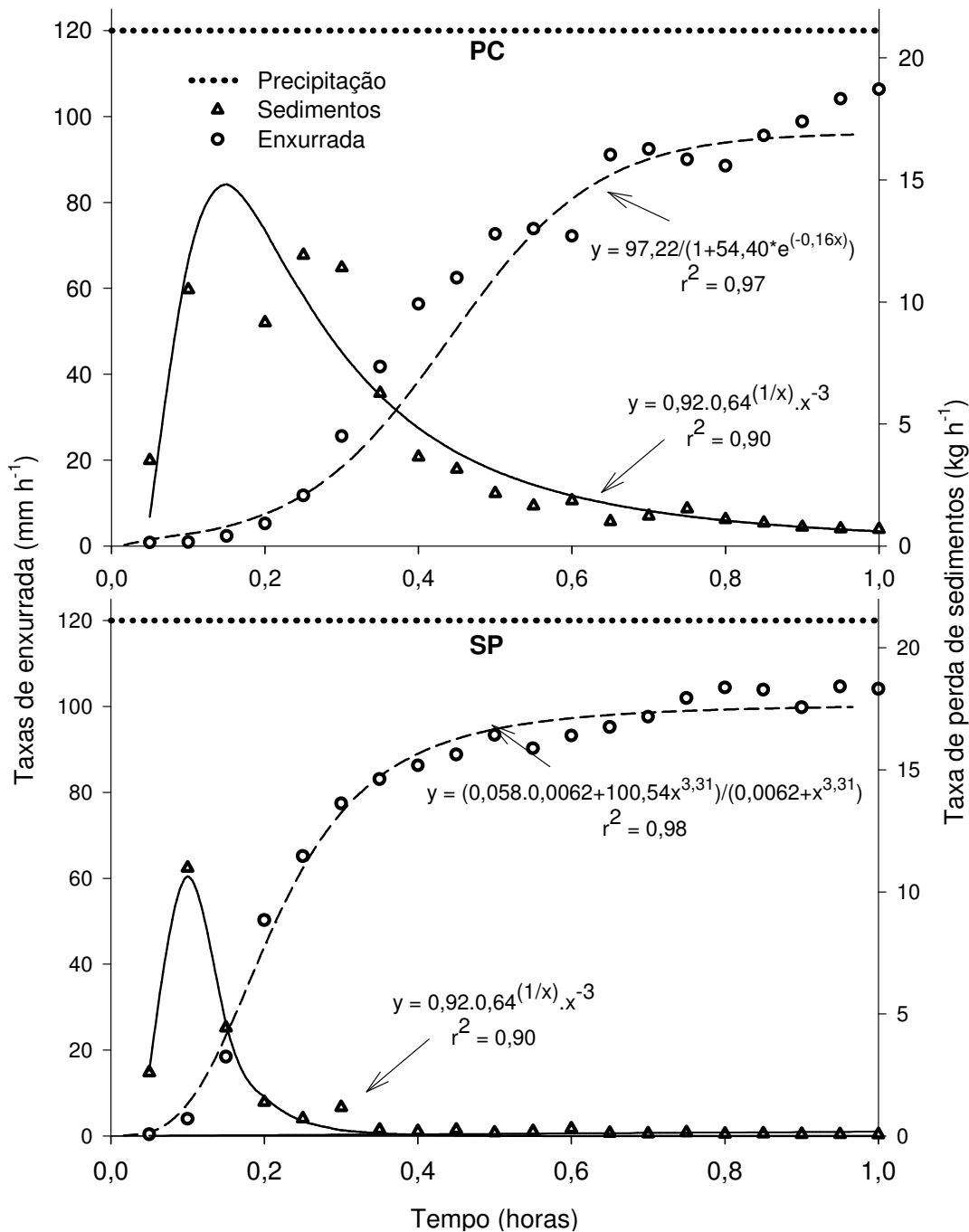


FIGURA 7. Taxas médias de enxurrada e taxas médias de perda de sedimentos observadas nos sistemas de manejo com preparo convencional (PC) e sem preparo do solo (SP) na semeadura da cultura da aveia, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 16 observações. (0 < x ≤ 1).

TABELA 5. Umidade gravimétrica do solo antes da chuva na profundidade de 0 a 20 cm e perdas de água, de solo e coeficientes constantes de enxurrada resultantes da aplicação de uma chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora, em diferentes sistemas de manejo do solo, sem adição de fertilizante (T) e com adição de fertilizante mineral (M), composto de lixo urbano (C) e dejetos de suínos (D), logo após a semeadura da aveia. Cada valor é a média de quatro repetições.

Sistemas de manejo do solo									
Com preparo					Sem preparo				
Adubação									
T	M	C	D	média	T	M	C	D	média
----- Umidade gravimétrica do solo (kg kg ⁻¹) -----									
0,16	0,16	0,17	0,18	0,17 A ^{1/}	0,16	0,16	0,16	0,17	0,16 A
----- Perdas de água (m ³ m ⁻³) -----									
0,54	0,58	0,49	0,60	0,55 B	0,70	0,67	0,61	0,74	0,68 A
----- Perdas de solo (Mg ha ⁻¹) -----									
4,11	4,42	4,24	7,65	5,10 A	0,33	0,26	0,58	0,88	0,51 B
----- Coeficientes constantes enxurrada (m ³ m ⁻³) -----									
0,77	0,82	0,75	0,82	0,79 A	0,85	0,83	0,79	0,84	0,83 A

^{1/} Médias seguidas de mesma letra na linha não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).

Não houve diferença significativa nos coeficientes constantes de enxurrada, comportamento semelhante ao observado por Fonseca & Cassol (2002), com médias altas, evidenciando a necessidade de se utilizar os mesmos coeficientes de enxurrada no dimensionamento de estruturas que controlem o escoamento superficial.

4.1.5. Taxas de enxurrada, de perdas de solo, perdas totais de água, de solo e coeficientes constantes de enxurrada observados nos testes com chuva simulada realizado aos dois dias após a semeadura do milho.

Nos testes com chuvas simuladas realizadas em outubro de 2004, no segundo dia após a semeadura da cultura do milho, pode-se dizer que, em média, o início do escoamento aconteceu ao mesmo tempo, em ambos os sistemas de manejo avaliados (Figura 8). Através dos pontos observados das

taxas de enxurrada pode-se dizer que, no sistema de manejo com preparo convencional do solo houve uma tendência a estabilizar ao final de uma hora de chuva, atingindo, portanto seu pico, comparativamente ao sistema de manejo sem preparo do solo, onde o aumento das taxas de enxurrada foi praticamente linear. É possível que, no sistema de manejo com preparo do solo o pico de enxurrada tenha ocorrido devido à capacidade de armazenamento de água, que segundo Cogo (1981), ocorre nas depressões superficiais do solo, decorrentes das operações de preparo do solo. Em função disso, as perdas totais de água foram significativamente maiores no sistema de manejo sem preparo do solo do que no sistema de manejo com preparo convencional do solo (Tabela 6).

No sistema de manejo com preparo do solo o retardamento do pico de enxurrada teve influencia no pico das taxas de perda de solo (Figura 8). Segundo Rauws & Govers (1988), isso geralmente ocorre quando o fluxo superficial passa de laminar a concentrado, superando a resistência que as partículas do solo apresentam à erosão hídrica, com conseqüente desagregação e transporte das mesmas.

No sistema de manejo sem preparo do solo o pico da taxa de perda de sedimento ocorre imediatamente após o início do escoamento, sendo menor do que o observado no sistema de manejo com preparo convencional do solo. Como no sistema de manejo sem preparo do solo não houve revolvimento da superfície, a quantidade de partículas desagregadas em superfície do solo provavelmente é menor do que no sistema de manejo com preparo convencional do solo. Assim, no sistema de manejo sem preparo do solo, as partículas desagregadas em superfície são rapidamente carregadas pela enxurrada, enquanto que no sistema com preparo do solo há necessidade de fluxo concentrado para transporte de todas as partículas desagregadas em superfície. Como resultado do comportamento das taxas de perda de solo (Figura 8), os sistemas de manejo avaliados apresentaram diferenças significativas nas perdas de solo (Tabela 6).

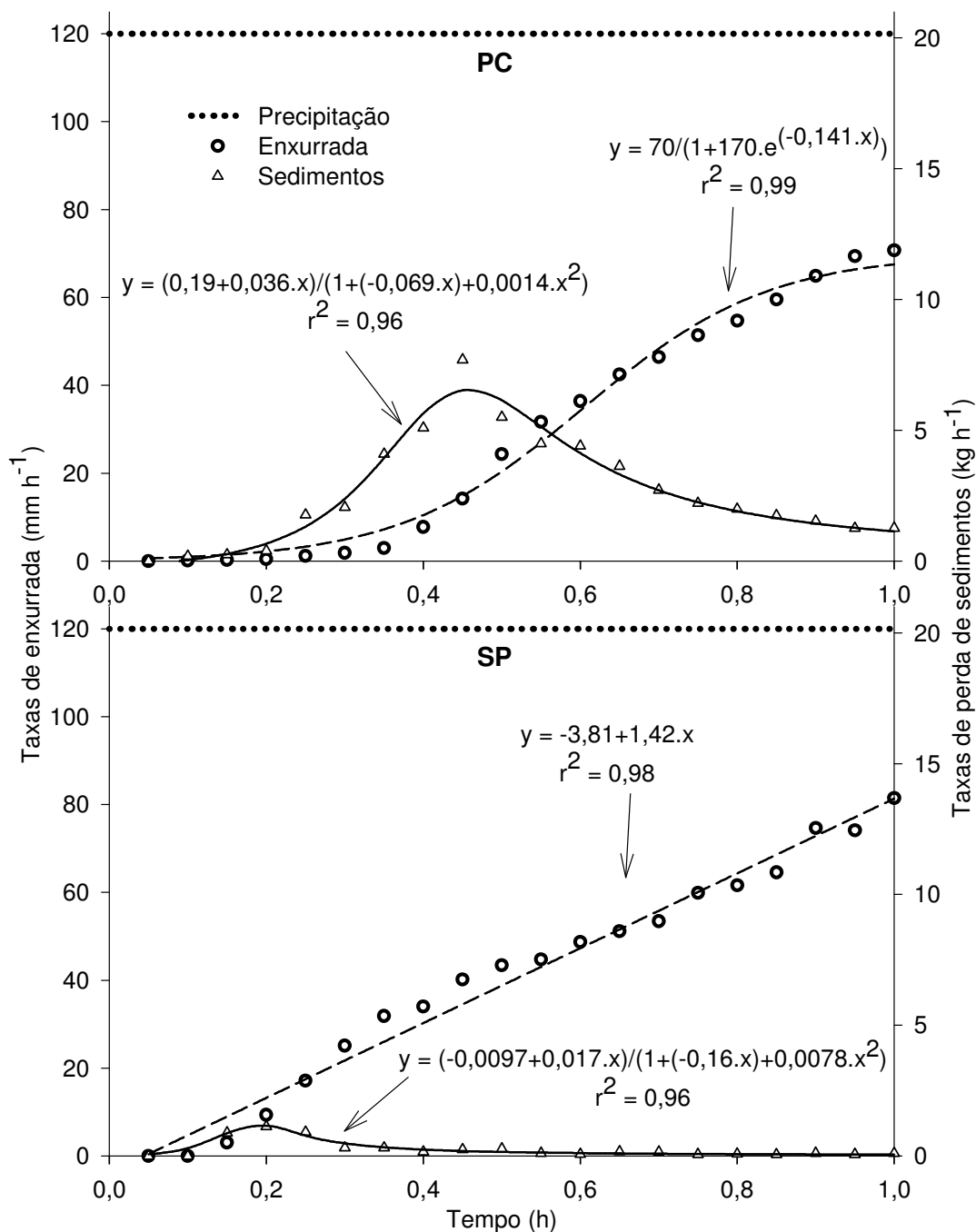


FIGURA 8. Taxas médias de enxurrada e taxas médias de perda de sedimentos observadas nos sistemas de manejo com preparo convencional (PC) e sem preparo do solo (SP), no 2º dia após a semeadura da cultura do milho, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de 16 repetições. ($0 < x \leq 1$).

TABELA 6. Umidade gravimétrica do solo antes da chuva na profundidade de 0 a 20 cm e perdas de água, de solo e coeficientes constantes de enxurrada resultantes da aplicação de uma chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora, em diferentes sistemas de manejo do solo, sem adição de fertilizante (T) e com adição de fertilizante mineral (M), composto de lixo urbano (C) e dejetos de suínos (D), logo após a semeadura do milho. Cada valor é a média de quatro repetições.

Sistemas de manejo do solo									
Com preparo					Sem preparo				
T	M	C	D	Adubação média	T	M	C	D	média
----- Umidade gravimétrica do solo (kg kg ⁻¹) -----									
0,13	0,15	0,14	0,17	0,15 A ^{1/}	0,14	0,15	0,15	0,16	0,15 A
----- Perdas de água (m ³ m ⁻³) -----									
0,27	0,22	0,23	0,37	0,27 B	0,42	0,44	0,32	0,36	0,38 A
----- Perdas de solo (Mg ha ⁻¹) -----									
3,17	2,01	3,00	4,36	3,13 A	0,14	0,17	0,19	0,58	0,27 B
----- Coeficientes constantes enxurrada (m ³ m ⁻³) -----									
0,60	0,48	0,55	0,71	0,58 A	0,85	0,66	0,73	0,57	0,60 A

^{1/} Médias seguidas de mesma letra na linha não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).

Na semeadura da cultura do milho também não foi observado diferença significativa nos coeficientes constantes de enxurrada, semelhante ao comportamento observado nos testes realizados na semeadura da aveia. Porém, observa-se que no sistema de manejo sem preparo do solo a equação de ajuste das taxas de enxurrada é linear. Neste caso, o coeficiente constante de enxurrada pode estar sendo subestimado, tendo-se assumido como sendo a média das três últimas observações nos seis minutos finais da chuva. O comportamento dos dados obtidos indica que, no sistema de manejo sem preparo do solo há necessidade de maior tempo de duração de chuva simulada para se atingir valores constantes para os coeficientes constantes de enxurrada.

4.1.6. Taxas de enxurrada, de perdas de solo, perdas totais de solo e de água e coeficientes constantes de enxurrada observados no 47º dia após semeadura da cultura do milho

No teste com chuva simulada realizado em dezembro de 2004, no 47º dia após a semeadura da cultura do milho, as taxas médias de enxurrada apresentaram comportamentos semelhantes entre os sistemas avaliados (Figura 9). Em ambos os sistemas de manejo avaliados, os incrementos nas taxas de enxurrada ao longo do tempo foram menores do que os observados nos testes realizados imediatamente após a semeadura das culturas de aveia e milho. O que chama atenção é a diferença de comportamento existente entre as taxas médias de enxurrada observadas no teste realizado no período de inverno, no segundo dia após a semeadura da aveia (Figura 7) e no teste realizado de verão, no 47º dia após a semeadura da cultura do milho. No teste realizado no período de inverno, pode-se dizer que chuvas simuladas com intensidade de 120 mm h^{-1} e uma hora de duração foram suficiente para atingir coeficientes de enxurrada que podem ser considerados constantes, o que não se pode afirmar em relação ao comportamento das taxas de enxurrada e valores dos coeficientes constantes de enxurrada observados no 47º dia após a semeadura da cultura do milho. Possivelmente isso esteja relacionado à condição de umidade do solo, antecedente aos testes com chuva simulada, que tem influência sobre as taxas de infiltração de água no solo. Em decorrência do comportamento das taxas de enxurrada, os sistemas de manejo avaliados não apresentaram diferenças significativas nas perdas totais de água e nos coeficientes constantes de enxurrada (Tabela 7).

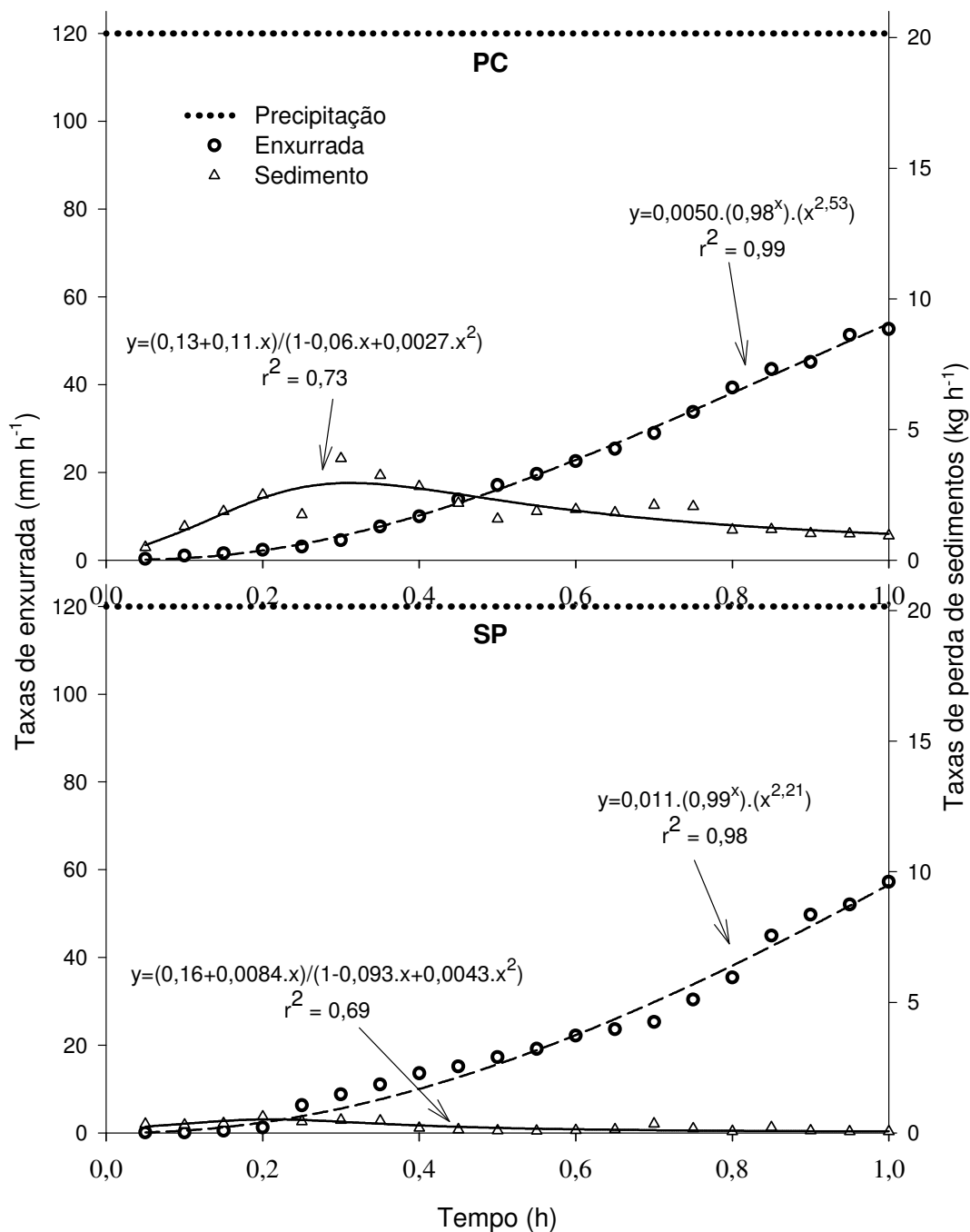


FIGURA 9. Taxas médias de enxurrada e taxas médias de perda de sedimentos observadas nos sistemas de manejo com preparo convencional (PC) e sem preparo do solo (SP), no 47º dia após a semeadura da cultura do milho, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 16 repetições. (0 < x ≤ 1).

TABELA 7. Umidade gravimétrica do solo antes da chuva na profundidade de 0 a 20 cm e perdas de água, de solo e coeficientes constantes de enxurrada resultantes da aplicação de uma chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora, em diferentes sistemas de manejo do solo, sem adição de fertilizante (T) e com adição de fertilizante mineral (M), composto de lixo urbano (C) e dejetos de suínos (D), aos 47 dias após a semeadura do milho. Cada valor é a média de quatro repetições.

Sistemas de manejo do solo									
Com preparo convencional					Sem preparo				
T	M	C	D	Adubação média	T	M	C	D	média
----- Umidade gravimétrica do solo (kg kg ⁻¹) -----									
0,04	0,06	0,09	0,08	0,07 A ^{1/}	0,05	0,06	0,08	0,07	0,07 A
----- Perdas de água (m ³ m ⁻³) -----									
0,29	0,20	0,19	0,10	0,19 A	0,24	0,29	0,20	0,11	0,21 A
----- Perdas de solo (Mg ha ⁻¹) -----									
2,10	1,24	1,73	1,07	1,53 A	0,20	0,13	0,14	0,12	0,15 B
----- Coeficientes constantes enxurrada (m ³ m ⁻³) -----									
0,52	0,46	0,41	0,30	0,42 A	0,41	0,43	0,44	0,31	0,60 A

^{1/} Médias seguidas de mesma letra na linha não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).

As taxas de perda de solo apresentaram comportamento diferenciado entre os sistemas de manejo avaliados. Comportamento que é explicado pelas equações de ajuste das taxas de perdas de solo observadas em ambos os sistemas de manejo (Figura 9). No sistema de manejo sem preparo do solo, as taxas de perda de solo são praticamente inexpressivas, totalizando perda de solo média de 0,15 Mg ha⁻¹, enquanto que no sistema de manejo com preparo convencional do solo as taxas de perda de solo foram distribuídas ao longo do tempo de realização dos testes com chuva simulada e totalizaram perda média de solo de 1,53 Mg ha⁻¹ (Tabela 7).

4.2. Características químicas de amostras do escoamento superficial na semeadura da aveia

4.2.1. pH e condutividade elétrica do escoamento superficial

Não foram observadas diferenças significativas nos valores de pH e condutividade elétrica do escoamento superficial resultantes da aplicação de chuva simulada logo após a semeadura da aveia (Tabela 8). No entanto, os valores observados indicam tendência de alteração dos valores de pH e condutividade elétrica com o tempo de amostragem, durante as chuvas simuladas realizadas. Os valores de pH e condutividade elétrica apresentaram variabilidade na análise estatística aplicada, o que é inerente ao método, em se tratando de análises de água. Ao contrário do que se observa no solo, no escoamento superficial, praticamente não existe efeito tampão e o pH oscila em função de reações que podem ocorrer na água.

Na Tabela 8 são apresentados os valores de pH, onde se observa que nos tratamentos onde se utilizou o fertilizante dejetado de suínos uma tendência de valores mais elevados de pH do que nos demais tratamentos. Essa tendência talvez seja devida ao aumento do pH do solo, pois de acordo com Wienhold (2005), o fertilizante dejetado de suínos pode aumentar o conteúdo de matéria orgânica particulada e o pH do solo. O aumento no pH do solo pode ter influência sobre a solubilidade de alguns compostos no escoamento superficial e aumentar a disponibilidade de nutrientes como é o caso do fósforo, em função fundamentalmente de alterações do potencial redox do meio, aumentando as possibilidades de eutrofização dos recursos hídricos.

A condutividade elétrica é um parâmetro importante no monitoramento da qualidade da água, pois representa a qualidade da água em termos de cargas elétricas, decorrentes principalmente da dissolução de sais presentes no escoamento superficial. Como visualizado na Tabela 8, os resultados obtidos mostram que, à exceção do comportamento observado na testemunha, os fertilizantes aplicados apresentaram tendência em reduzir a concentração de íons na solução (escoamento superficial) com o tempo de chuva simulada aplicada.

TABELA 8. Valores médios de pH e condutividade elétrica do escoamento superficial observados na semeadura da cultura da aveia nos sistemas de manejo com preparo convencional e sem preparo do solo com adição dos fertilizantes mineral (M), composto de lixo urbano (C), dejetos suíno (D) e testemunha (T), sob chuvas simuladas com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro observações.

Tempo ^{1/}	Sistema de manejo e adubação utilizada							
	Preparo convencional ^{1/}				Sem preparo			
	T ^{1/}	M	C	D	T	M	C	D
horas	----- pH -----							
0,2	5,8	5,8	6,1	7,3	6,6	6,1	6,1	7,8
0,4	6,2	5,9	6,1	7,1	6,6	6,3	6,5	7,8
0,6	6,1	5,9	6,0	7,2	6,3	6,3	6,6	8,1
0,8	5,9	6,1	6,0	7,0	6,1	6,2	6,6	7,9
1,0	6,0	6,6	6,1	7,0	6,0	6,2	6,6	8,0
média	6,0	6,1	6,1	7,1	6,3	6,2	6,5	7,9
	----- Condutividade elétrica (μS cm ⁻¹) -----							
0,2	437	2.066	1.056	2.552	862	2.893	2.853	5.333
0,4	429	1.924	972	2.062	659	2.198	2.426	3.749
0,6	313	2.286	683	1.243	458	1.357	1.725	3.495
0,8	251	2.436	570	929	451	897	1.490	2.703
1,0	259	733	541	520	325	705	733	1.917
média	338	1.889	764	1.461	551	1.610	1.845	3.439

^{1/} Sem diferença significativa entre os tratamentos

4.2.2. Carbono orgânico total (COT) no escoamento superficial

Não foram observadas diferenças significativas entre os valores médios de carbono orgânico total (COT) observados no escoamento superficial resultantes da aplicação de chuva simulada logo após a semeadura da aveia (Figura 10). Os resultados obtidos apontam tendências que devem ser consideradas em função da magnitude com que estas perdas se manifestam.

Na Figura 10 observa-se que a adição de resíduos orgânicos (composto de lixo urbano e dejetos suíno) ao solo apresenta tendência de aumento nas perdas de COT se comparados ao fertilizante mineral e testemunha. De maneira geral, pode-se dizer que no sistema de manejo com preparo convencional as perdas de COT foram maiores do que no sistema de manejo sem preparo do solo. Os comportamentos observados podem estar

relacionados com a concentração de sedimentos no escoamento superficial, principalmente de partículas desagregadas pelas operações de preparo e também devido a resíduos orgânicos presente na estrutura das partículas desagregadas do solo.

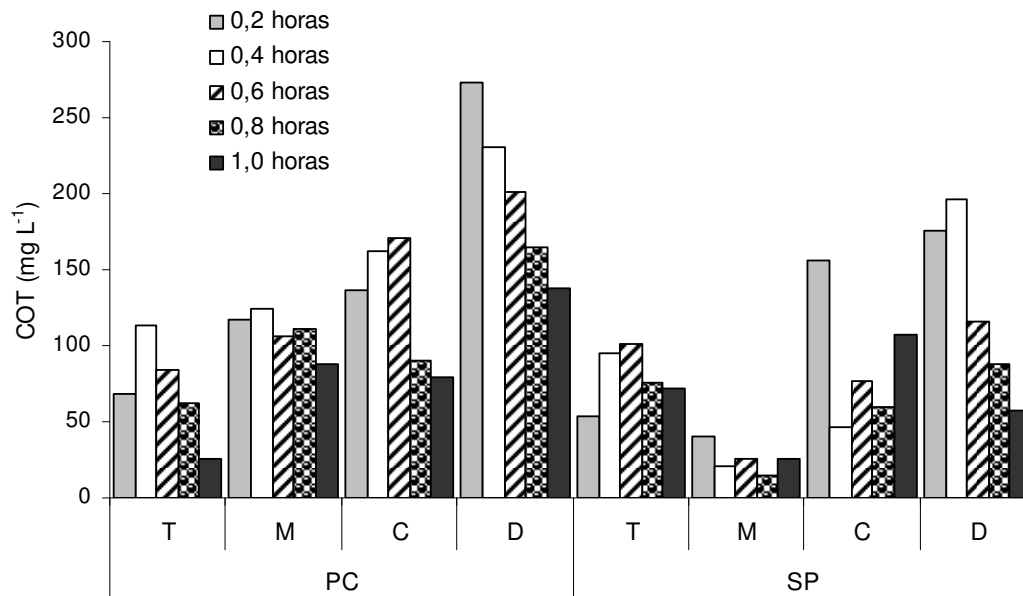


FIGURA 10. Carbono orgânico total (COT) determinado no escoamento superficial logo após a semeadura da aveia em diferentes sistemas de manejo com adição de fertilizante mineral (M), composto de lixo urbano (C), dejetos suínos e no tratamento testemunha (T) em diferentes tempos de amostragem ao longo da chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro observações. Sem diferença significativa entre os tratamentos.

O fertilizante dejeito suíno apresenta uma tendência de redução nas perdas de COT com o tempo de amostragem após início da chuva (Figura 10). Este comportamento se manifesta em ambos os sistemas de manejo, mas, no sistema de manejo sem preparo do solo as reduções nas perdas de COT foram mais expressivas se comparado ao preparo convencional do solo, cujas reduções foram de aproximadamente 2 e 3 vezes, respectivamente.

4.2.3. Fósforo no escoamento superficial

As perdas de fósforo solúvel biodisponível (Psb) e particulado biodisponível (Ppb) apresentaram comportamento semelhante nas avaliações realizadas na semeadura da cultura da aveia (Figura 11). Em ambas as formas

de P avaliadas houve interação entre os três fatores avaliados: preparo do solo, fertilizante e tempo após o início das chuvas (Apêndice 4). Isso demonstra a susceptibilidade do elemento fósforo a perdas por erosão. Possivelmente, a semelhança no comportamento das perdas de Psb e Ppb tenha ocorrido em função das condições de elevada umidade inicial do solo, que provavelmente facilitou a dissolução do elemento P no solo, proporcionando equilíbrio entre as formas solúveis e particuladas (adsorvidas), pois conforme McBride (1994), os processos de adsorção e dessorção do fósforo são controlados pelo pH, pelo potencial redox, pela força iônica, por íons que competem e pelos constituintes do solo. Neste sentido, quando o solo encontra-se próximo às condições de saturação, características como pH e o potencial redox podem ser alterados, proporcionando equilíbrio entre as formas de P no solo e conseqüentemente a disponibilidade do mesmo no escoamento superficial.

Como pode ser observado na Figura 11, o sistema de manejo sem preparo apresentou maiores perdas de Psb e Ppb do que o sistema de manejo com preparo convencional do solo. Este comportamento foi observado em todos os fertilizantes aplicados e em todos os tempos de amostragem durante a realização dos testes com chuva simulada. Este comportamento pode estar relacionado à saturação dos sítios de adsorção de P no solo, na camada superficial do solo, situação também comentada por Sharpley & Moyer (2000).

O fertilizante dejetos suíno apresentou maiores perdas de Psb e Ppb comparativamente aos fertilizantes mineral, composto de lixo urbano e testemunha. Isso foi verificado em todas as amostragens realizadas durante as chuvas simuladas aplicadas. Provavelmente este comportamento está relacionado às quantidades de fósforo que foram adicionadas, que no fertilizante dejetos suíno foi cerca de quatro vezes maior do que a dose recomendada. Isso ocorreu pelo fato de que as doses foram calculadas em função da necessidade de N das culturas.

O fertilizante mineral também apresentou perdas elevadas de Psb e Ppb, principalmente sob sistema de manejo sem preparo de solo. Nas três primeiras avaliações, as perdas de Psb e Ppb foram significativamente maiores do que o observado no fertilizante composto de lixo urbano e testemunha. No fertilizante mineral, as perdas de Ppb podem ter sido influenciadas por grânulos

do fertilizante que não se dissolveram, devido ao fato de que o intervalo de tempo entre a aplicação do fertilizante e a realização dos testes com chuva simulada foi de apenas um dia.

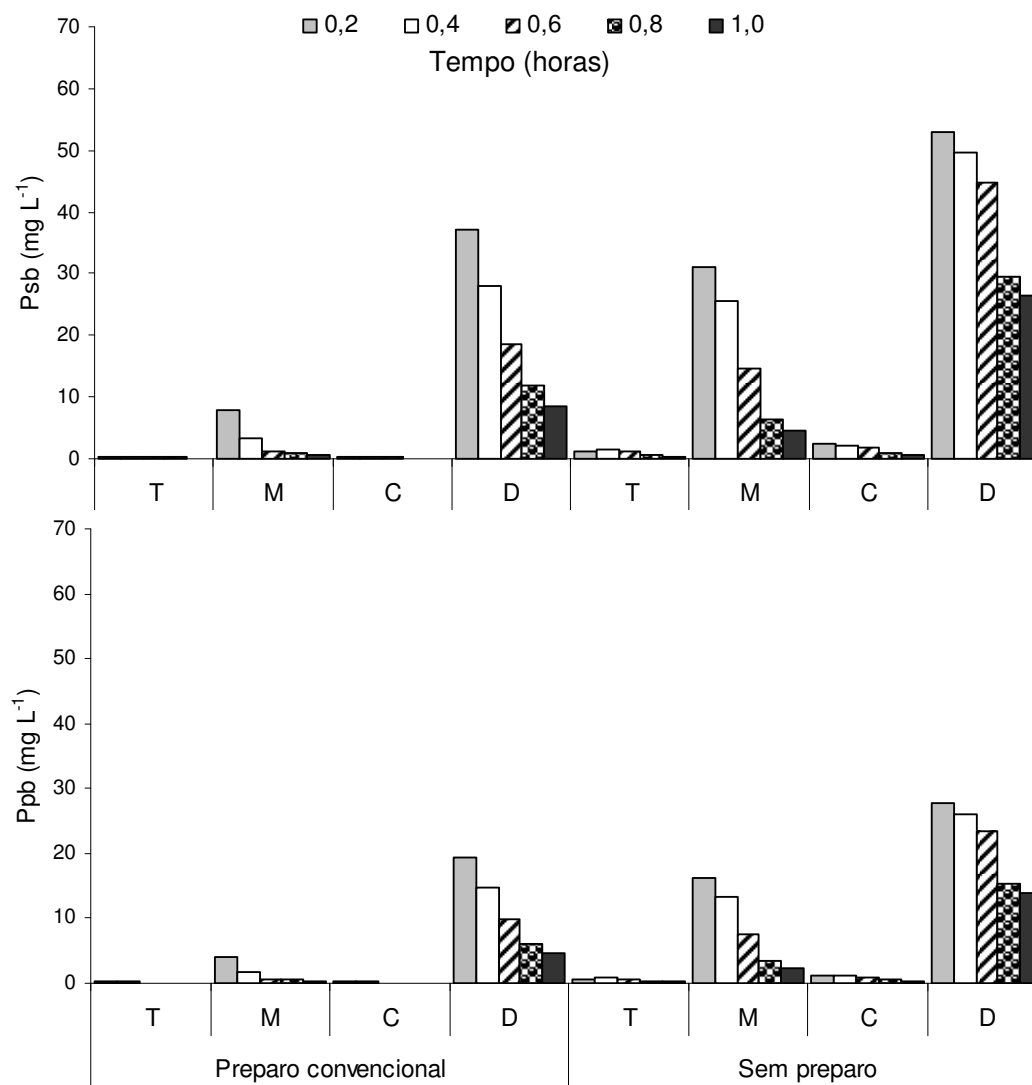


FIGURA 11. Fósforo solúvel biodisponível (P_{sb}) e particulado biodisponível (P_{pb}), observadas no escoamento superficial logo após a semeadura da aveia, em diferentes sistemas de manejo do solo e fontes de nutrientes, sob chuvas simuladas com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro repetições.

As perdas de P_{sb} e P_{pb} diminuem com o tempo de amostragem, sendo menores no final da chuva do que no início. Isso foi observado em todos os tratamentos utilizados (Figura 11). Isso pode estar relacionado a dois fatores: redução da quantidade do nutriente disponível para ser transportado no

escoamento superficial e também ao efeito de diluição que ocorre em função do aumento das taxas de enxurrada ao longo do tempo de avaliação com chuva simulada (Figura 7 e Tabela 5).

Nas perdas de fósforo total (Pt) houve interação entre os fatores sistemas de manejo do solo, fertilizante e tempo de amostragem, porém com comportamento diferenciado em relação aos resultados obtidos para P_{sb} e P_{pb} (Tabela 9).

TABELA 9. Fósforo total (Pt, em mg L⁻¹) determinado no escoamento superficial logo após a semeadura da aveia em diferentes sistemas de manejo do solo e fontes de nutrientes, sob chuvas simuladas com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro repetições.

Tempo (horas)	Fertilizantes utilizados															
	Testemunha			Mineral			C. de lixo urbano			Dejetos suínos						
----- Sistema de manejo com preparo convencional do solo -----																
0,2	2,73	A ¹	b ²	a ³	11,64	A	b	b	7,61	A	b	a	637,11	A	a	a
0,4	2,20	A	b	a	7,15	AB	b	b	2,82	AB	b	a	512,14	AB	a	a
0,6	1,81	A	b	a	3,39	B	b	b	2,25	AB	b	a	321,82	BC	a	a
0,8	1,10	A	b	a	2,79	B	b	b	1,21	B	b	a	172,72	C	a	a
1,0	0,95	A	b	a	2,16	B	b	b	1,11	B	b	a	133,62	C	a	a
----- Sistema de manejo sem preparo do solo -----																
0,2	2,76	A	d	a	60,92	A	b	a	4,32	A	cd	a	108,52	A	a	b
0,4	1,95	AB	b	a	50,36	AB	a	a	3,63	A	b	a	74,30	B	a	b
0,6	1,76	AB	b	a	30,49	BC	a	a	3,46	A	b	a	51,82	BC	a	b
0,8	0,77	B	b	a	17,62	C	ab	a	3,07	A	ab	a	26,72	C	a	b
1,0	0,69	B	b	a	14,23	C	ab	a	1,41	A	ab	a	22,81	C	a	b

^{1/} Em cada sistema de manejo, médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferem significativamente pelo teste de Tukey.

^{2/} Médias seguidas de mesma letra na linha não diferem significativamente pelo teste de Tukey (P < 0,05).

^{3/} Em cada tempo, médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente pelo teste de Tukey (P < 0,05).

As perdas de Pt diminuíram com o tempo de amostragem, desde o início da chuva, mas não tiveram o mesmo comportamento das perdas de P_{sb} e P_{pb}. O decréscimo nas perdas de Pt com o tempo de amostragem foi acentuado e provavelmente está relacionado com o esgotamento das fontes de nutrientes por “lavagem” da superfície do solo. Esta situação é mais preocupante nos fertilizantes que adicionam grandes quantidades de P ao solo,

como é o caso dos fertilizantes dejetos de suínos e mineral, por representarem um potencial poluidor, já que o P pode tornar-se disponível com o tempo, devido à dinâmica dos recursos hídricos.

No sistema de manejo com preparo convencional do solo, as perdas de Pt foram significativamente maiores com a adição de dejetos suínos do que com as outras formas de fertilizantes. Isso sugere que o uso de fertilizante líquido associado ao revolvimento do solo pode ter favorecido a imobilização do P, devido à interação do P e partículas de solo. Quando ocorre perda de solo por erosão, as partículas desagregadas contribuem para a fração de Pt transportado pelo escoamento superficial, pois a fração de fósforo residual, que foi extraída por digestão tem grande contribuição no somatório de todas as frações de P consideradas. Já no sistema de manejo sem preparo do solo, as perdas de Pt foram acentuadas nos primeiros minutos após o início da chuva. Como pode ser observada na Tabela 9, a perda de Pt do fertilizante dejetos de suíno foi significativamente maior do que nos outros fertilizantes. Ao contrário do que ocorreu com P_{sb} e P_{pb} (Figura 11), parte do fósforo adicionado pelo fertilizante foi fortemente sorvido às partículas agregadas do solo, não sendo extraído pelo método da resina trocadora e só foi detectado nas análises com digestão total, nítrica perclórica.

4.2.4. Potássio no escoamento superficial

Nas perdas de potássio solúvel biodisponível (K_{sb}) verificou-se interação entre os três fatores sistemas de manejo do solo, fertilizante e tempo de amostragem após o início das chuvas (Tabela 10).

Em geral, as perdas de K_{sb} foram significativamente maiores no sistema de manejo sem preparo do solo que no sistema de manejo com preparo convencional do solo, concordando com resultados observados por Bertol et al. (2004) que constatou maiores perdas de K em sistemas conservacionistas de preparo do solo do que em sistemas convencionais de preparo do solo. Estas perdas de K_{sb} estão relacionadas à solubilidade do K, que entre os nutrientes de importância agrônômica é um dos mais solúveis. O

comportamento das perdas de Ksb indica que aplicação de K_2O na superfície do solo aumenta o risco de perda de Ksb através do escoamento superficial.

No sistema de manejo com preparo do solo, as perdas de Ksb só diferiram na primeira amostragem, realizada a 0,2 h do início da chuva. Isso difere do observado no sistema de manejo sem preparo do solo, onde as perdas médias de Ksb dos fertilizantes aplicados apresentam comportamento diferenciado até 0,6 h do início das chuvas, o que possivelmente se deve à aplicação dos fertilizantes na superfície do solo. Em geral, o fertilizante dejetos suíno apresentou maiores perdas de Ksb, principalmente logo após o início das chuvas simuladas aplicadas.

TABELA 10. Potássio solúvel biodisponível (Ksb, em $mg L^{-1}$) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da aveia em diferentes sistemas de manejo do solo e fontes de nutrientes, sob chuvas simuladas com intensidade de $120 mm h^{-1}$ e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro repetições.

Tempo (horas)	Fertilizantes utilizados															
	Testemunha			Mineral			C. de lixo urbano			Dejetos suínos						
----- Sistema de manejo com preparo do solo -----																
0,2	9,06	A ¹	c ² b ³	14,44	A	bc	b	15,63	A	b	b	22,61	A	a	b	
0,4	7,66	AB	a	b	12,78	AB	a	b	14,75	A	a	b	14,28	AB	a	b
0,6	7,30	AB	a	b	6,57	BC	a	b	10,30	AB	a	b	10,56	B	a	b
0,8	4,30	BC	a	a	5,43	BC	a	a	5,02	B	a	b	6,78	B	a	b
1,0	3,52	C	a	a	4,14	C	a	a	4,50	B	a	b	4,81	B	a	b
----- Sistema de manejo sem preparo do solo -----																
0,2	16,19	A	d	a	36,01	A	c	a	52,99	A	b	a	70,58	A	a	a
0,4	13,92	A	c	a	24,01	B	bc	a	39,27	A	ab	a	52,47	B	a	a
0,6	11,44	AB	c	a	16,25	AB	c	a	22,56	AB	b	a	37,31	C	a	a
0,8	6,88	BC	a	a	9,11	BC	a	a	12,42	BC	a	a	18,94	D	a	a
1,0	6,47	C	a	a	7,66	C	a	a	9,83	C	a	a	17,13	D	a	a

^{1/} Em cada sistema de manejo, médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferem significativamente pelo teste de Tukey.

^{2/} Médias seguidas de mesma letra na linha não diferem significativamente pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

^{3/} Em cada tempo, médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

Nas perdas de potássio particulado biodisponível (Kpb) verificou-se interação entre fertilizante e tempo de amostragem após início da chuva

simulada (0 a 36 minutos). Nas três primeiras amostragens realizadas após início da chuva simulada, as perdas de Kpb foram mais expressivas no fertilizante dejetos de suíno, seguido dos fertilizantes composto de lixo urbano e mineral (Figura 12). Nas duas últimas amostragens realizadas (48 a 60 minutos), não houve diferença significativa nas perdas de Kpb entre os fertilizantes avaliados. Neste caso, fica evidente que as fontes de Kpb são rapidamente esgotadas pelo escoamento superficial. Além disso deve-se também considerar a possibilidade do Kpb ter passado a Ksb devido ao tempo de contato e exposição das partículas à turbulência do escoamento superficial.

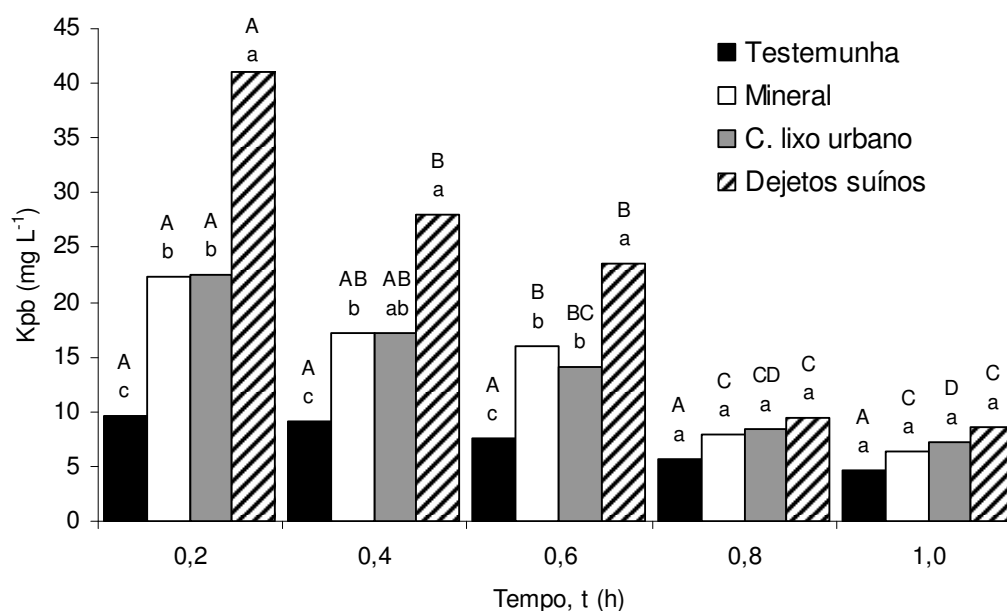


FIGURA 12. Potássio particulado biodisponível (Kpb) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da aveia, sob diferentes fontes de nutrientes e chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de fertilizante e minúscula - dentro de tempo) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

Quando a análise é feita em relação ao tempo de amostragem, verifica-se que no fertilizante dejetos de suíno as perdas de Kpb foram reduzidas cerca de cinco vezes, entre o início e o final dos testes com chuva simulada. Isso evidencia que as perdas através do escoamento superficial podem ocorrer imediatamente após o início do escoamento, não sendo necessário

grande período de chuva para promover perdas significativas de Kpb através do escoamento superficial.

As perdas médias de K total (Kt) são apresentadas nas Figuras 13 e 14, onde se verifica a existência de interação entre fertilizantes e o tempo de amostragem e entre sistemas de manejo e fertilizantes utilizados.

Conforme pode ser visualizado na Figura 13, os sistemas de manejo do solo têm influência sobre as perdas de Kt. Nos fertilizantes com baixa adição de Kt (mineral e testemunha) as perdas de Kt foram maiores no sistema de manejo com preparo convencional do que no sistema sem preparo do solo.

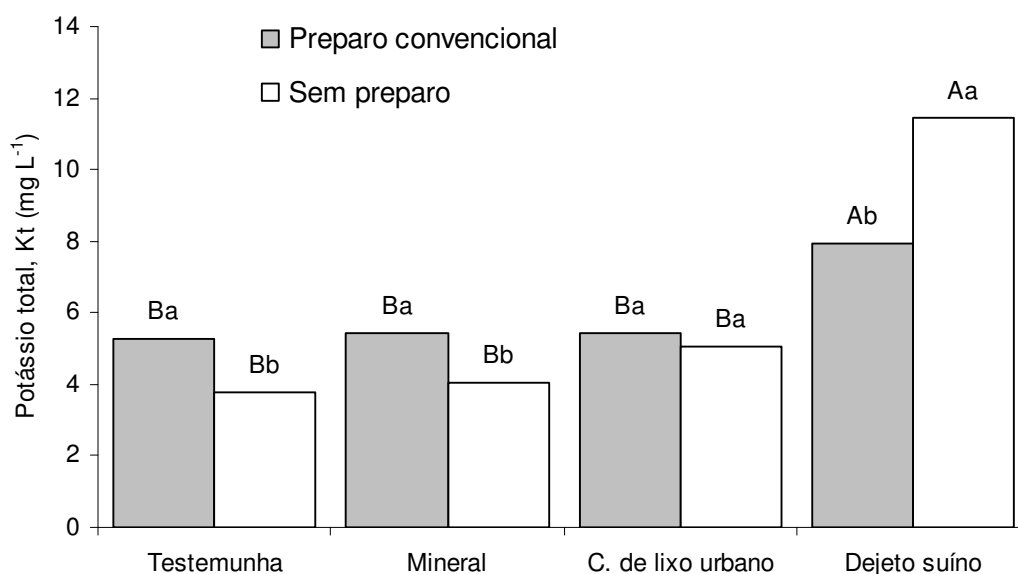


FIGURA 13. Potássio total (Kt) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da aveia, em sistemas de manejo do solo com diferentes fertilizantes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 20 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas - dentro de preparo e minúscula - dentro fertilizante) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).

No fertilizante dejeito suíno, possivelmente devido à quantidade adicionada de Kt, o sistema de manejo sem preparo perdeu mais Kt do que o sistema de manejo com preparo convencional do solo. Isso indica que a forma de aplicação do nutriente deve ser considerada na análise das perdas de nutrientes através do escoamento superficial.

Nas três primeiras amostragens após início da chuva, a perda de Kt observada no fertilizante dejeito suíno foi significativamente maior do que com adição de fertilizantes minerais, composto de lixo urbano e testemunha (Figura

14). As reduções observadas nas perdas de Kt com o tempo de amostragem podem ter ocorrido devido à solubilidade do potássio, que favorece as perdas do elemento, principalmente na forma solúvel, Ksb. Os resultados indicam que o fertilizante dejetos suíno apresenta maior potencial de perda de Kt em relação aos outros fertilizantes testados, sendo a quantidade perdida ao final de uma hora de chuva simulada realizada, cerca de quatro vezes menores do que o observado imediatamente após início das chuvas.

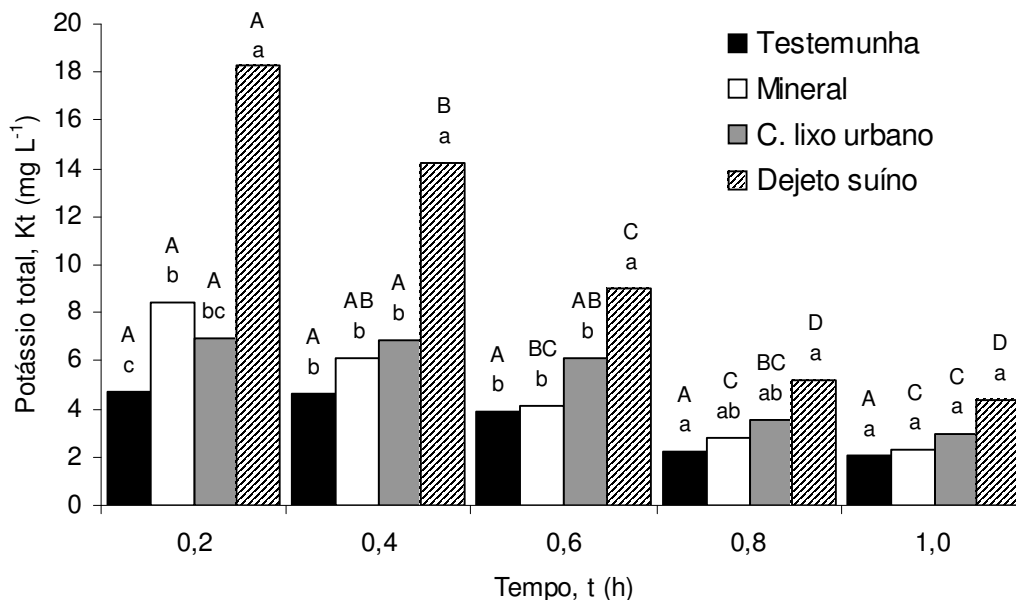


FIGURA 14. Potássio total (Kt) no escoamento superficial logo após a semeadura da aveia com adição de diferentes fertilizantes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas - dentro de fertilizante e minúscula - dentro tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).

4.2.5. Cálcio no escoamento superficial

As perdas de cálcio solúvel biodisponível (Casb) por escoamento superficial logo após a semeadura da aveia apresentaram interação entre os fatores fertilizante e tempo de amostragem após início da chuva (Figura 15). Não houve efeito de preparo, o que era esperado em função dos fertilizantes utilizados e das formas de aplicação, incorporado e na superfície. Embora os fertilizantes composto de lixo urbano e dejetos de suíno apresentem em suas composições elevados teores de cálcio, não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos aplicados.

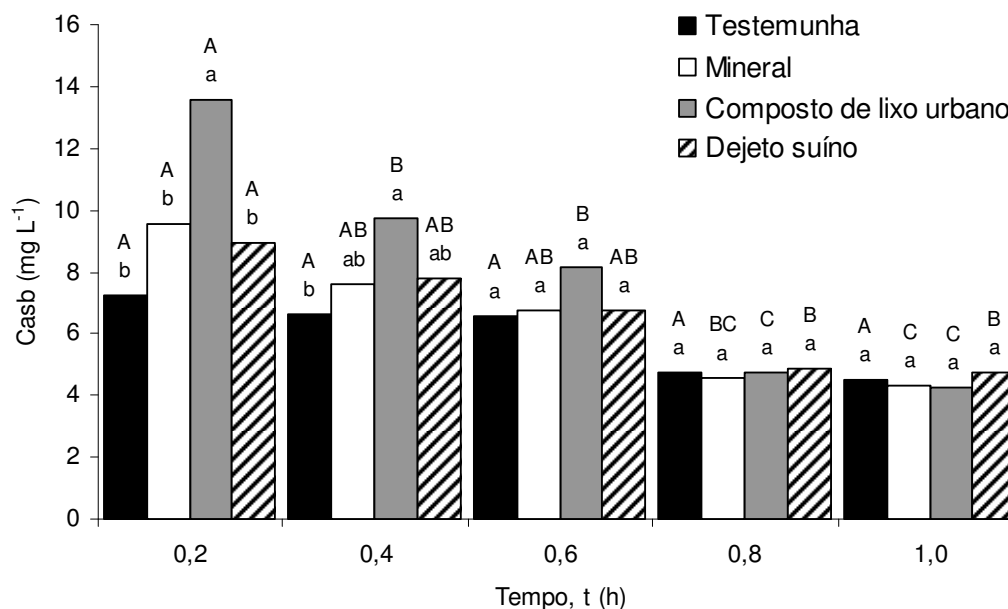


FIGURA 15. Cálcio solúvel biodisponível (Casb) no escoamento superficial logo após a semeadura da aveia, com adição de diferentes fertilizantes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas - dentro de fertilizante e minúscula - dentro tempo) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

O fertilizante composto de lixo urbano apresentou maiores perdas de Casb, comparando-se ao fertilizante dejeito suíno e mineral e testemunha, pelo menos até 0,4 h após o início da chuva (Figura 15). Quando se analisa as perdas de Casb com o tempo de amostragem após início da chuva, verifica-se que, até 0,4 h, nos tratamentos que recebem fertilizantes, as perdas de Casb foram significativamente maiores do que na testemunha. Após 0,4 h os fertilizantes não diferem da testemunha em relação à perda de Casb no escoamento superficial. Ao final de uma hora de chuva simulada aplicada, onde houve adição de fertilizante, as perdas foram reduzidas em aproximadamente 50% comparando-se com as perdas do início da chuva. O comportamento das perdas de Casb indica que uma fração significativa de Casb pode tornar-se prontamente disponível ao transporte pelo escoamento superficial, imediatamente após o início do escoamento superficial, possivelmente devido à dissolução do cálcio e ao fluxo de água na superfície do solo.

Os resultados de análises das perdas de cálcio particulado biodisponível (Capb) são apresentados nas Figuras 16 e 17, onde se verifica efeito dos fatores sistema de manejo do solo e tempo de amostragem e entre fertilizantes e tempo de amostragem.

Na interação entre os fatores sistemas de manejo e tempo (Figura 16), verifica-se que, na primeira amostragem realizada a 0,2 h após início da chuva, o sistema de manejo sem preparo do solo apresentou maiores perdas de Capb do que o sistema de manejo com preparo convencional do solo. Provavelmente a causa deste comportamento tenha sido a concentração de sedimentos no escoamento superficial que, segundo Fonseca & Cassol (2005), embora pequena, no sistema de manejo sem preparo do solo, concentra-se no início do escoamento superficial, quando as taxas de enxurrada são baixas e a disponibilidade de partículas desagregadas na superfície do solo é maior do que no final da chuva.

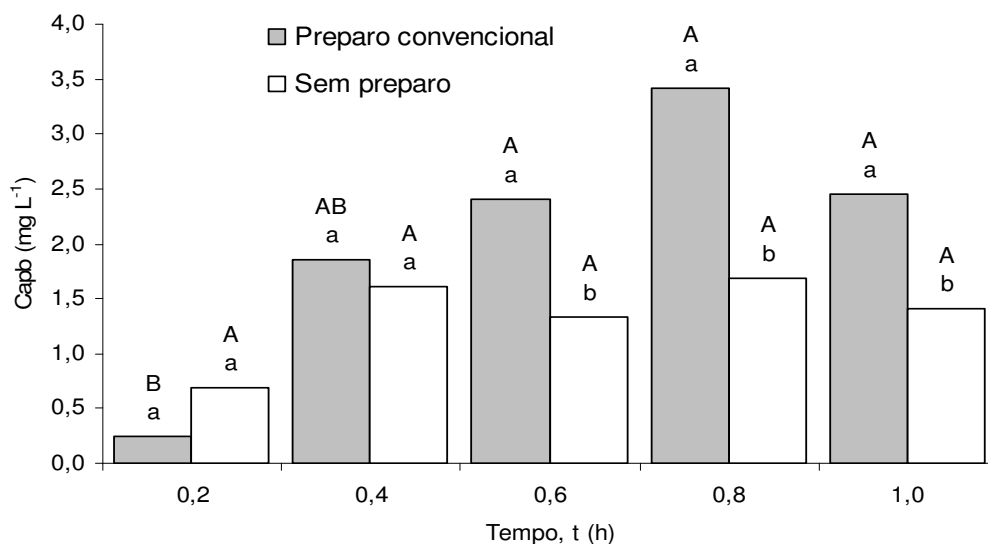


FIGURA 16. Cálcio particulado biodisponível (Capb) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura da aveia, em sistemas de manejo, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de preparo e minúscula - em cada tempo) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

A partir de 0,4 h as perdas de Capb passaram a ser maiores no sistema de manejo com preparo convencional do que no sistema de manejo sem preparo do solo e seguiram esse comportamento até o final da chuva. Isso provavelmente foi influenciado pelo aumento nas taxas de enxurrada e perda

de sedimentos, que no sistema de manejo com preparo convencional, aumentam com o tempo. Este comportamento está de acordo com resultados observados por Bertol et al. (2003), onde as perdas de cálcio foram maiores no sistema de manejo com preparo convencional do que sem preparo do solo.

Na interação entre fertilizantes utilizados e o tempo de amostragem verifica-se que, independente do sistema de manejo do solo utilizado, a partir de 0,4 h do início da chuva, o uso do fertilizante dejetos suíno, proporcionou maiores perdas de Capb do que o fertilizante mineral, composto de lixo urbano e testemunha (Figura 17). O conteúdo de água presente no fertilizante dejetos suíno pode ter facilitado a interação do cálcio no solo e, conseqüentemente, influenciado nas perdas de Capb por escoamento superficial. Além disso, as maiores perdas de Capb no escoamento superficial provenientes do fertilizante dejetos suíno em relação ao composto de lixo urbano pode ser devido às quantidades de Ca adicionadas, pois as doses dos fertilizantes orgânicos foram calculadas em função da necessidade de N para a cultura. Dessa forma, a quantidade de Ca adicionada pelo dejetos suíno foi cerca de três vezes maior que as doses adicionadas pelo composto de lixo urbano.

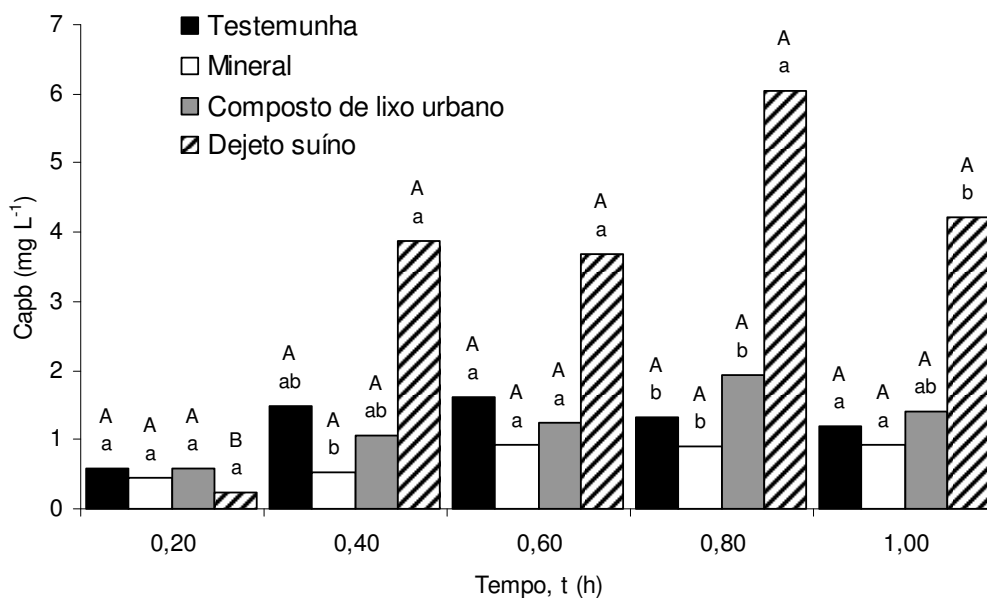


FIGURA 17. Cálcio particulado biodisponível (Capb) observado no escoamento superficial logo após a sementeira da cultura da aveia, com adição de diferentes fertilizantes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas - dentro de fertilizante e minúscula - dentro tempo) não diferem. Tukey (P < 0,05).

Os resultados obtidos das perdas médias de Cálcio total (Cat), demonstraram interações entre fertilizantes e tempo de amostragem após início das chuvas simuladas aplicadas, conforme apresentado na Figura 18.

O uso do fertilizante dejetos suíno proporcionou maiores perdas de Cat até 0,6 h após início da chuva. Isso demonstra que, independente do sistema de manejo do solo utilizado, entre os fertilizantes testados, o dejetos suíno é o que apresenta maior risco a perdas de Cat no escoamento superficial. As perdas de Cat do fertilizante dejetos suíno foram reduzidas de forma significativas com o tempo de amostragem, chegando ao final de uma hora de chuva com perdas cerca de seis vezes menores do que as observadas no início da chuva.

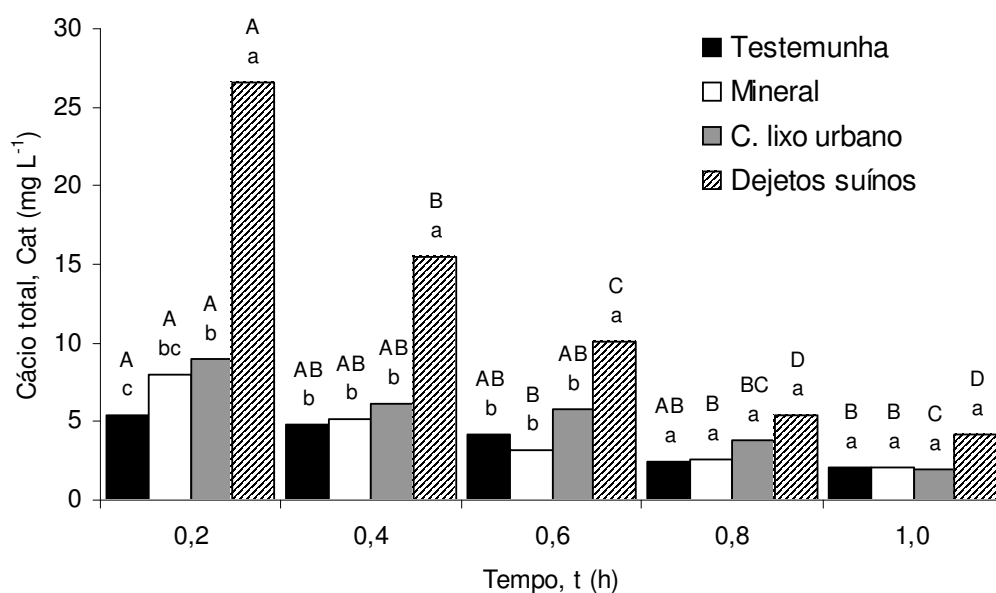


FIGURA 18. Cálcio total (Cat) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura da aveia, em diferentes fertilizantes aplicados, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de fertilizante e minúscula - em cada tempo) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

4.2.6. Magnésio no escoamento superficial

Para os valores de Mg solúvel biodisponível (Mgsb) verificou-se interação entre os fatores sistema de manejo e fertilizante e também entre o fator fertilizante e tempo de amostragem após início da chuva (Figura 19).

Na Figura 19, observa-se que o fertilizante dejetos suíno foi o que mais perdeu Mgsb no decorrer de uma hora de realização dos testes com chuva simulada, comparativamente ao fertilizante mineral, composto de lixo urbano e testemunha. As perdas de magnésio solúvel biodisponível foram mais expressivas até 0,2 h após o início das chuvas simuladas em todos os tratamentos. O Mgsb apresentou em média, as maiores perdas no início da chuva simulada aplicada, semelhante ao Casb.

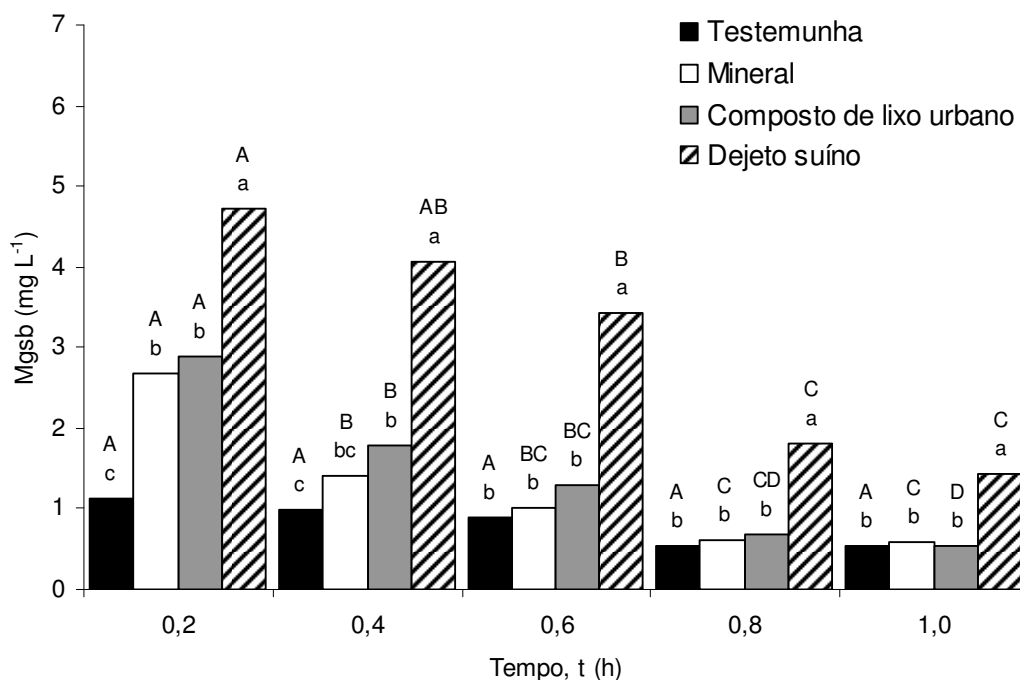


FIGURA 19. Magnésio solúvel biodisponível (Mgsb) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura da aveia, em diferentes fertilizantes aplicados, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de fertilizante e minúscula - em cada tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).

Ao final de uma hora de chuva simulada aplicada, onde houve adição de fertilizante, as perdas de Mgsb foram em média três vezes menores do que no início da chuva. Isso demonstra que uma fração significativa de

magnésio, na forma de Mg_{sb} , tornou-se prontamente disponível ao transporte pelo escoamento superficial devido à dissolução e ao fluxo de água na superfície do solo.

Na interação entre sistemas de manejo do solo e fertilizantes, quando se compara as médias de fertilizantes dentro de sistemas de manejo do solo (Figura 20), verifica-se que o fertilizante dejetos de suíno apresentou maiores perdas de Mg_{sb} comparativamente ao fertilizante mineral, composto de lixo e testemunha. Isso se verifica em ambos os sistemas de preparo do solo. Quando se compara as médias de sistemas de preparo dentro de cada fertilizante, verifica-se que, onde houve adição de fertilizante, o sistema de manejo sem preparo do solo apresentou em média, maiores perdas de Mg_{sb} comparando ao sistema de manejo com preparo convencional do solo.

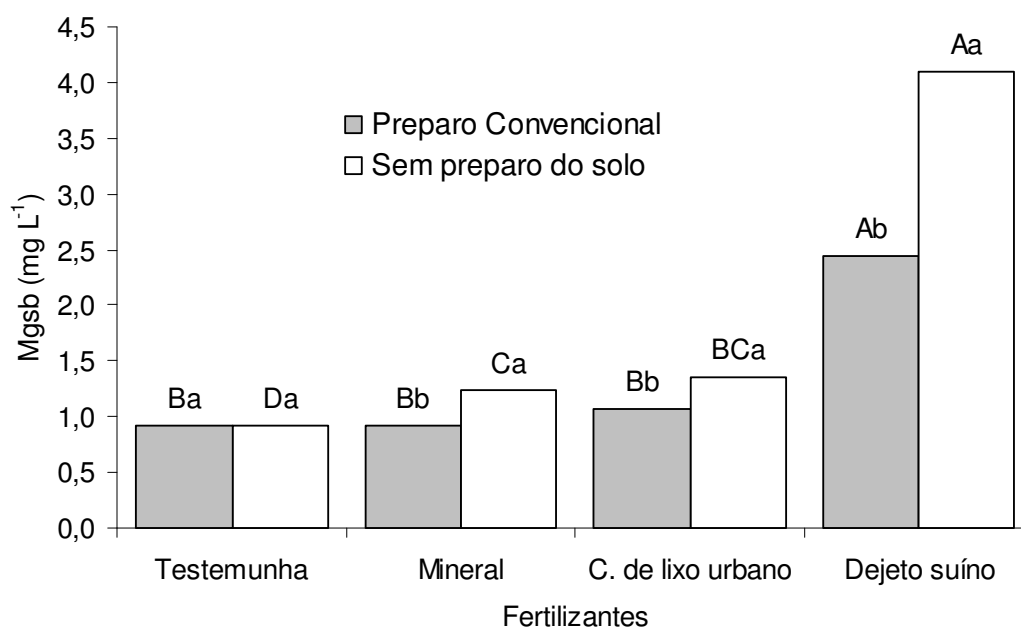


FIGURA 20. Magnésio solúvel biodisponível (Mg_{sb}) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura da aveia, em diferentes sistemas de manejo do solo e fertilizantes aplicados, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de 20 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula – dentro de sistema de preparo do solo e minúscula - dentro de fertilizantes) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

Na Figura 21 são apresentados os resultados de perdas de magnésio particulado biodisponível (Mg_{pb}) para a interação existente entre

fertilizantes e o tempo de amostragem após início das chuvas simuladas aplicadas.

O fertilizante dejetos suíno apresentou maiores perdas de Mg_{pb} do que os demais fertilizantes testados. No fertilizante dejetos suíno as perdas de Mg_{pb} também apresentaram diferenças significativas com o tempo de amostragem, sendo as maiores perdas registradas imediatamente após início da chuva e reduções significativas com o tempo de amostragem. Este comportamento é um indicativo de que nos dejetos suínos existe grande quantidade de Mg_{pb}, que é transportado pelo escoamento superficial, podendo tornar-se solúvel para o ecossistema aquático devido aos processos turbulentos que ocorrem em córregos e rios e às alterações de características químicas, como pH e potencial redox, que geralmente ocorrem em recursos hídricos considerados lânticos, fato também comentado por Horowitz (1991).

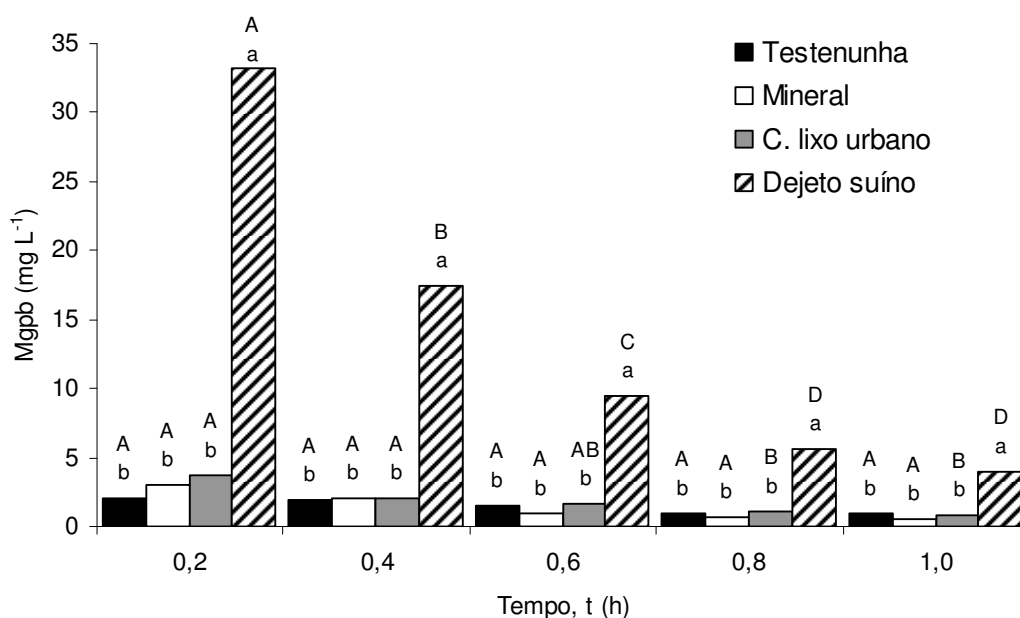


FIGURA 21. Magnésio particulado biodisponível (Mg_{pb}) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura da aveia, em diferentes fontes de fertilizantes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas - dentro de fertilizante e minúscula - dentro tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).

Na interação existente entre sistemas de preparo do solo e do tipo de fertilizante, observa-se que as perdas de Mg_{pb} foram influenciadas pela

adição do fertilizante dejetos suíno, apenas no sistema de manejo com preparo convencional do solo (Figura 22). Isso indica que, juntamente com partículas erodidas do solo ocorreu transporte e, conseqüentemente, perdas de Mg_{pb}, evidenciando a importância do estudo das perdas de nutrientes em formas de elementos químicos que apresentam comportamento diferenciado.

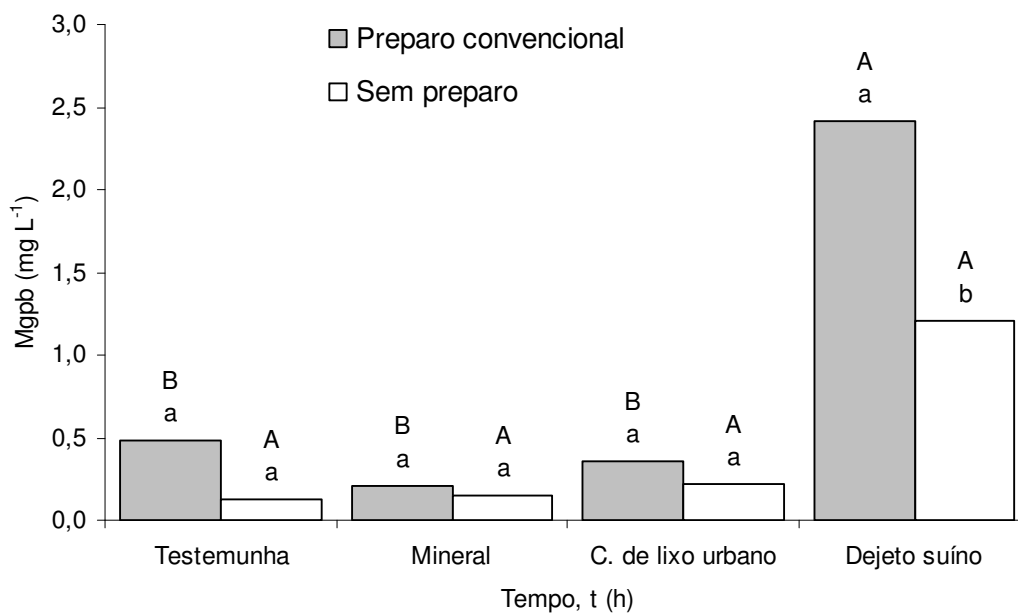


FIGURA 22. Magnésio particulado biodisponível (Mg_{pb}) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura da aveia na semeadura da aveia, em diferentes sistemas de manejo do solo e fertilizantes aplicados, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 20 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula – entre sistema de preparo do solo e minúscula – entre fertilizantes) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).

Quando se compara a perda de Mg_{pb} entre sistemas de manejo do solo dentro do fertilizante dejetos suíno, verifica-se que a perda de Mg_{pb} foi significativamente maior no sistema de manejo com preparo convencional do solo que no sistema de manejo sem preparo do solo. Isto ocorre porque o Mg é fortemente adsorvido por argilominerais do solo, sendo posteriormente transportado na forma de Mg_{pb}. Este comportamento está de acordo com resultados observados por Bertol et al. (2003) onde as perdas de nutrientes aumentaram com a intensidade de cultivo.

Nas análises de Mg total, verificaram-se interações entre sistemas de manejo do solo e fertilizantes aplicados e entre fertilizantes e tempo de amostragem após início da chuva simulada.

Na interação existente entre sistemas de manejo do solo e fertilizantes aplicados, verifica-se que o fertilizante dejetos suíno proporcionou maiores perdas de Mg, em ambos os sistemas de manejo do solo, comparado ao fertilizante mineral, composto de lixo urbano e testemunha (Figura 23). Com exceção do fertilizante dejetos suíno, as perdas de Mg foram sempre maiores no sistema de manejo com preparo convencional do que no sistema sem preparo do solo, o que também foi observado por Bertol et al. (2003). Este comportamento indica que as perdas de Mg não dependem apenas do tipo de fertilizante adicionado e que a forma de preparo do solo também pode contribuir para perdas de Mg, que, provavelmente também se origina da desagregação de partículas de solo.

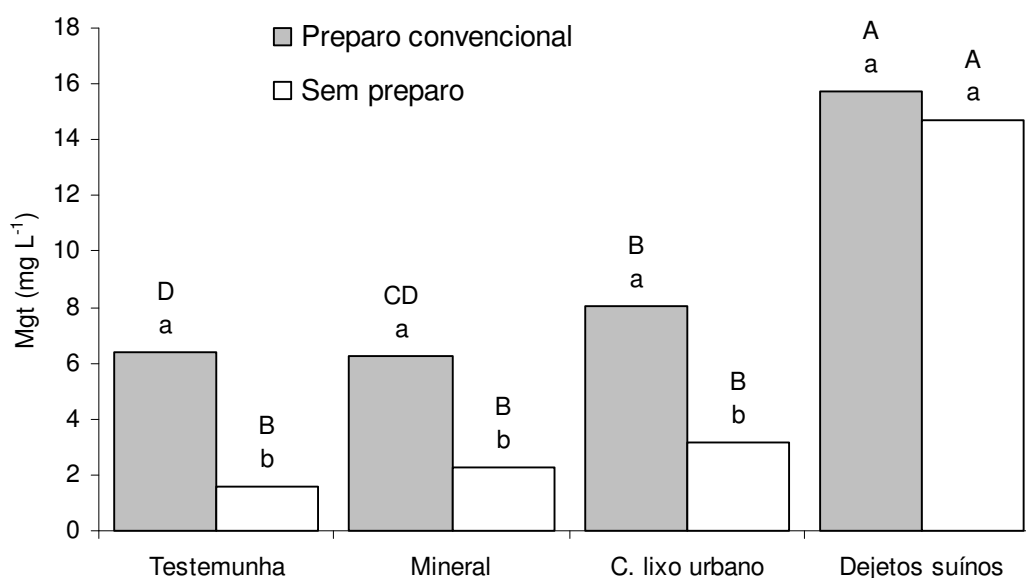


FIGURA 23. Magnésio total (Mgt) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura da aveia, em diferentes sistemas de manejo do solo e fertilizantes adicionados, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 20 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas - entre preparo e minúsculas - entre fertilizante) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

Na interação existente entre fertilizantes aplicados e tempo de amostragem após início da chuva, verifica-se que o fertilizante dejetos suíno foi

o que apresentou as maiores perdas de Mgt até 0,6 h após início das chuvas (Figura 24). Isso demonstra que, independente do sistema de manejo do solo utilizado, entre os fertilizantes testados, o dejetos suíno é o que apresenta maior risco a perdas de Mgt no escoamento superficial. Isso pode estar relacionado às quantidades de Mgt presentes nos dejetos suínos, em formas não detectadas pela extração com resinas, que provavelmente não estariam disponíveis em curto prazo.

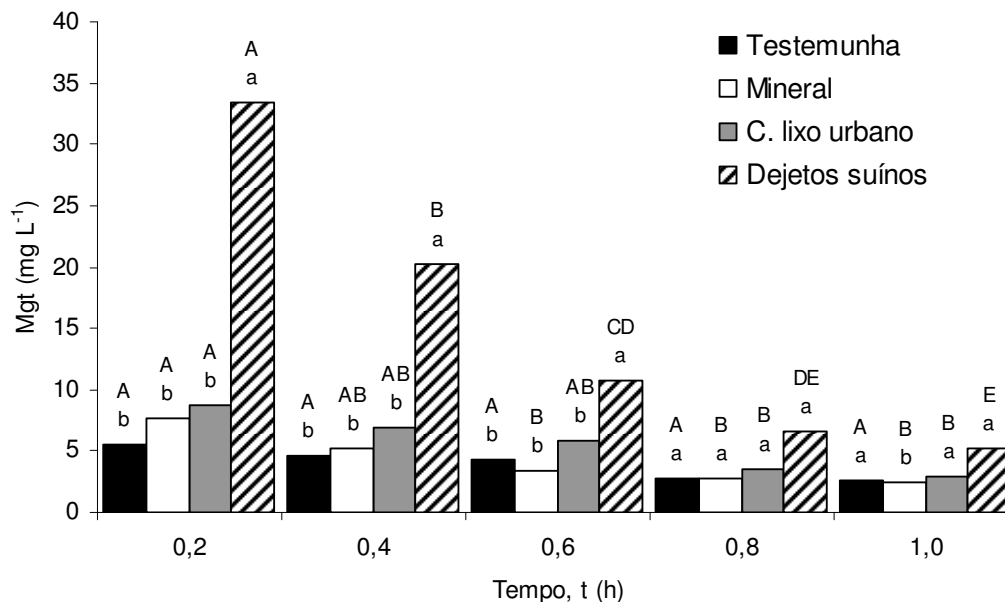


FIGURA 24 Magnésio total (Mgt) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura da aveia, em diferentes fontes de fertilizantes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas - entre fertilizante e minúscula - entre tempo) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

As perdas médias de Cat apresentaram comportamento semelhante ao observado para Mgt. Isto provavelmente está relacionado às características químicas do cálcio e do magnésio e à forma de interação destes elementos químicos com as partículas do solo.

4.2.7. Ferro total (Fet) no escoamento superficial

Nas análises de Ferro total (Fet) verificaram-se interações entre sistemas de manejo do solo e fontes de nutrientes e entre sistemas de manejo do solo e tempo de amostragem após início da chuva simulada aplicada.

As perdas de Fet foram influenciadas de forma significativa pelo sistema de manejo do solo (Figura 25). Em todos os fertilizantes testados, as perdas médias de Fet foram maiores no sistema de manejo com preparo convencional do que sem preparo do solo. No preparo convencional com revolvimento do solo e a baixa cobertura por resíduos, a chuva promove a desagregação do solo, favorecendo os processos erosivos. Conseqüentemente, os óxidos de ferro que fazem parte da matriz do solo e da estrutura de microagregados são facilmente transportados através do escoamento superficial.

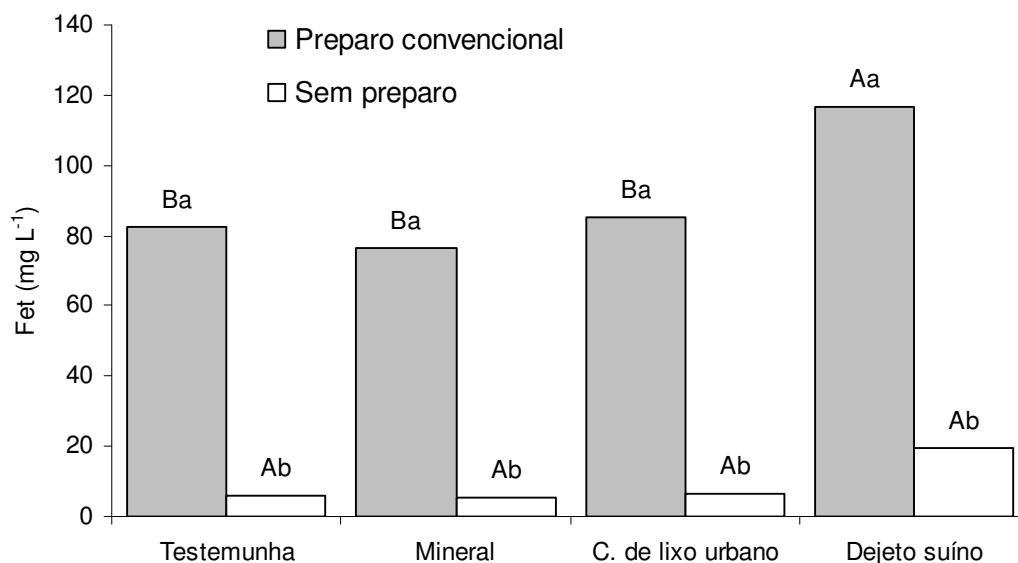


FIGURA 25. Ferro total (Fet) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura da aveia, em diferentes sistemas de manejo do solo e fertilizantes adicionados, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 20 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas - entre preparo e minúsculas - entre fertilizante) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).

Ainda na Figura 25, na análise do sistema de manejo com preparo convencional do solo, verifica-se que o fertilizante dejeito suíno foi o que proporcionou maiores perdas de Fet, diferenciando-se do fertilizante mineral,

composto de lixo urbano e testemunha. Isso pode estar relacionado aos elevados teores de ferro encontrados em dejetos suínos, que Perdomo et al. (2001), atribuíram ao uso excessivo de ferro nas rações dos animais, que tem como objetivo reduzir problemas de diarreias em suínos.

A interação existente entre os sistemas de manejo e o tempo de amostragem após o início da chuva, é apresentada na Figura 26.

No sistema de manejo com preparo convencional as perdas de Fet foram significativamente maiores do que no sistema sem preparo do solo, em todos os tempos amostrados durante as chuvas simuladas realizadas (Figura 26). No sistema de manejo com preparo do solo, observou-se também decréscimo nas perdas de Fet com o tempo de amostragem. Isso pode ter ocorrido em função da diluição na concentração de sedimentos, causada pelo aumento nas taxas de enxurrada ou da própria redução da disponibilidade de sedimentos verificada pela redução das taxas de descarga sólida, observadas imediatamente após início da chuva neste sistema de manejo do solo (Figura 7).

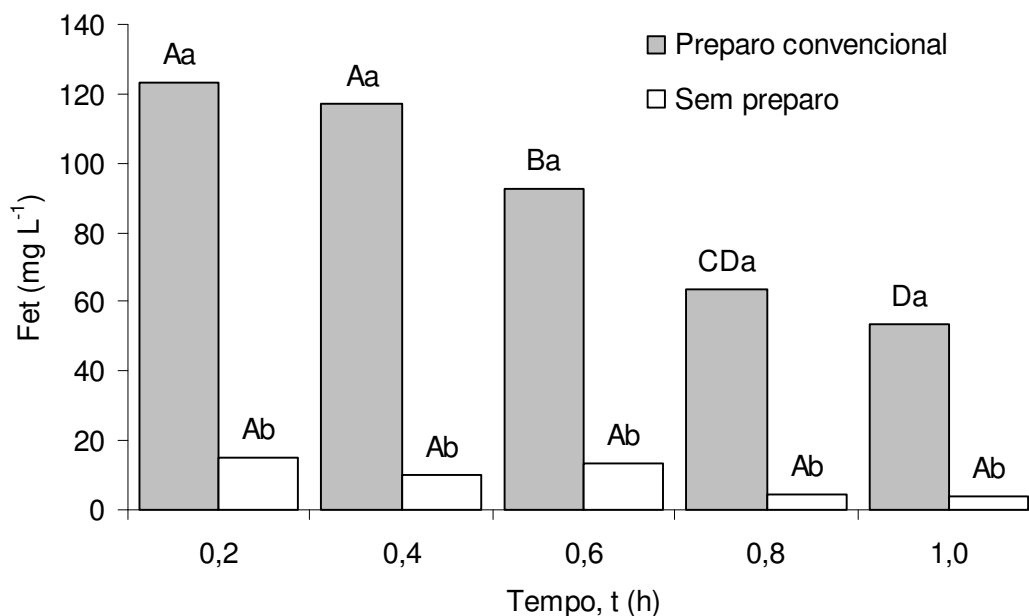


FIGURA 26. Ferro total (Fet) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura da aveia, em diferentes fontes de fertilizantes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas - dentro de fertilizante e minúscula - dentro tempo) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

Conforme pode ser observado na Figura 27, no sistema de manejo com preparo convencional do solo, as perdas de Fet apresentaram relação positiva com a concentração de sedimento e na Figura 28 observa-se a relação entre a concentração de Fet e o Ppb. Isso indica que, no sistema de manejo com preparo convencional do solo, as taxas de descarga de sedimentos influenciam a perda de minerais do solo que contém ferro em sua constituição. Conforme Sposito (1989), estes minerais são geralmente representados por oxihidróxidos de Fe e Al e apresentam granulometria muito fina, alta área superficial específica e sobra de cargas positivas de superfície.

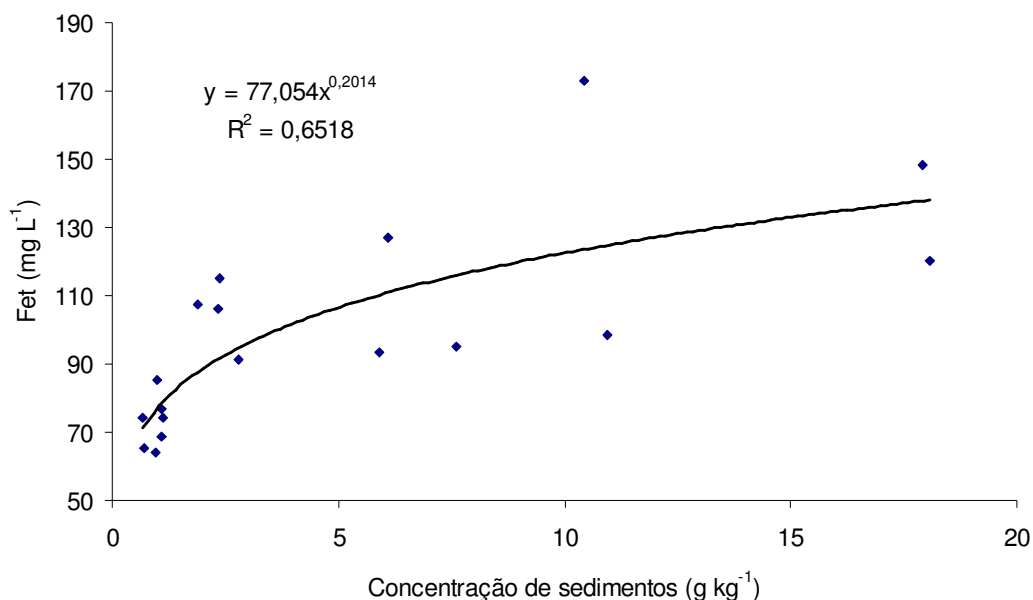


FIGURA 27. Relação entre as concentrações de sedimentos e de Ferro total (Fet) do escoamento superficial, observadas semeadura da aveia, no sistema de manejo com preparo convencional do solo. Cada valor é a média de três observações.

A presença de compostos contendo ferro em sua constituição pode alterar a dinâmica de alguns nutrientes no escoamento superficial, como é o caso do fósforo, que segundo Sposito (1989), tem grande afinidade por compostos contendo oxihidróxidos de ferro e alumínio, formando com estes, complexos denominados de esfera interna.

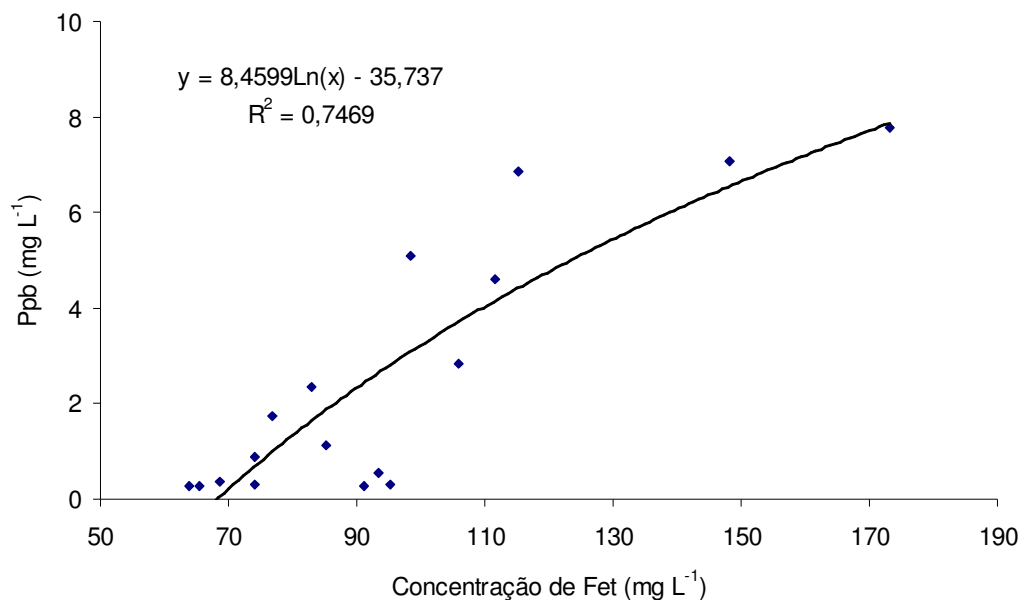


FIGURA 28. Relação entre concentrações de ferro total (Fet) e fósforo particulado biodisponível (Ppb) do escoamento superficial, observadas no sistema de manejo com preparo convencional do solo. Cada valor é a média de 12 observações.

O comportamento observado na Figura 28 indica que a fração argila do solo em estudo apresenta grande importância na dinâmica do transporte de nutrientes. Este assunto exige estudos mais detalhados, o que se deve buscar em futuros trabalhos relacionados ao transporte de nutrientes no escoamento superficial. A separação dos sedimentos em frações granulométricas e o conhecimento da mineralogia da fração argila podem fornecer importantes subsídios para melhor explicar a dinâmica do transporte de nutrientes no escoamento superficial.

4.3. Características químicas avaliadas em amostras do escoamento superficial logo após a semeadura do milho

4.3.1. pH e condutividade elétrica do escoamento superficial

Os valores médios de pH e condutividade elétrica do escoamento superficial são apresentados nas Figuras 29 e 30, onde se verifica que os sistemas de manejo apresentam comportamento semelhante para valores de pH e comportamento diferenciado em relação aos valores de condutividade elétrica do escoamento.

Os valores de pH do escoamento superficial observados nos sistemas de manejo com preparo convencional e sem preparo do solo, apresentaram comportamento semelhante (Figura 29). Em cada sistema de manejo, o fertilizante dejetos suíno apresentou tendência de comportamento diferenciado em relação ao fertilizante mineral, composto de lixo urbano e testemunha.

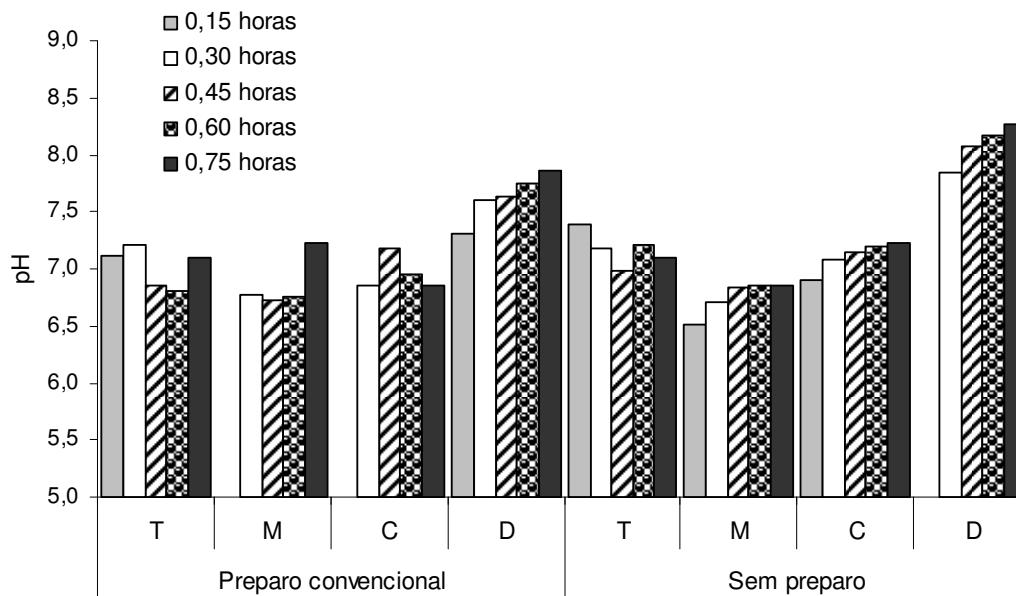


FIGURA 29. Valores médios de pH observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura do milho, em diferentes sistemas de manejo com adição de fertilizante mineral (M), composto de lixo urbano (C), dejetos suínos e testemunha (T) em diferentes tempos de amostragem após início de chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro observações. Sem diferença estatística entre os tratamentos.

Em ambos os sistemas de manejo do solo, os valores de pH observados no fertilizante dejetado suíno aumentam com o tempo de amostragem após início da chuva. Este comportamento deve estar relacionado a perdas de compostos orgânicos e cátions básicos através do escoamento superficial.

Os valores de pH observados no fertilizante dejetado suíno foram surpreendentes e refletem o potencial que o fertilizante tem em relação à alteração da dinâmica do transporte de nutrientes no escoamento superficial. Com aumentos no pH do escoamento superficial, pode ocorrer alteração do potencial redox do meio, aumentando a disponibilidade de íons, como é o caso do fósforo, que em pH acima de 7,0 encontra-se principalmente na forma de PO_4^{-2} , fosfato reativo, prontamente disponível a biota aquática. Além disso, em pH acima de 7,0 alguns complexos como AlPO_4 , FePO_4 , CaHPO_4 , KHPO_4^- e MgHPO_4 podem ter sua estabilidade diminuída, aumentando concentração dos cátions Al^{3+} , Fe^{3+} , Ca^{2+} , K^+ e Mn^{2+} no escoamento superficial.

De maneira geral, o sistema de manejo sem preparo apresentou tendência a maiores valores de condutividade elétrica do escoamento superficial se comparado ao sistema de manejo com preparo convencional do solo (Figura 30). Os resultados indicam que a adição dos fertilizantes na superfície do solo proporcionou aumento na concentração dos nutrientes e conseqüentemente, aumento das perdas de eletrólitos, que conforme descrito em Wolt (1994), são responsáveis pela condutividade elétrica da solução.

Nos tratamentos com uso de fertilizantes verificou-se uma tendência a diminuir os valores de condutividade elétrica do escoamento com o tempo de amostragem após início da chuva. Esse comportamento se manifesta de forma mais clara no sistema de manejo sem preparo do que no sistema com preparo convencional do solo. Provavelmente, as menores perdas de nutrientes observadas no final da chuva tenham sido resultantes da redução na concentração de nutrientes na superfície do solo e o efeito de diluição causado pelo aumento nas taxas de enxurrada com o tempo de amostragem após início da chuva.

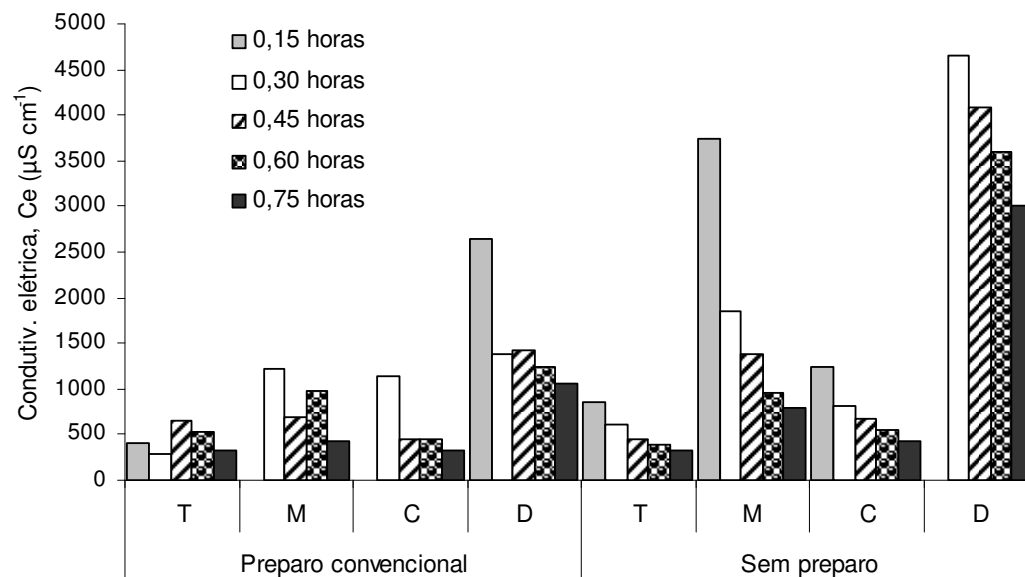


FIGURA 30. Condutividade elétrica (Ce) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura do milho, em diferentes sistemas de manejo com adição de fertilizante mineral (M), composto de lixo urbano (C), dejetos suínos e testemunha (T) em diferentes tempos de amostragem após início de chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro observações. Sem diferença estatística entre os tratamentos.

4.3.2. Carbono orgânico total no escoamento superficial

Na avaliação realizada no 2^o dia após a semeadura do milho, as perdas de carbono orgânico total (COT) observadas nos diferentes sistemas de manejo do solo (Figura 31), seguem comportamento semelhante ao observado no 2^o dia após a semeadura da cultura da aveia (Figura 10). As perdas de COT foram mais pronunciadas no sistema de manejo com preparo convencional do que sem preparo do solo. Este comportamento está relacionado à concentração de sedimentos no escoamento superficial, que no sistema de manejo com preparo foi significativamente maior do que no sistema sem preparo do solo (Figura 8). Os fertilizantes composto de lixo e dejetos de suínos apresentaram tendência a maiores perdas de COT do que o fertilizante mineral e o tratamento testemunha, o que é explicado pelo acúmulo de material orgânico adicionado pelos compostos orgânicos.

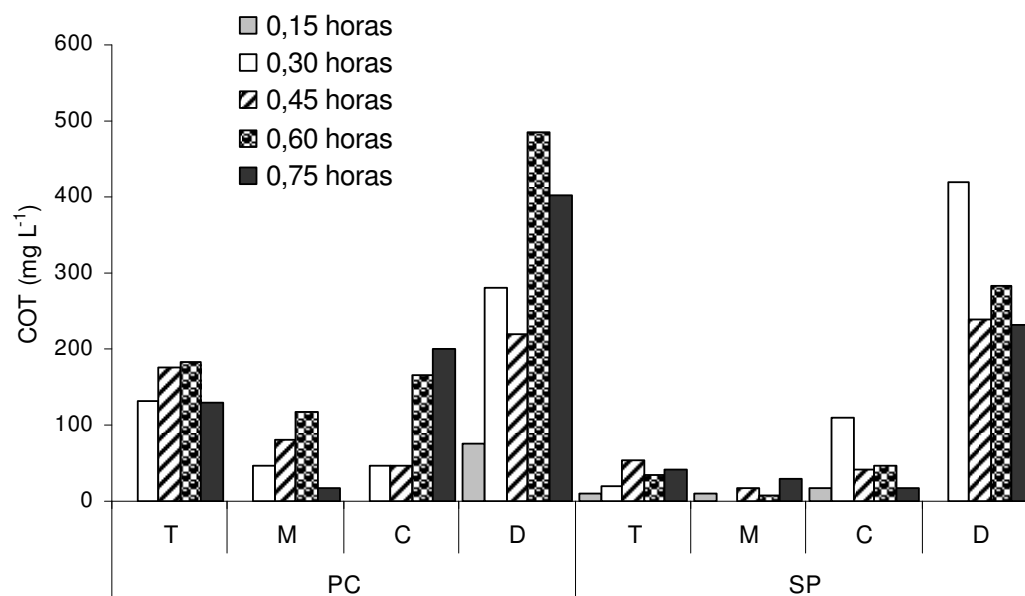


FIGURA 31. Carbono orgânico total (COT) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura do milho em diferentes sistemas de manejo com adição de fertilizante mineral (M), composto de lixo urbano (C), dejetos suínos e testemunha (T) em diferentes tempos de amostragem após início de chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro observações. Sem diferença significativa entre os tratamentos.

A concentração de COT no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura do milho (Figura 31) apresentou comportamento diferente do observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura da aveia (Figura 10). No sistema de manejo com preparo convencional do solo, as perdas de COT observadas nos tratamentos com fertilizantes composto de lixo urbano e dejetos de suínos aumentaram com o tempo após o início da chuva. Isto ocorre em função de aumento na concentração de sedimentos no escoamento superficial, observadas no sistema de manejo com preparo convencional do solo, pois neste sistema a capacidade de transporte do escoamento superficial é aumentada, devido ao aumento nas taxas de enxurrada (Figura 8).

4.3.3. Fósforo no escoamento superficial

As perdas de fósforo solúvel biodisponível (Psb) apresentaram interação entre os fatores fertilizante e tempo de amostragem após início da chuva (Figura 32). Não houve efeito de sistema de manejo do solo, indicando

que a descarga de sedimentos não tem influência sobre as perdas de P_{sb}, uma vez que ocorreu perda de solo significativamente maior no sistema de manejo com preparo do que no sem preparo do solo (Tabela 6).

O escoamento superficial ocorrido no tratamento com fertilizante dejetos suíno apresentou em média, os maiores teores de P_{sb} entre 0,3 a 0,6 h de observação, comparativamente ao fertilizante composto de lixo urbano e testemunha, porém, diferiu do fertilizante mineral apenas na observação realizada a 0,45 h do início do escoamento (Figura 32). Isso demonstra que o fertilizante dejetos de suíno e mineral apresentam formas de P mais solúveis do que o composto de lixo, que são facilmente transportadas através do escoamento.

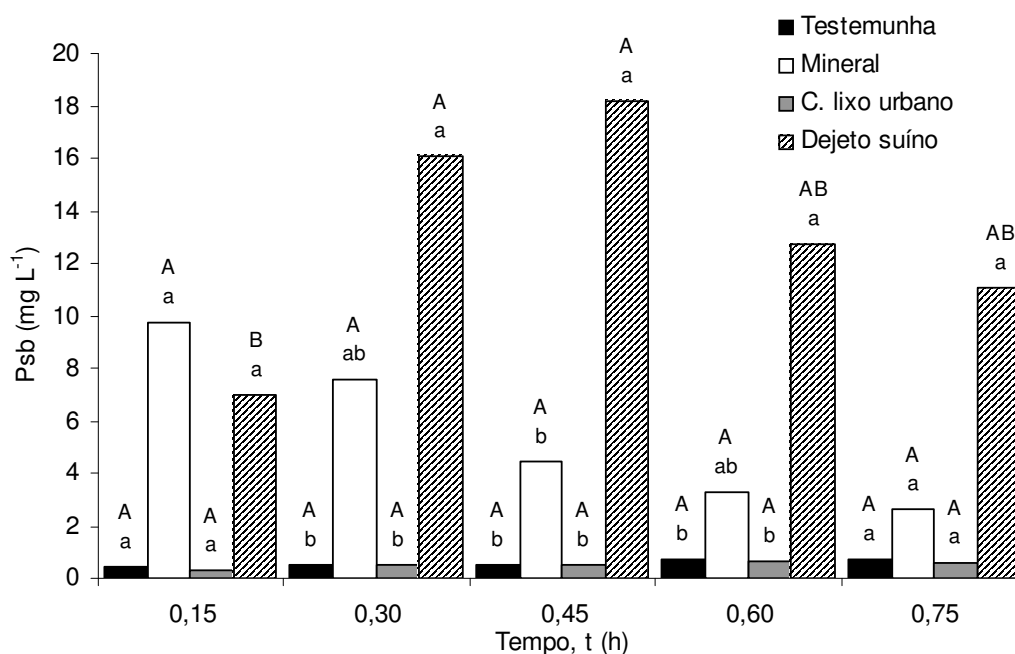


FIGURA 32. Fósforo solúvel biodisponível (P_{sb}) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura do milho, em diferentes fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito repetições. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula – entre fertilizante e minúscula – em cada tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).

No fertilizante mineral verifica-se que a perda de P_{sb} inicia-se concomitante ao escoamento e apresenta tendência a diminuir com o tempo. Possivelmente isto tenha ocorrido em função de que as formas solúveis de P, que segundo Sharpley (1985a) são facilmente assimiladas pela biota aquática,

são facilmente assimiladas devido às perdas que ocorrem através do escoamento superficial em áreas agrícolas.

As perdas de fósforo particulado biodisponível (Ppb) no escoamento superficial na semeadura da cultura do milho foram influenciadas pelos fatores sistemas de manejo do solo, fertilizantes e tempo de amostragem a partir do início das chuvas simuladas, conforme interações apresentadas nas Figuras 33 e 34.

Na interação entre os sistemas de manejo e fertilizantes aplicados verifica-se que, no sistema de manejo com preparo convencional do solo, as maiores perdas de Ppb ocorreram com adição de fertilizante dejetos de suíno, enquanto que, no sistema de manejo sem preparo do solo, as maiores perdas de Ppb ocorreram com adição de fertilizante mineral (Figura 33).

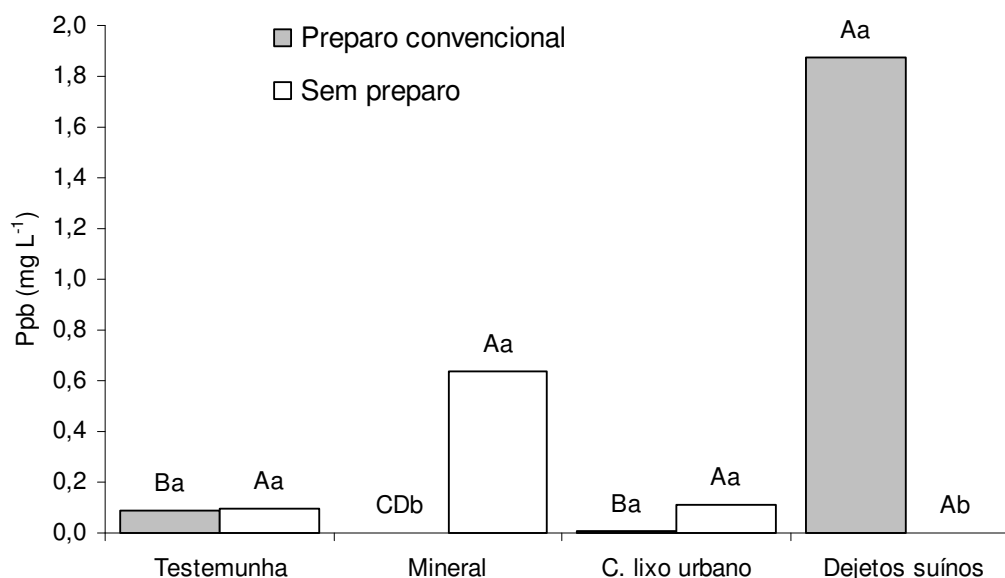


FIGURA 33. Fósforo particulado biodisponível (Ppb) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura do milho, em diferentes sistemas de manejo e fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 20 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - entre sistemas de manejo e minúscula - entre fertilizante) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).

No sistema de manejo com preparo convencional do solo, as perdas de Ppb podem estar associadas às grandes quantidades de P adicionadas pelo fertilizante dejetos suíno e a capacidade de adsorção do P das partículas do solo que são transportadas no escoamento superficial. Já no sistema de

manejo sem preparo, as perdas de Ppb podem ser oriundas de grânulos do próprio fertilizante adicionado, que não foi incorporado ao solo e, conseqüentemente foi transportado pelo escoamento superficial.

No fertilizante dejetos de suíno, a partir de 0,3 h, as perdas médias de Ppb foram significativamente maiores do que as observadas no fertilizante mineral, composto de lixo urbano e testemunha (Figura 34). Observou-se ainda que o fertilizante dejetos de suíno apresentou tendência de aumento nas perdas médias de Ppb com o tempo. Isso pode estar relacionado ao aumento nas taxas de perda de solo, pois conforme se observa na Figura 33, as perdas de Ppb do fertilizante dejetos de suíno foi maior no sistema de manejo com preparo convencional do que sem preparo do solo.

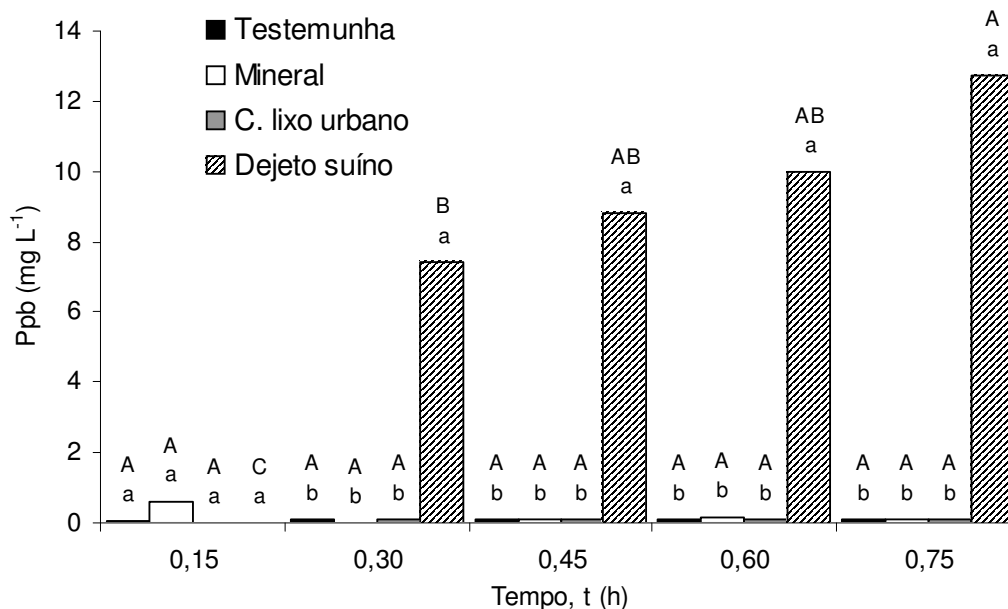


FIGURA 34. Fósforo particulado biodisponível (Ppb) observadas na semeadura da cultura do milho, em diferentes fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito repetições. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - entre fertilizante e minúscula - em cada tempo) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

As perdas de fósforo total (Pt) seguem comportamento semelhante ao do P_{sb}, sendo influenciadas pelo fósforo residual, que geralmente encontra-se sorvido nas partículas do solo. Nas perdas de Pt verificou-se interação significativa entre o tipo de fertilizantes adicionado e o tempo de após o início das chuvas simuladas aplicadas.

Conforme observa-se na Figura 35, a partir de 0,3 h, as maiores perdas de Pt ocorreram no tratamento com adição do fertilizante dejetos suíno, comparativamente aos demais fertilizantes avaliados. Possivelmente isso tenha ocorrido em função da maior interação que pode ocorrer entre o fertilizante líquido e o solo, comparativamente a fertilizantes sólidos, como é o caso do composto de lixo urbano. A fração de Pt perdido através do escoamento superficial é expressiva e preocupante. Segundo Nurnberg et al. (1986), após deposição no fundo de lagos, os sedimentos podem disponibilizar P devido às condições de redução existentes na interface sedimento-água.

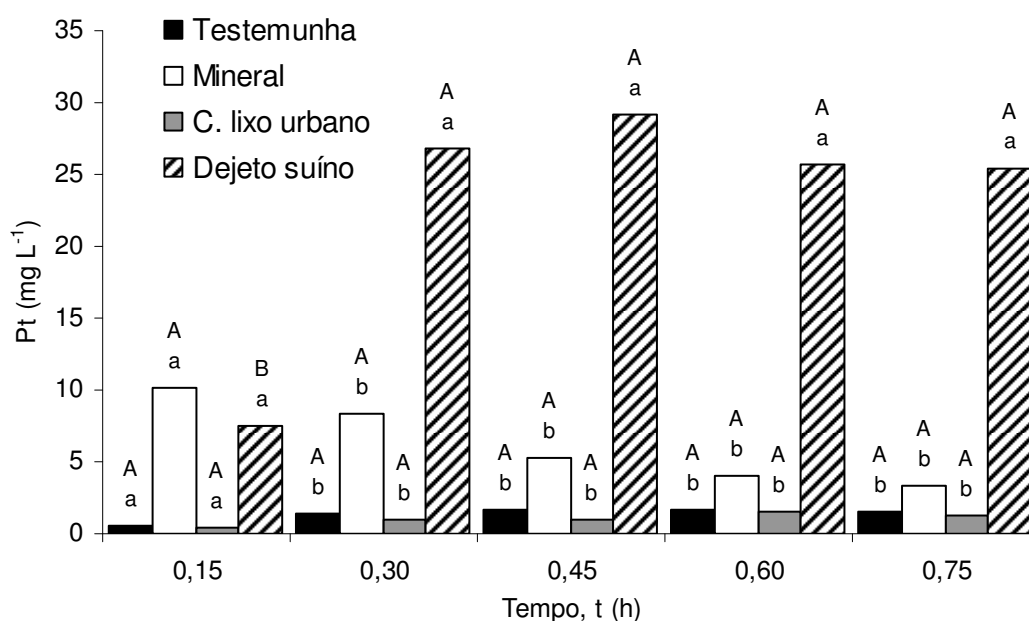


FIGURA 35. Fósforo total (Pt) observado no escoamento superficial logo após semeadura da cultura do milho, em diferentes fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - entre fertilizante e minúscula - em cada tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).

4.3.4. Potássio no escoamento superficial

As perdas de potássio solúvel e particulado em formas biodisponíveis são apresentadas na Figura 36 e os resultados detalhados encontram-se no Apêndice 5.

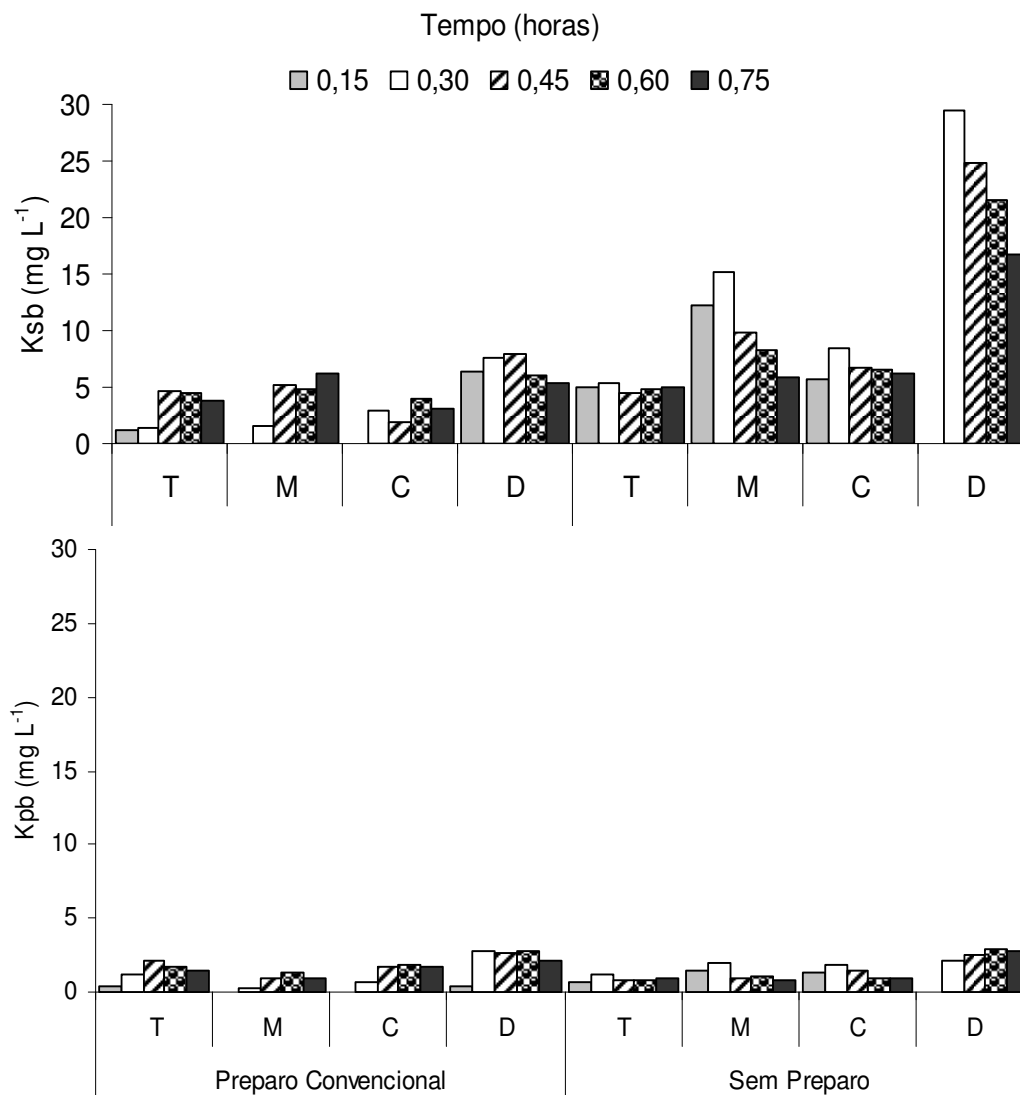


FIGURA 36. Potássio solúvel (Ksb) e particulado (Kpb) biodisponível observado no escoamento superficial logo após semeadura da cultura do milho, em diferentes sistemas de manejo do solo com uso dos fertilizantes: testemunha (T), mineral (M), Composto de lixo urbano (C) e dejetos suíno (D), sob chuvas simuladas com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro repetições.

De maneira geral, o sistema de manejo sem preparo apresentou maior suscetibilidade à perda de potássio solúvel biodisponível do que o sistema de manejo com preparo convencional do solo, conforme pode ser observado na Figura 36 e no Apêndice 5 onde constam os resultados da interação entre os fatores sistema de manejo do solo, fertilizantes e tempo de amostragem utilizado.

No sistema de manejo sem preparo do solo, a partir de 0,3 h, as perdas de Ksb foram significativamente maiores com adição do fertilizante dejetivo de suíno, comparativamente aos fertilizantes mineral e composto de lixo urbano, que não diferem da testemunha (Apêndice 5). Provavelmente isto esteja relacionado à elevada quantidade de K adicionado pelo fertilizante dejetivo de suíno ao sistema de manejo do solo. Conforme chama atenção Sharpley et al. (1994), as perdas elevadas de nutrientes no escoamento superficial são esperadas em sistemas onde as adições de nutrientes são maiores do que a remoção pelas culturas.

Nos tratamentos que receberam fertilizantes, as perdas de Ksb foram significativamente maiores no sistema de manejo sem preparo do que no sistema de manejo com preparo convencional do solo. Isso é um indicativo de que nutrientes altamente solúveis, como é o caso do K, podem ser facilmente dissolvidos e transportados através do escoamento superficial quando adicionados na superfície, em sistemas de manejo sem o preparo do solo, se não houver contenção do escoamento superficial.

Nas perdas de Kpb, os fertilizantes mineral e composto de lixo urbano, no início da chuva apresentaram maiores perdas no sistema de manejo sem preparo do que no sistema de manejo com preparo convencional do solo. Mas, com o tempo de amostragem a situação se inverte. No final da chuva, o sistema de manejo com preparo do solo passa a perder mais Kpb do que o sistema de manejo sem preparo do solo. O comportamento observado no sistema de manejo sem preparo do solo pode ter ocorrido em função da existência de partículas desagregadas na superfície do solo, que são transportadas logo após o início do escoamento superficial, conforme observado por Fonseca & Cassol (2005). Estas partículas proporcionam aumento nas perdas de Kpb no escoamento superficial. Já no sistema de manejo com preparo do solo, as perdas de Kpb tornam-se expressivas com o aumento na descarga de partículas de solo desagregadas pelo escoamento superficial, com o tempo (Figura 8).

No sistema de manejo sem preparo do solo, as perdas de Kpb não apresentaram diferenças de comportamento com o tempo de amostragem. Neste sistema de manejo do solo, à exceção da primeira amostragem realizada

após início da chuva, as perdas de Kpb foram significativamente maiores com a adição do fertilizante dejetado suíno, comparativamente ao fertilizante mineral, composto de lixo urbano e testemunha (Apêndice 5). Isto sugere que a adição de dejetado suíno na superfície do solo pode se tornar um problema em sistemas de manejo que apresentam perdas através do escoamento superficial.

O comportamento das perdas de Kt segue a mesma tendência do observado com as perdas de Ksb e Kpb no escoamento superficial (Figura 37). No sistema de manejo sem preparo do solo as perdas de Kt diminuem com o tempo de chuva simulada aplicada. Esse comportamento é explicado, pois o que se observa no sistema de manejo sem preparo do solo é a redução da concentração de sedimentos com o tempo de chuva (Figura 37). Além disso, esperava-se neste sistema que as perdas de potássio ocorressem preferencialmente na forma de Ksb e Kpb, como foi observado na Figura 35.

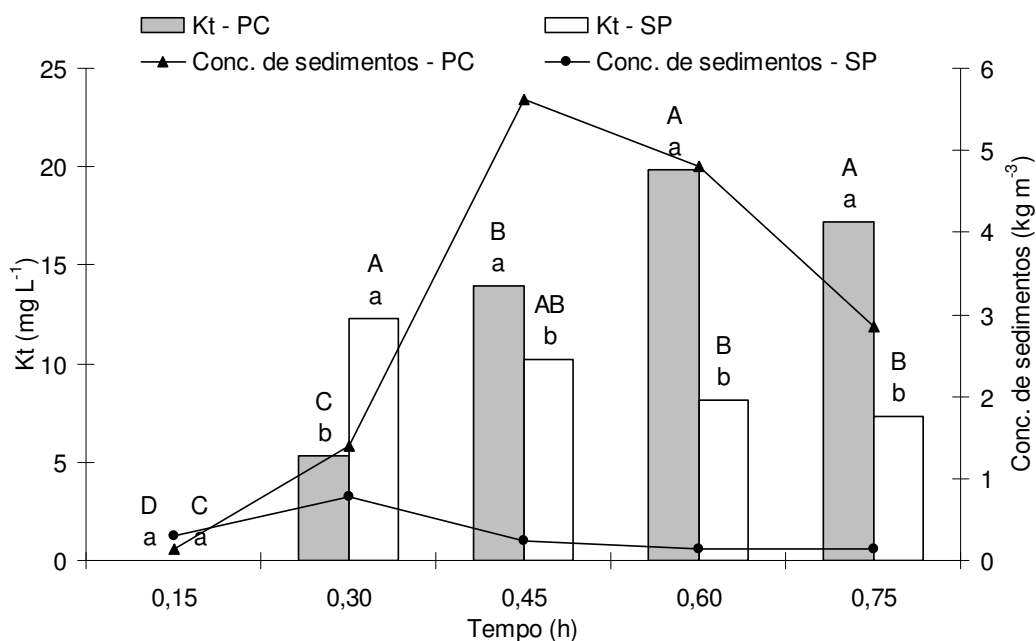


FIGURA 37. Potássio total (Kt) observado no escoamento superficial logo após semeadura da cultura do milho, no sistemas de manejo com preparo convencional (PC) e sem preparo do solo (SP), sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra não diferem significativamente pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

No sistema de manejo com preparo convencional do solo as perdas de Kt aumentam com o tempo de chuva simulada aplicada. Estas perdas foram influenciadas pela concentração de sedimentos no escoamento superficial, que

no sistema de manejo com preparo foi mais expressiva do que no sistema de manejo sem preparo do solo (Figura 37).

O sistema de manejo sem preparo do solo apresentou maior perda de Kt do que o sistema de manejo com preparo do solo, quando a amostragem foi realizada a 0,3 h do início da chuva. A partir de 0,45 h as perdas de Kt passaram a ser maiores no sistema de manejo com preparo do que no sistema sem preparo do solo. Esta inversão nas perdas de Kt entre os sistemas de manejo do solo é explicada pelo comportamento da concentração de sedimentos no do escoamento superficial, pois as perdas de Kt estão relacionadas com o K retido no interior de partículas, que não é extraído com resina trocadora de cátions.

4.3.5. Cálcio no escoamento superficial

Nas perdas de Ca solúvel biodisponível (Casb) no escoamento superficial observou-se interação entre os fatores sistema de manejo e tempo de amostragem após início da chuva (Figura 38).

Em ambos os sistemas de manejo analisados as perdas de Casb apresentaram comportamento semelhante, com exceção da amostragem realizada a 0,3 h do início da chuva, onde as perdas de Casb foram significativamente maiores no sistema de manejo sem preparo do que no sistema de manejo com preparo convencional do solo (Figura 38). Neste tempo de amostragem ocorreu também o início do escoamento onde, segundo Fonseca & Cassol (2005), no sistema de manejo sem preparo do solo ocorre pico na concentração de sedimentos no escoamento superficial (Figura 8) que, provavelmente tenha causado as maiores perdas de Casb no sistema de manejo sem preparo em relação ao sistema de manejo com preparo convencional do solo.

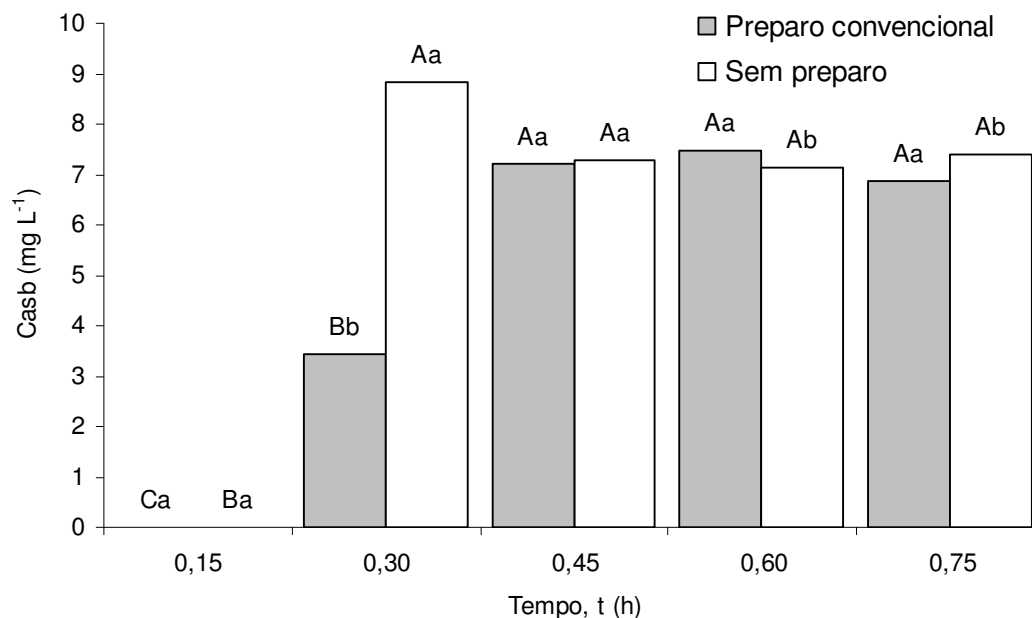


FIGURA 38. Cálcio solúvel biodisponível (Casb) observado no escoamento superficial logo após semeadura da cultura do milho em diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas - entre sistemas de manejo e minúsculas - em cada tempo) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

A partir de 0,45 h as perdas de Casb não diferem entre os sistemas de manejo analisados, indicando que a forma de uso dos fertilizantes (incorporado ou em superfície) não influencia nas perdas de Casb.

De maneira geral, pode-se dizer que as perdas de Capb foram menos expressivas do que as perdas de Casb, o que provavelmente tenha ocorrido em função de que o cálcio é um dos cátions que, ao ser adsorvido por partículas minerais mantém sua água de hidratação, formando complexo de esfera externa (Sposito, 1989), sendo este cátion facilmente deslocado do sítio de adsorção.

Nas análises de Capb observou-se interação entre os fatores sistema de manejo e tempo de amostragem e entre fertilizantes e tempo de amostragem.

As perdas de Capb foram influenciadas pela concentração de sedimentos no escoamento superficial (Figura 39). No início do escoamento as perdas de Capb foram maiores no sistema de manejo sem preparo do que com

preparo convencional do solo. A partir de 0,3 h este comportamento se inverte, passando o sistema de manejo com preparo do solo a perder mais Capb. Isto é explicado pela concentração de sedimentos no escoamento superficial, que no sistema de manejo com preparo convencional do solo aumentam com a capacidade de transporte do escoamento superficial.

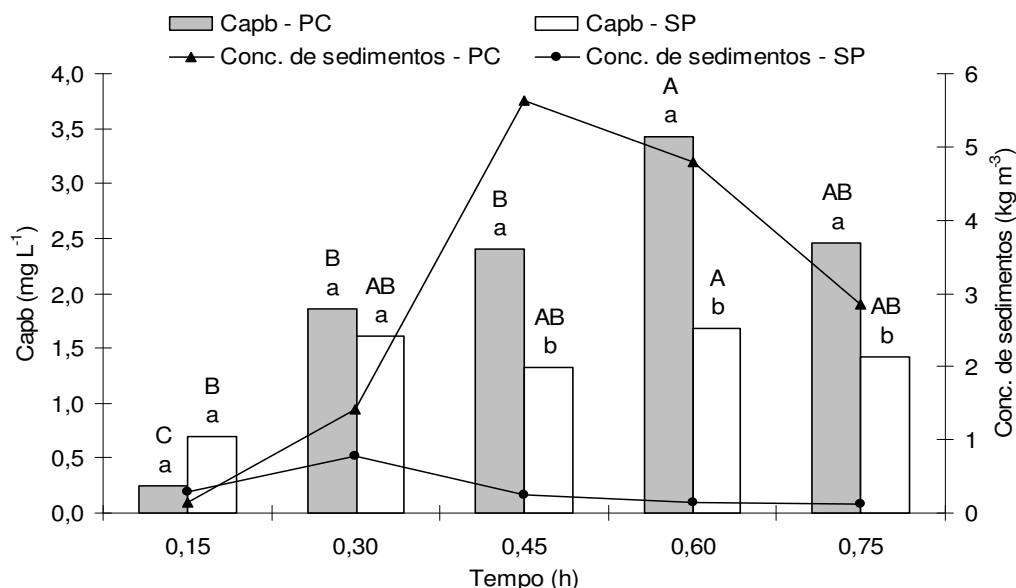


FIGURA 39. Concentração de sedimentos e cálcio particulado biodisponível (Capb) observado no escoamento superficial logo após sementeira da cultura do milho, nos sistemas de manejo com preparo convencional (PC) e sem preparo do solo (SP), sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Média de 16 observações, seguidas de mesma letra (maiúscula – entre preparo e minúsculas – em cada tempo) não diferem. Tukey (P < 0,05).

Na interação entre sistema de manejo e tempo de amostragem, a partir de 0,45 h, o sistema de manejo com preparo do solo apresentou maior perda de Capb, comparativamente ao sistema de manejo sem preparo do solo (Figura 39). A incorporação proporciona maior interação dos fertilizantes com o solo, aumentando a adsorção do cálcio e, conseqüentemente, as perdas de Capb, tendo em vista a maior concentração de sedimentos no escoamento superficial.

No sistema de manejo sem preparo do solo, a partir de 0,3 h, as perdas de Capb tenderam a estabilidade, enquanto que no sistema de manejo com preparo do solo as perdas aumentaram até 0,6 h e depois apresentaram tendência e diminuir na amostragem seguinte. Estes comportamentos

relacionam-se às taxas de descarga de sedimentos no escoamento superficial, observado nos sistemas de manejo com e sem preparo do solo (Figura 39).

Na interação existente entre fertilizantes e tempo de amostragem evidencia-se que o fertilizante dejetos suíno apresentou as maiores perdas de Capb, tanto no tempo como também em relação aos demais fertilizantes utilizados (Figura 40). Este comportamento indica que, independente do sistema de manejo utilizado, as perdas de Capb no escoamento superficial são significativas com a adição de dejetos suíno.

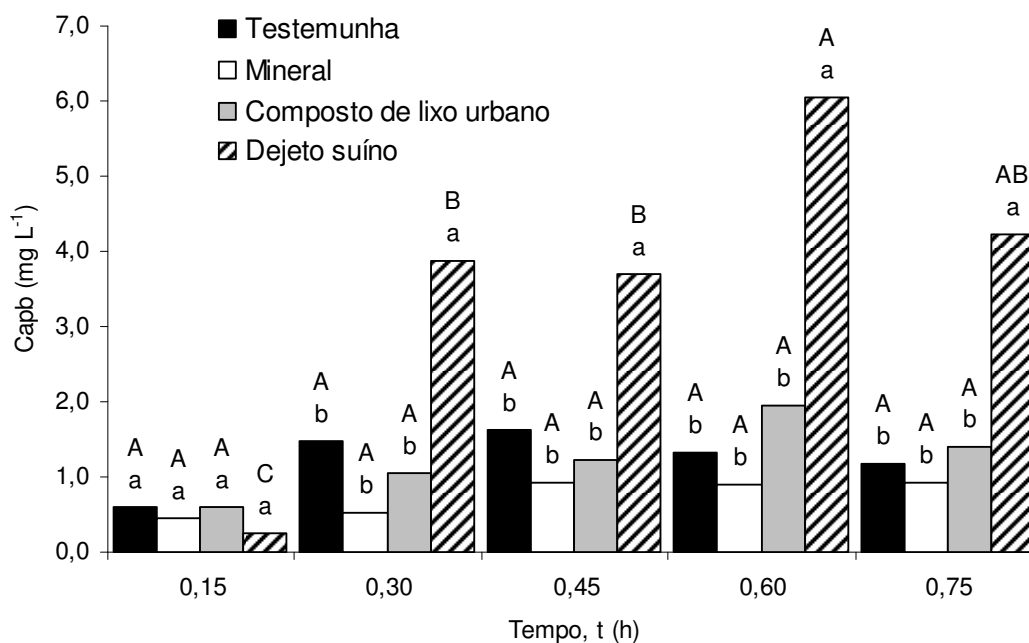


FIGURA 40. Cálcio particulado biodisponível (Capb) observado no escoamento superficial logo após sementeira da cultura do milho, em diferentes fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de fertilizante e minúscula - em cada tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).

Na análise de Cálcio total (Cat) observou-se interação entre sistema de manejo e tempo de amostragem e entre fertilizante e tempo de amostragem, conforme pode ser visualizado nas Figuras 41 e 42.

A partir de 0,3 h de observação, o fertilizante dejetos suíno apresentou diferença significativa na perda de Cat em relação aos fertilizantes mineral, composto de lixo urbano e testemunha, que não diferem entre si (Figura 41). Este comportamento não era esperado, pois o resultado de análise

dos fertilizantes mostra que as quantidades adicionadas de Cat foram cerca de três vezes maiores com adição de composto de lixo urbano do que com dejetos suíno (Tabela 3).

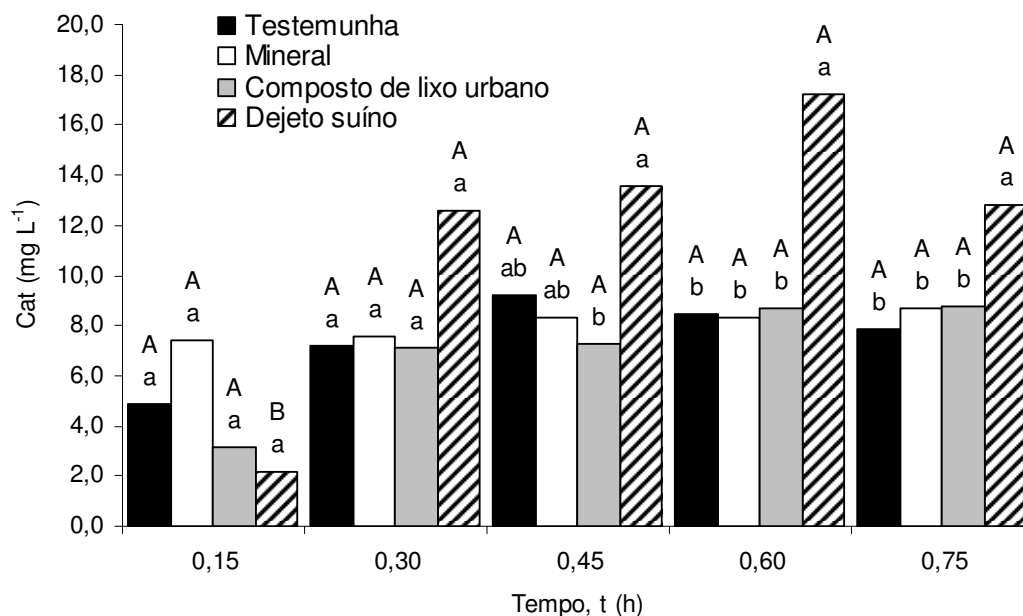


FIGURA 41. Cálcio total (Cat) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura do milho em diferentes fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de fertilizante e minúscula - em cada tempo) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

Em ambos os sistemas de manejo estudados as perdas de Cat no escoamento superficial aumentaram com o tempo de amostragem, até 0,3 h e depois estabilizaram (Figura 42). Nas duas primeiras amostragens realizadas após início da chuva, as perdas de Cat foram significativamente maiores no sistema de manejo sem preparo do que no sistema de manejo com preparo do solo. Este comportamento foi atribuído às maiores perdas de Casb e de Capb que se observa no sistema de manejo sem preparo do solo, logo após início da chuva simulada aplicada (Figura 39).

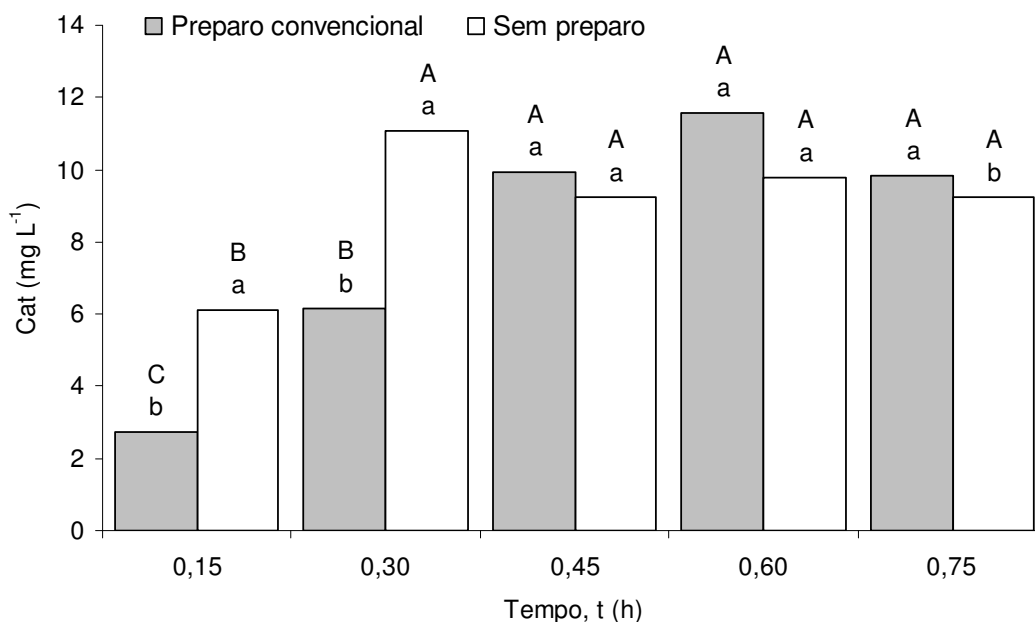


FIGURA 42. Cálcio total (Cat) observado no escoamento superficial logo após semeadura da cultura do milho em diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúsculas - dentro preparo e minúsculas - dentro de tempo) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

Após 0,45 h as perdas de Cat não diferiram entre os sistemas de manejo do solo analisados, e não apresentaram relação com a concentração de sedimentos, pois no cálculo das perdas de Cat acrescentaram-se as perdas de Casb, que também não apresentaram diferenças entre os sistemas de manejo analisados.

4.3.6. Magnésio no escoamento superficial

Nas Figuras 43 e 44 são apresentadas as médias de Mg biodisponível (Mgsb) perdido através do escoamento superficial, sob diferentes sistemas de manejo e fontes de fertilizantes utilizados. A interação existente entre os sistemas de manejo e fertilizantes utilizados mostra que as perdas de Mgsb foram significativas para os fertilizantes composto de lixo urbano e dejetos de suínos, sendo estas também influenciadas pelos sistemas de manejo avaliados (Figura 43).

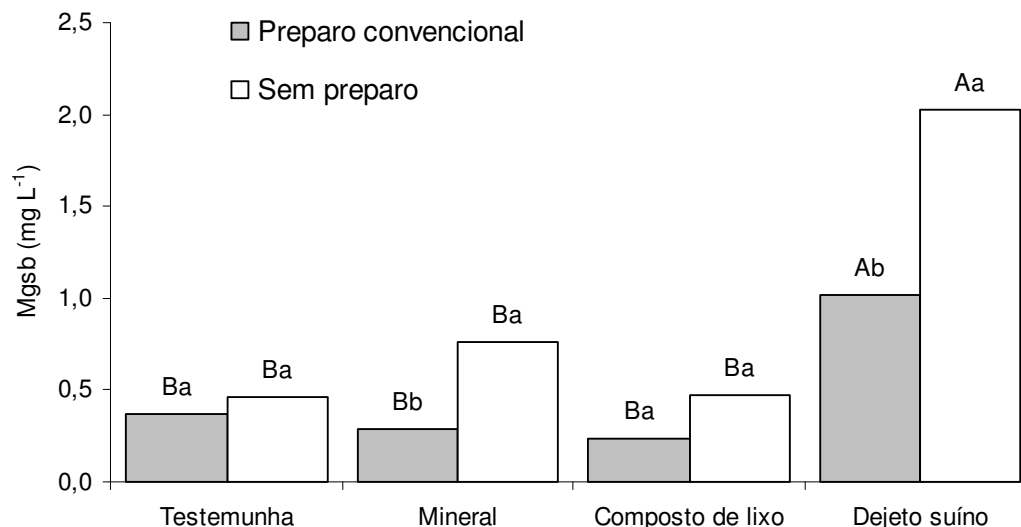


FIGURA 43. Magnésio solúvel biodisponível (Mgsb) observado no escoamento superficial logo após sementeira da cultura do milho, em diferentes sistemas de manejo do solo e fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Médias de 20 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de preparo e minúscula - dentro de fertilizante) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).

O sistema de manejo sem preparo do solo apresentou maiores perdas de Mgsb do que o sistema de manejo com preparo convencional do solo, mesmo que essas perdas não tenham sido significativas no tratamento testemunha e com aplicação de composto de lixo urbano. Isso pode estar relacionado à forma de aplicação do nutriente ao solo, pois no sistema de manejo sem preparo do solo os nutrientes foram distribuídos na superfície do solo, enquanto que no sistema de manejo com preparo convencional, os nutrientes foram incorporados ao solo. Quando não há incorporação dos nutrientes, estes ficam suscetíveis aos processos erosivos e são facilmente transportados através do escoamento superficial até os ecossistemas aquáticos, conforme já salientado por Sharpley (1995).

Conforme pode ser visualizado na Figura 44, as perdas de Mgsb foram influenciadas pelas fontes de nutrientes e pelo tempo de amostragem. A partir de 0,30 h as perdas de Mgsb foram significativamente maiores no fertilizante dejeito de suíno, comparativamente aos fertilizantes mineral, composto de lixo urbano e testemunha.

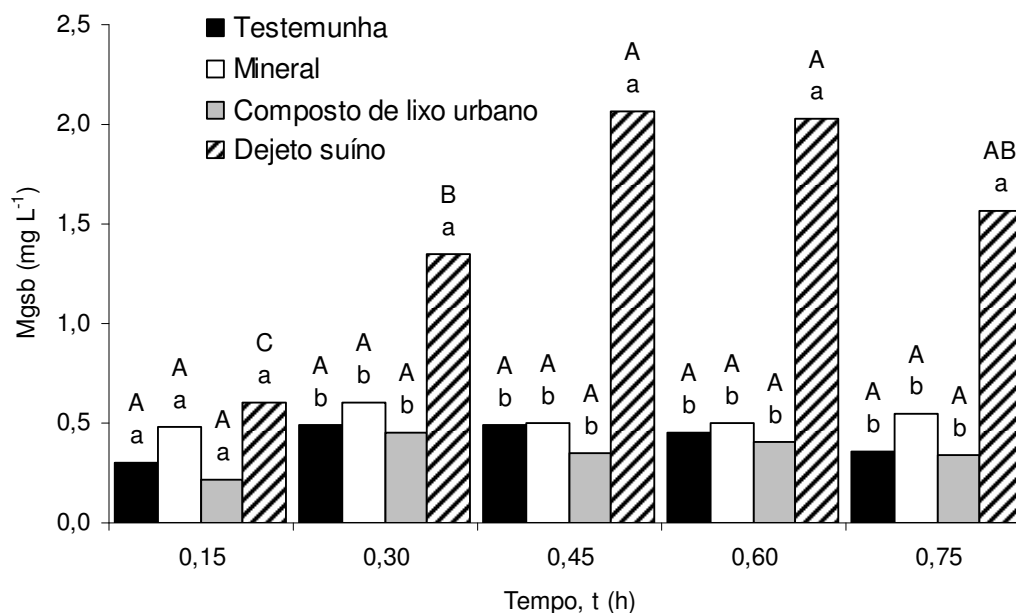


FIGURA 44. Magnésio solúvel biodisponível (Mgsb) observado no escoamento superficial logo após semeadura da cultura do milho, em diferentes fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Médias de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de fertilizante e minúscula - em cada tempo) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

O comportamento das perdas de Mgsb pode ser um indicativo de que no fertilizante dejeito suíno o magnésio encontra-se em formas mais solúveis, comparando-se ao composto de lixo urbano, pois as quantidades adicionadas ambos os fertilizantes são praticamente iguais (Tabela 3). Dessa forma, pode-se considerar que o fertilizante dejeito suíno tem grande pré-disposição à liberação de formas de magnésio biodisponíveis, seja na forma solúvel ou particulada, pois as perdas de Mgsb e Mgpb apresentaram comportamento semelhante na interação entre fertilizante e tempo de amostragem.

As perdas de Mg particulado biodisponível (Mgpb) apresentaram três interações significativas: a) entre os fatores preparo e fertilizante; b) entre preparo e tempo de amostragem e c) entre fertilizante e tempo de amostragem a partir do início das chuvas simuladas aplicadas.

Na interação entre sistemas de manejo e fertilizantes verifica-se que, em ambos os sistemas de manejo do solo, o fertilizante dejeito de suínos apresentou as maiores perdas de Mgpb comparativamente ao fertilizante

mineral, composto de lixo urbano e testemunha (Figura 45). Conforme já comentado, isso deve estar relacionado à forma que o magnésio encontra-se no fertilizante dejetos suíno e também à capacidade de adsorção do magnésio às partículas de argilominerais. Deve-se considerar também a maior quantidade de água existente nos dejetos suínos, pois conforme descrito por Meurer (2004) o magnésio tende a manter suas águas de solvatação ao formar complexos, resultando em ligações químicas pouco estáveis. Ainda na Figura 45 observa-se que, quando aplicado o fertilizante dejetos suíno no sistema de manejo com preparo convencional, as perdas médias de Mg_{pb} foram significativamente maiores do que as observadas no sistema de manejo sem preparo do solo. O revolvimento do solo deve ter proporcionado maior interação entre o fertilizante dejetos suíno e o solo e, conseqüentemente maior adsorção de magnésio ao solo, principal causa de maiores perdas de Mg_{pb} no sistema de manejo com preparo convencional do solo.

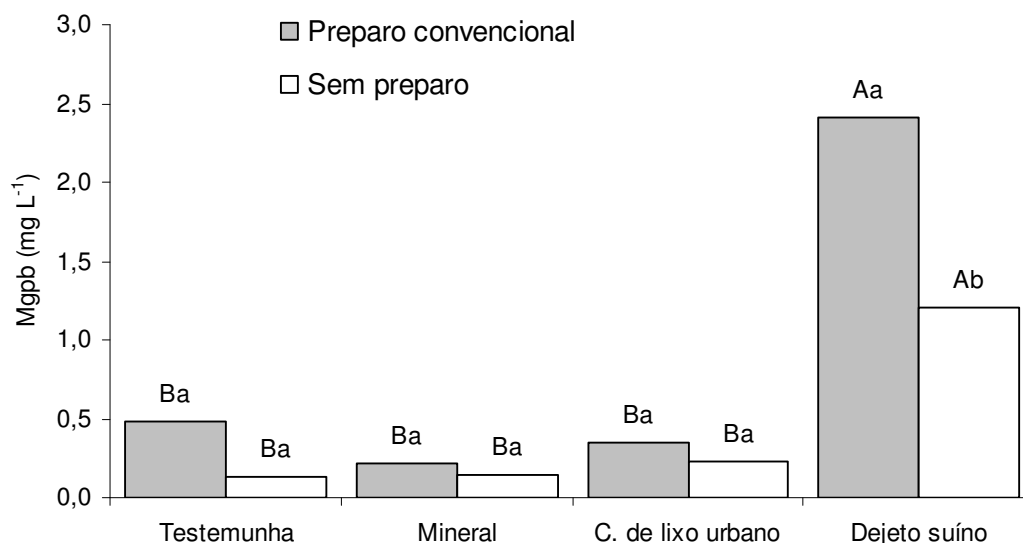


FIGURA 45. Magnésio particulado biodisponível (Mg_{pb}) observado no escoamento superficial logo após sementeira da cultura do milho, em diferentes sistemas de manejo do solo e fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Média de 20 observações, seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de fertilizante e minúscula - dentro de preparo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).

Na interação entre sistemas de manejo do solo e tempo de amostragem após início da chuva observou-se que as perdas de Mg_{pb} apresentaram tendência de aumento após início da chuva até 0,6 h (Figura 46).

Este comportamento está relacionado à concentração de sedimentos no escoamento superficial (Figura 8).

O sistema de manejo com preparo convencional proporcionou maiores perdas de Mgp_b do que o sistema de manejo sem preparo do solo, em todos os tempos de amostragem, com exceção da primeira amostragem, realizada a 0,15 h do início da chuva. Isto indica que o Mgp_b está associado ao transporte de partículas de solo no escoamento superficial.

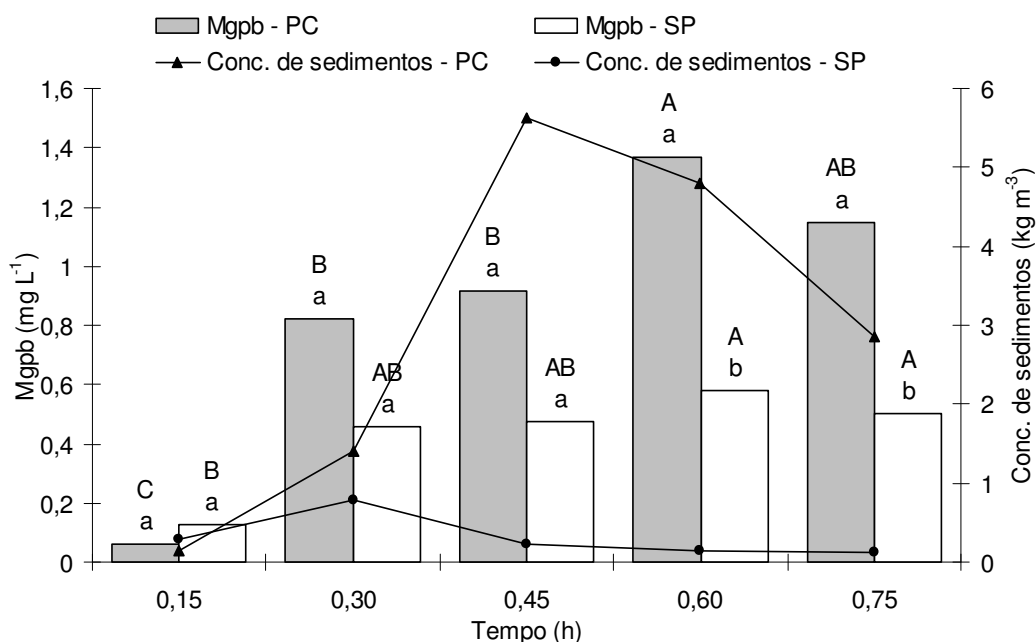


FIGURA 46. Concentração de sedimentos e Magnésio particulado biodisponível (Mgp_b) observado no escoamento superficial logo após sementeira da cultura do milho, nos sistemas de manejo com preparo convencional (PC) e sem preparo do solo (SP), sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Média de 16 observações. Média seguidas de mesma letra (maiúscula – dentro de preparo e minúsculas – dentro de tempo) não diferem. Tukey (P < 0,05).

Na interação entre fertilizantes e tempo de amostragem verifica-se que a partir de 0,3 h o fertilizante dejetado de suíno apresentou em médias as maiores perdas de Mgp_b comparando-se aos fertilizantes mineral, composto de lixo e a testemunha (Figura 47). Isso significa que, independente do sistema de manejo adotado, o fertilizante dejetado de suíno é o que apresenta maiores riscos de poluição de efluentes com Mgp_b.

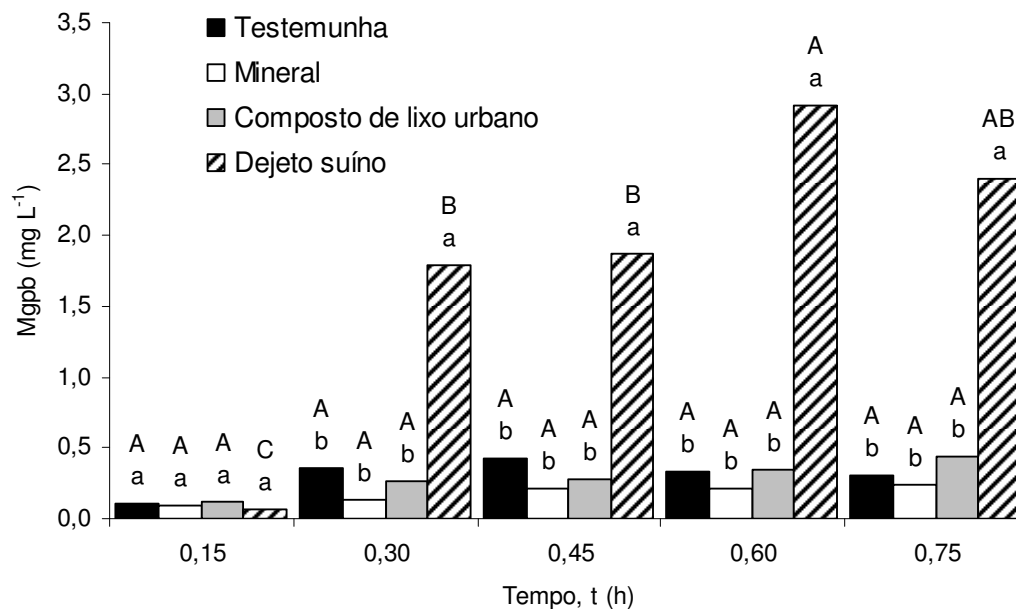


FIGURA 47. Magnésio particulado biodisponível (Mgpb) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura do milho, em diferentes fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de fertilizante e minúscula - em cada tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).

Semelhante ao observado para Mgpb as perdas de Mg total (Mgt) apresentaram três interações significativas: a) entre os fatores preparo e fertilizante; b) entre preparo e tempo de amostragem e c) entre fertilizante e tempo de amostragem a partir do início das chuvas simuladas aplicadas.

Na interação entre sistemas de manejo e fertilizantes verificou-se que no sistema de manejo com preparo do solo, as perdas de Mgt foram significativamente maiores com adição do fertilizante dejeito de suínos e testemunha (Figura 48). Já no sistema de manejo sem preparo do solo não houve efeito de fertilizante. Em todos os fertilizantes testados, o sistema de manejo com preparo do solo apresentou maiores perdas de Mgt do que o sistema de manejo sem preparo do solo (Figura 48). Isso foi atribuído a relação existente entre a concentração de sedimentos e as perdas de Mgt observadas em cada sistema de manejo do solo, apresentada na Figura 49, já que o sistema de manejo com preparo do solo apresentou maiores perdas de solo por erosão hídrica (Tabela 6).

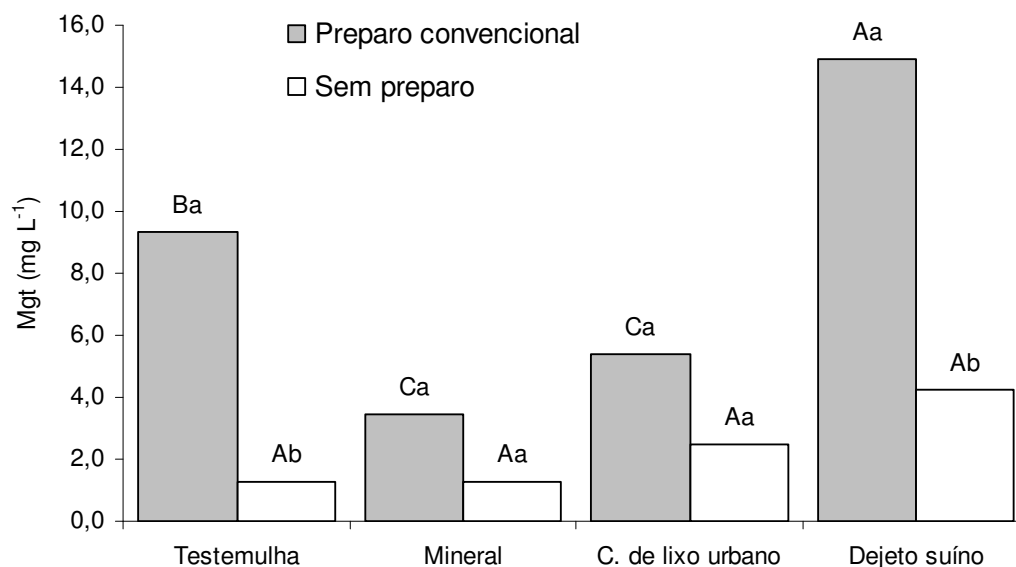


FIGURA 48. Magnésio total (Mgt) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura do milho, em diferentes sistemas de manejo do solo e fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Média de 20 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de preparo e minúscula - dentro de fertilizante) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).

Na interação existente entre os sistemas de manejo e o tempo de amostragem verifica-se que no sistema de manejo sem preparo do solo as perdas de Mgt não diferem com o tempo de amostragem. O mesmo não aconteceu no sistema de manejo com preparo do solo, onde as perdas de Mgt aumentam com o tempo de amostragem (Figura 49).

Nas perdas de Mgt observadas a partir de 0,30 h foram maiores no sistema de manejo com preparo do que no sistema sem preparo do solo (Figura 49). No sistema de manejo com preparo, os incrementos nas perdas de Mgt com o tempo foram significativos e crescentes até 0,60 h de avaliação e depois apresentaram tendência a diminuir com o tempo de avaliação (Figura 49). Isso significa que independente do fertilizante utilizado, as perdas de Mgt são influenciadas pelo preparo do solo, provavelmente devido à desagregação do solo pelas operações de preparo e conseqüente aumento na disponibilidade de partículas de argilominerais ao escoamento superficial.

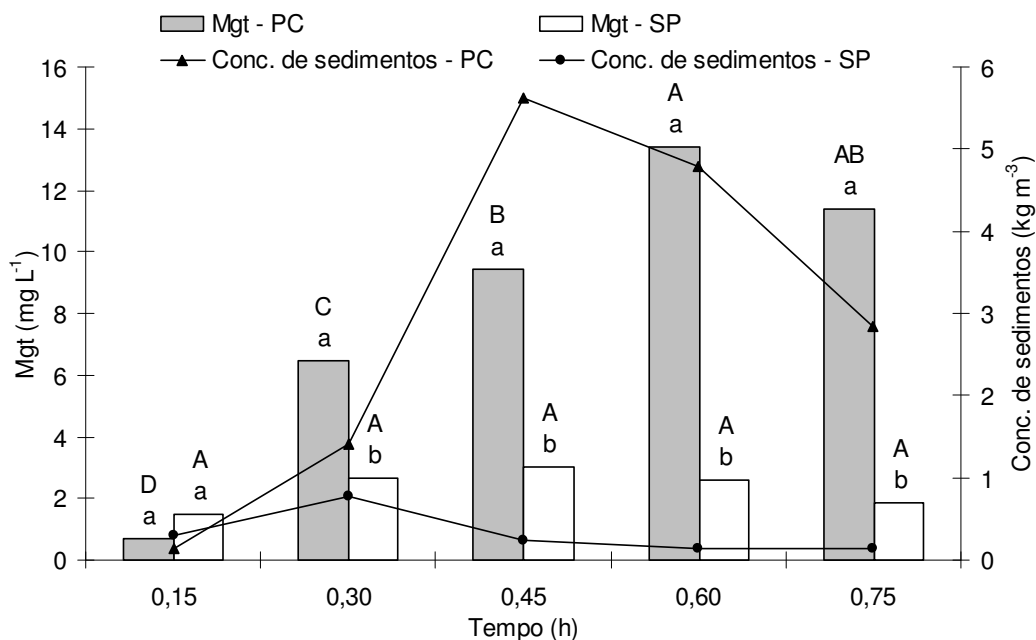


FIGURA 49. Concentração de sedimentos e Magnésio total (Mgt) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura do milho, nos sistemas de manejo com preparo convencional (PC) e sem preparo do solo (SP), sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Médias de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula – dentro de preparo e minúsculas – dentro de tempo) não diferem significativamente. Tukey (P < 0,05).

Entre os fertilizantes analisados as perdas de Mgt mostraram-se semelhantes em relação ao mesmo tempo de amostragem, com exceção do fertilizante dejetos suíno, que a partir de 0,6 h apresentou maiores perdas de Mgt em relação aos demais fertilizantes analisados (Figura 50). Isto significa que as perdas de Mgt apresentam comportamento diferenciado apenas em tratamentos que receberam grandes quantidades de Mgt através do fertilizante adicionado ao solo.

Nas amostras coletadas na semeadura do milho, em outubro de 2004, as perdas de Mgt foram mais influenciadas pelo sistema de manejo do solo do que pelo fertilizante adicionado. Além disso, o comportamento observado nas perdas de Kt, Capb, MgpB e Mgt indica que a relação entre nutrientes e a concentração de sedimentos no escoamento se estabelece quando os nutrientes estão fortemente adsorvidos ou sorvidos às partículas de solo com forte energia de ligação ou oclusos na estrutura de partículas agregadas.

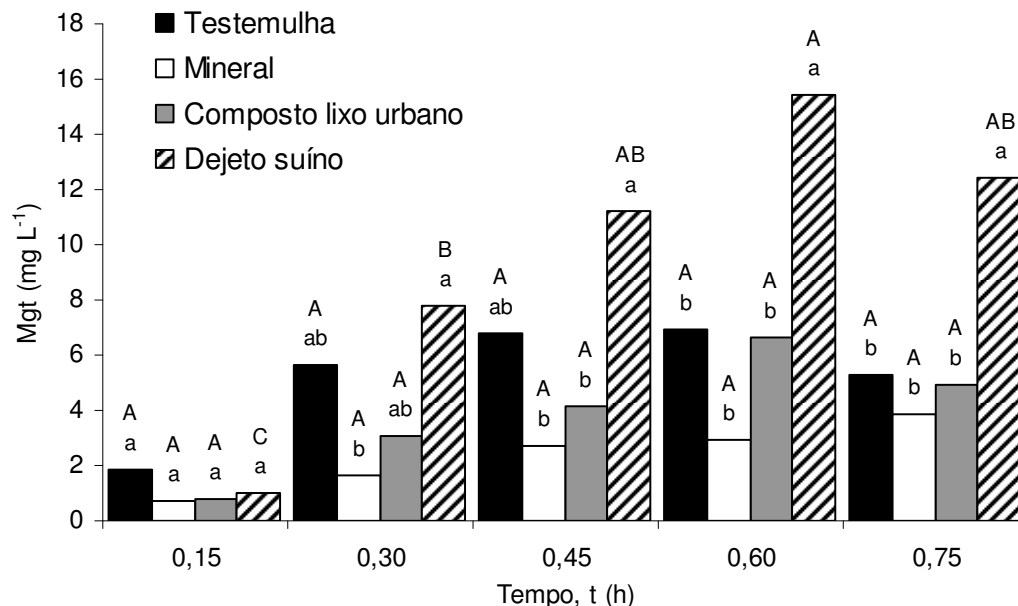


FIGURA 50. Magnésio total (Mgt) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura do milho, em diferentes fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de fertilizante e minúscula - em cada tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).

4.3.7. Ferro total no escoamento superficial

As perdas de Ferro total (Fet) observadas em diferentes sistemas de manejo do solo e fontes de nutrientes são apresentadas na Tabela 11, onde se verifica influencia dos sistemas de manejo do solo em interação com os fertilizantes e o tempo de amostragem.

O sistema de manejo com preparo do solo apresentou, a partir de 0,3 horas de observação, diferenças significativas nas perdas de Fet, se comparado ao sistema de manejo sem preparo do solo. No sistema de manejo com preparo, as perdas de solo, que geralmente são maiores do que no sistema de manejo sem preparo do solo, proporcionam aumento das concentrações de Fet, devido à presença de sedimentos ricos em óxidos de ferro.

TABELA 11. Ferro total (Fet, em mg L⁻¹) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura do milho em diferentes sistemas de manejo do solo e fontes de nutrientes, sob chuvas simuladas com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro repetições.

Tempo (horas)	Sistema de manejo e fertilizantes utilizados															
	Testemunha			Mineral			C. de lixo urbano			Dejetos suínos						
----- Sistema de manejo com preparo do solo -----																
0,15	0,00	C ¹	b ²	a ³	0,00	B	b	a	0,00	C	b	a	9,45	C	a	a
0,30	16,81	BC	b	a	0,95	B	b	a	13,38	C	b	a	65,26	B	a	a
0,45	52,65	A	b	b	43,89	A	b	b	32,04	BC	b	b	104,31	A	a	b
0,60	62,82	A	d	b	28,92	AB	cd	b	64,31	AB	bc	b	103,45	A	a	b
0,75	42,44	AB	c	a	45,92	A	bc	b	91,02	A	ab	b	77,83	AB	a	b
----- Sistema de manejo sem preparo do solo -----																
0,15	1,58	A	a	a	1,36	A	a	a	2,98	A	a	a	2,85	A	a	a
0,30	2,67	A	a	a	3,80	A	a	a	6,64	A	a	a	6,46	A	a	b
0,45	4,70	A	a	b	5,38	A	a	b	4,70	A	a	b	6,10	A	a	b
0,60	5,06	A	a	b	3,66	A	a	b	5,06	A	a	b	6,96	A	a	b
0,75	5,51	A	a	b	2,98	A	a	b	4,70	A	a	b	5,42	A	a	b

^{1/} Em cada sistema de manejo, médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferem significativamente pelo teste de Tukey.

^{2/} Médias seguidas de mesma letra na linha não diferem significativamente pelo teste de Tukey (P < 0,05).

^{3/} Em cada tempo, médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente pelo teste de Tukey (P < 0,05).

No sistema de manejo com preparo do solo, todos os fertilizantes testados, inclusive a testemunha apresentaram aumento nas perdas de Fet com o tempo de amostragem. Provavelmente, este comportamento seja atribuído ao aumento nas taxas de descarga de sedimentos ricos em óxidos de ferro presentes no escoamento. Nas amostras coletadas a 0,30, 0,45 e 0,60 h do início da chuva o fertilizante dejetos de suíno apresentou maiores perdas de Fet, comparativamente ao fertilizante mineral, composto de lixo urbano e testemunha. Isso pode estar associado à quantidade de Fet presente no fertilizante devido a presença desse elemento na composição da ração de suínos, conforme já comentado anteriormente.

4.3.8. Relações observadas entre a concentração de sedimentos e a perda de nutrientes no escoamento superficial

A seguir serão apresentadas algumas relações observadas entre nutrientes perdidos através do escoamento superficial logo após a semeadura da cultura do milho. As interações apresentam algumas semelhanças com o comportamento observado nos testes com chuva simulada realizadas no 2º dia após a semeadura da aveia.

No sistema de manejo com preparo convencional as perdas de Ppb apresentaram incrementos significativos com o aumento nas concentrações de Capb e Kpb (Figura 51) perdidos por erosão. Outra relação observada foi entre as perdas de Ppb e as perdas de Mgpb e Kpb (Figura 52). As perdas de Ppb também aumentaram com o aumento das perdas de Mgpb e Capb pelo escoamento superficial. Isso sugere que o potássio, o cálcio e o magnésio estariam fazendo ligações químicas entre superfícies de argilas ou compostos orgânicos do solo e o fósforo, em ligações denominadas ponte de cátions. Este comportamento indica que Kpb, Capb e Mgpb desempenham um papel importante no transporte de Ppb e possivelmente em ambientes aquáticos. Mais uma vez se reforça a importância da inclusão de estudos da granulometria de partículas transportadas no escoamento superficial, pois isso ajudaria a identificar a contribuição de cada fração granulométrica nas perdas de Ppb no escoamento superficial.

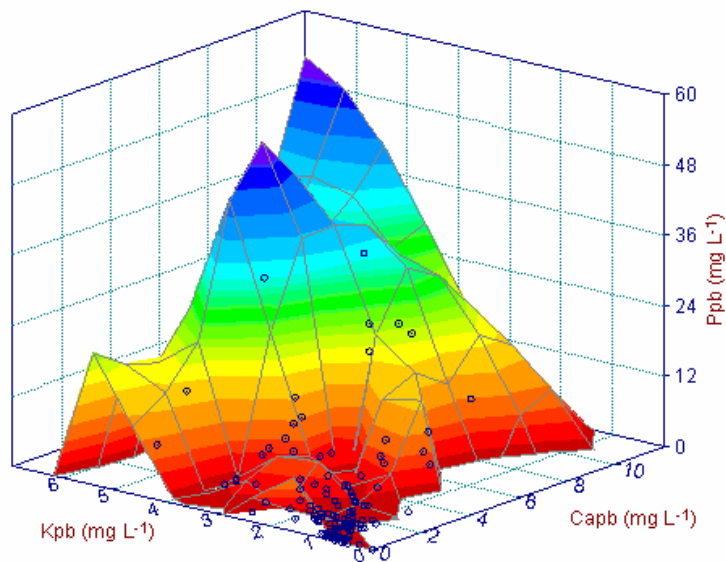


FIGURA 51. Relação entre concentrações cálcio particulado biodisponível (Capb), potássio particulado biodisponível (Kpb) e fósforo particulado biodisponível (Ppb) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura do milho nos sistemas de manejo com preparo convencional do solo. Cada valor é a média de 12 observações.

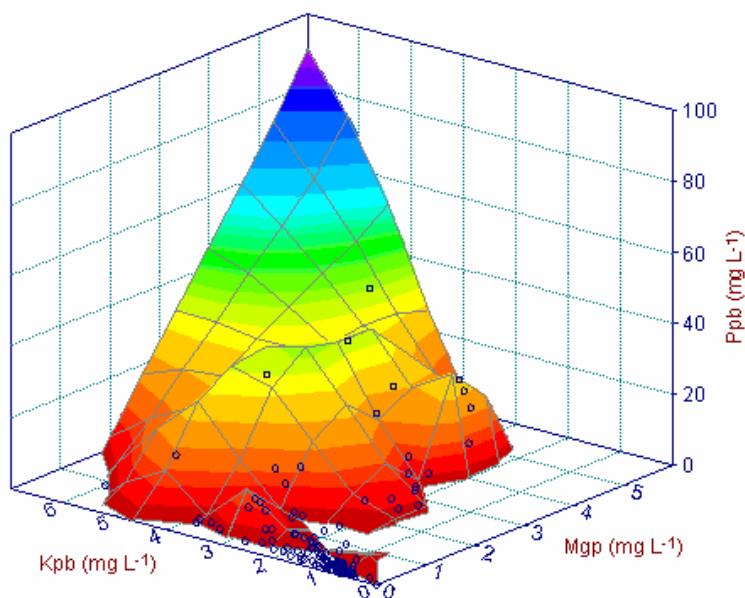


Figura 52. Relação entre concentrações magnésio particulado biodisponível (Mgpb), potássio particulado biodisponível (Kpb) e fósforo particulado biodisponível (Ppb) observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura do milho nos sistemas de manejo com preparo convencional do solo. Cada valor é a média de 12 observações.

4.4. Características do solo e do escoamento superficial aos 47 dias após semeadura da cultura do milho

4.4.1. pH do solo e condutividade elétrica do escoamento superficial

Na Figura 53 são apresentados os valores de pH observados em amostras de solo coletadas imediatamente antes dos testes com chuva simulada realizadas no 47º dia após a semeadura da cultura do milho.

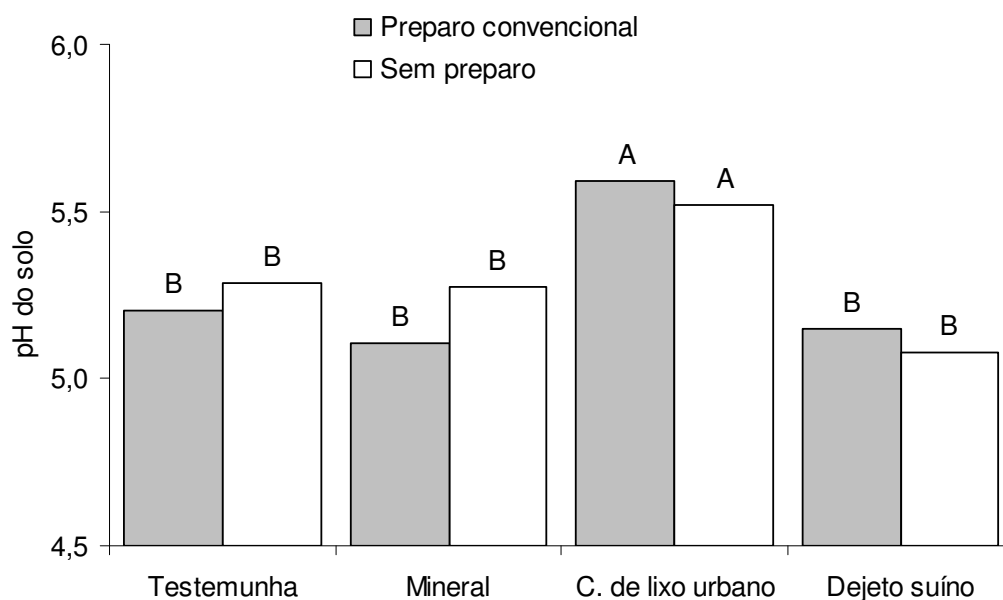


FIGURA 53. Valores de pH do solo observados no 45º dia após a semeadura da cultura do milho, em diferentes sistemas de manejo com adição de fertilizante mineral (M), composto de lixo urbano (C), dejetos suínos e testemunha (T) Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra não diferem significativamente pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

As diferenças observadas no pH do solo ocorreram em função dos fertilizantes adicionados. Na média geral dos tratamentos aplicados, o fertilizante composto de lixo urbano proporcionou significativamente maiores valores de pH, se comparados ao fertilizante mineral, dejeito suíno e testemunha (Figura 53). Este comportamento está de acordo com o comportamento observado por Oliveira et al. (2002), onde a adição do fertilizante composto de lixo urbano proporcionou aumento no pH do solo. O

efeito do fertilizante composto de lixo urbano sobre o pH do solo foi atribuído à ação tampão que compostos orgânicos exercem sobre o pH do solo e pela possível adição de carbonatos de cálcio, pois o composto de lixo urbano tem alta concentração de cálcio em sua composição (Tabela 3). Segundo Oliveira et al. (2002), quando adicionado em quantidades superiores a 20 Mg ha^{-1} exalta o seu potencial agrônomo, como aumento da CTC do solo, que ocorre principalmente em função do incremento no teor carbono orgânico, o que revela melhorias nas propriedades do solo.

Os valores médios de pH e condutividade elétrica do escoamento superficial (Figuras 54 e 55) não apresentaram diferença significativa, mas, os comportamentos apontam algumas tendências que devem ser consideradas.

Em geral, os valores de pH do solo observados no escoamento superficial, no 47^o dia após a semeadura da cultura do milho apresentaram-se inferiores aos observados no teste realizado na semeadura da cultura do milho. Isto pode ser um indicativo de que as menores taxas de enxurrada (Figura 9) proporcionam concentração de sedimentos no escoamento, que tornam o pH do escoamento superficial próximo às condições de pH do solo (Figura 53).

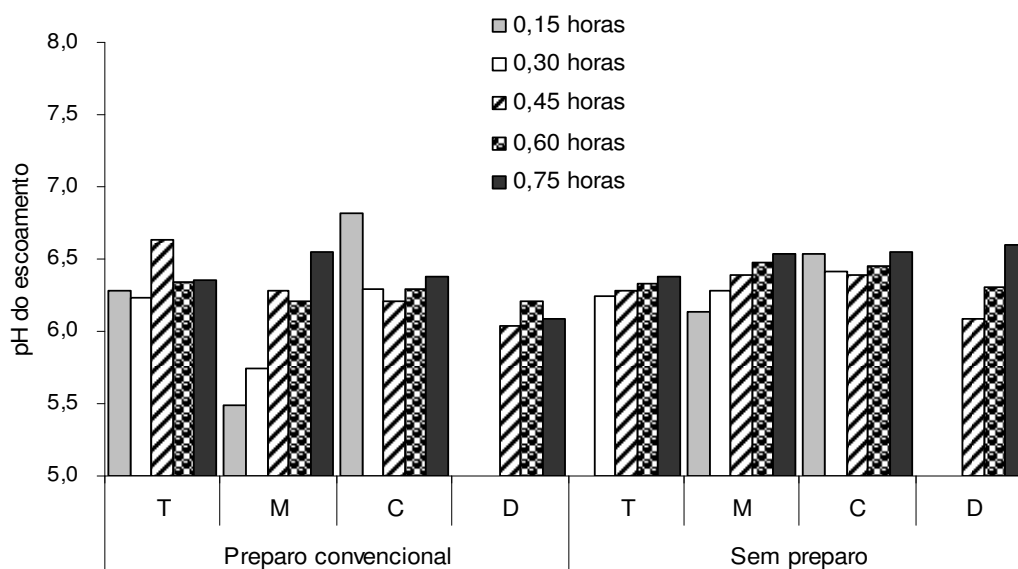


FIGURA 54. Valores médios de pH do escoamento superficial observado aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho, em diferentes sistemas de manejo com adição de fertilizante mineral (M), composto de lixo urbano (C), dejetos suínos e testemunha (T) em diferentes tempos de amostragem após início de chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro observações. Sem diferença estatística entre os tratamentos.

Observa-se na Figura 54 que no sistema de manejo com preparo convencional do solo com uso do fertilizante mineral o pH observado no escoamento superficial apresenta tendência de aumento com o tempo após o início da chuva.

De maneira geral, os valores de pH do escoamento superficial ficaram em torno de 6,0 a 6,5, faixa considerada ótima sob o ponto de vista da disponibilidade de nutrientes, pois nesta faixa de pH aumenta a solubilidade da maioria dos nutrientes, como é o caso do fósforo. Considerando o pH do escoamento e a cinética do fósforo, que segundo Sharpley et al. (1981) é rapidamente alterada pelo contato das partículas de solo com o escoamento superficial, pode-se dizer que nestas condições a dinâmica do transporte de fósforo no escoamento superficial também é alterada, com tendência de aumento das frações biodisponíveis (solúvel e particulado).

Os valores de condutividade elétrica do escoamento foram mais expressivos no sistema de manejo sem preparo do que no sistema de manejo com preparo convencional do solo, principalmente com adição do fertilizante dejetado suíno (Figura 55). Isto demonstra que a condutividade elétrica do escoamento superficial não é dependente da concentração de partículas no escoamento superficial, como observado para os valores de pH do escoamento superficial (Figura 54). Além disso, a condutividade elétrica do escoamento superficial apresentou relação com o pH do solo, o que era esperado em função de possíveis alterações na solubilidade de alguns compostos em função de variações no pH do solo.

Os valores de condutividade elétrica foram influenciados pela concentração de sais solúveis presentes no escoamento superficial. Provavelmente, a adição de fertilizantes na superfície do solo tenha proporcionado concentração de sais nos primeiros centímetros de profundidade do solo e o contato destes com o escoamento superficial proporcionaram solubilização e, conseqüentemente, perda dos mesmos através do escoamento superficial.

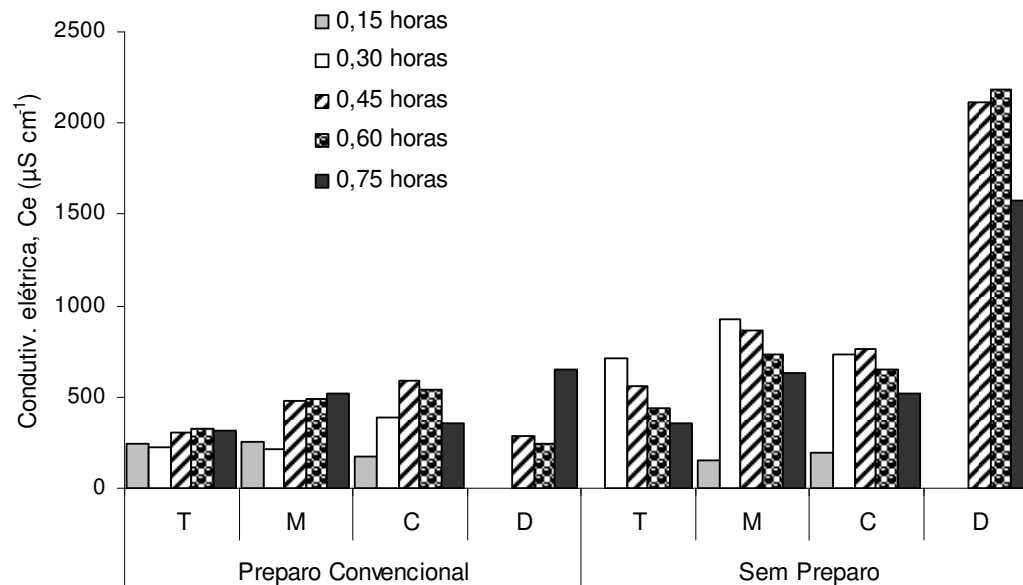


FIGURA 55. Condutividade elétrica (Ce) observada no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho, em diferentes sistemas de manejo com adição de fertilizante mineral (M), composto de lixo urbano (C), dejetos suínos e testemunha (T) em diferentes tempos de amostragem após início de chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro observações. Sem diferença estatística entre os tratamentos.

No sistema de manejo sem preparo do solo, os valores de condutividade elétrica do escoamento diminuíram com o tempo de amostragem após início da chuva. Isto provavelmente ocorreu em função da remoção dos sais presentes nos primeiros milímetros de profundidade do solo, que segundo Sharpley (1981) interagem rapidamente com o escoamento superficial. As principais causas da redução nos valores de condutividade elétrica do escoamento superficial foi o esgotamento de sais solúveis prontamente disponíveis na superfície do solo, associado ao aumento das taxas de enxurrada observadas no sistema de manejo sem preparo do solo (Figura 9).

4.4.2. Carbono orgânico total no solo e no escoamento superficial

Os valores de carbono orgânico total no solo apresentam comportamento semelhante entre os sistemas de manejo avaliados (Figura 56). Em ambos os sistemas de manejo avaliados, o conteúdo de COT foi significativamente maior na profundidade de 0 a 5 cm do que na profundidade

de 5 a 10 cm. Isto se deve ao fato de que no período anterior à implantação do experimento, a área foi cultivada por cinco anos em sistema de manejo sem preparo do solo, que proporcionou aumento na quantidade de resíduos sobre a superfície do solo e, conseqüentemente, incremento no conteúdo de COT nos primeiros centímetros de profundidade. No sistema de manejo sem preparo do solo, as diferenças no conteúdo de COT parecem mais expressivas do que no sistema de manejo com preparo convencional do solo. Este comportamento foi observado até mesmo na testemunha, onde não houve adição de fertilizante. Isto demonstra que as variações nos teores de COT observados ocorrem em função do tempo de cultivo sob sistema de manejo sem preparo do solo, onde não há inversão de camadas de solo e não foram devidos aos fertilizantes adicionados. Os valores observados estão de acordo com dados apresentados por Carballo (2004), onde o sistema de cultivo sem preparo do solo proporcionou incrementos no COT na profundidade de 0 a 5 cm.

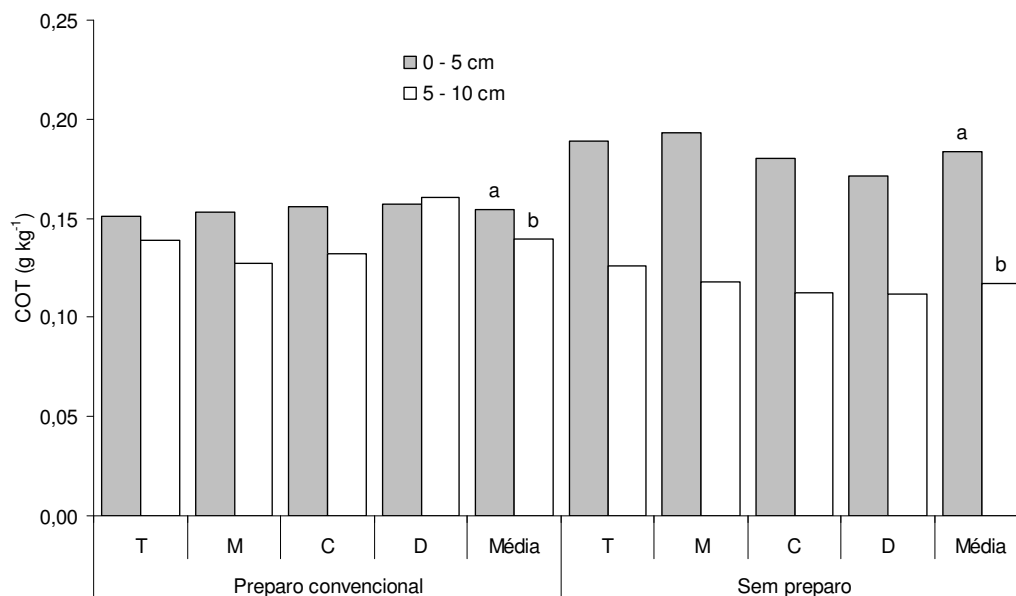


FIGURA 56. Carbono Orgânico total (COT) no solo observado aos 45 dias após a semeadura da cultura do milho, em diferentes sistemas de manejo com adição de fertilizante mineral (M), composto de lixo urbano (C), dejetos suínos e testemunha (T) Cada valor é a média de quatro observações. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ($P < 0,05$)

Em geral, na média dos valores de COT observados na profundidade de 0 a 10 cm houve tendência de aumento, quando comparados à média observada em análises realizadas imediatamente antes da

implantação do experimento, que foi de $1,40 \text{ g kg}^{-1}$ de COT no solo (Tabela 2). No sistema de manejo sem preparo do solo, o aumento no COT observado na camada de 0 a 5 cm são decorrentes da manutenção dos resíduos sobre a superfície do solo. Conforme Six et al. (1999), em longos períodos de tempo é possível observar o efeito dos sistemas de preparo do solo sobre os teores de COT do solo. Este efeito é mais pronunciado nos primeiros centímetros de profundidade.

Nas avaliações realizadas no 47º dia após a semeadura do milho, as perdas de carbono orgânico total (COT) por escoamento superficial, observadas nos diferentes sistemas de manejo do solo (Figura 57) apresentaram comportamento semelhante ao observado no segundo dia após a semeadura da aveia e do milho (Figuras 10 e 31). Porém, as tendências das perdas de COT observadas em cada fertilizante, dentro de sistemas de preparo do solo são diferentes das observadas nos testes anteriores. Isto pode ser resultado de alterações no conteúdo de COT do solo devido aos diferentes fertilizantes utilizados.

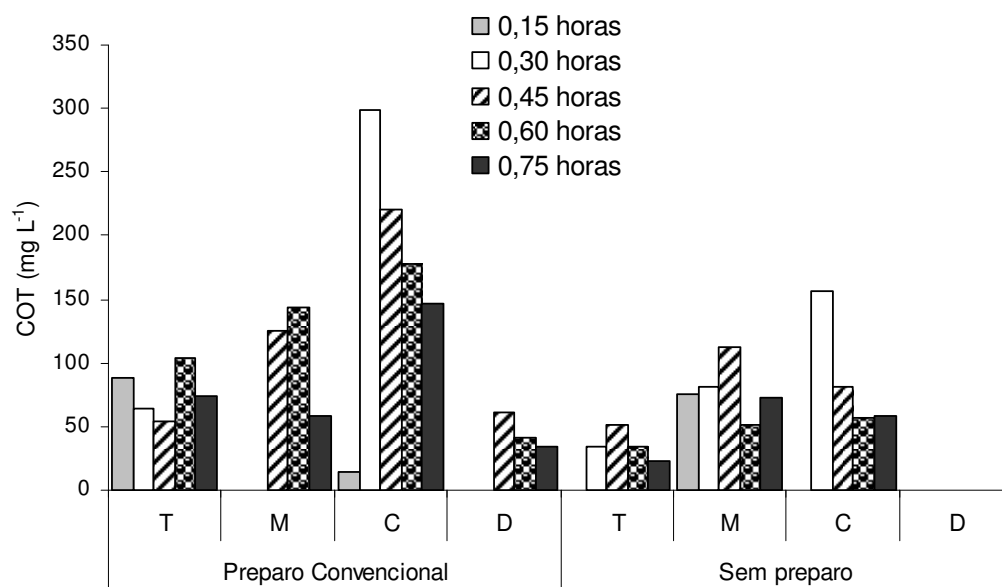


FIGURA 57. Carbono orgânico total (COT) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho em diferentes sistemas de manejo com adição de fertilizante mineral (M), composto de lixo urbano (C), dejetos suínos e testemunha (T) em diferentes tempos de amostragem após início de chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro observações. Sem diferença significativa entre os tratamentos.

O fertilizante composto de lixo urbano apresentou tendência de aumento nas perdas de COT no escoamento superficial com o preparo do solo e reduções nas perdas de COT com o tempo de amostragem após início da chuva. Este comportamento indica que as perdas de COT no escoamento superficial estão associadas às perdas de solo por erosão hídrica (Tabela 7). Desta forma, quando ocorre perda de solo, perde-se também material orgânico. As perdas de COT têm comportamento oposto ao observado no segundo dia após a semeadura da aveia (Figura 10), onde as perdas de COT aumentam com o tempo de amostragem após início da chuva. Possivelmente, as perdas de COT estejam relacionadas à concentração de sedimentos na enxurrada (Figura 9).

4.4.3. Fósforo no solo e no escoamento superficial

Os teores de fósforo biodisponível no solo (Pbs) foram influenciados pelos fertilizantes aplicados (Figura 58).

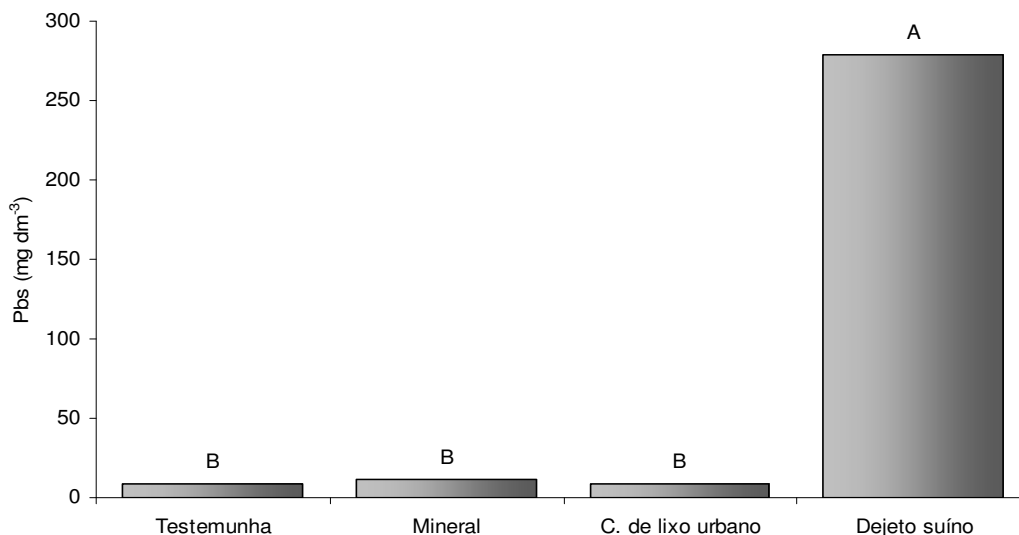


FIGURA 58. Fósforo biodisponível no solo (Pbs) observados aos 45 dias após a semeadura da cultura do milho, com adição dos fertilizantes mineral (M), composto de lixo urbano (C), dejetos suínos e testemunha (T) Cada valor é média de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra não diferem significativamente pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

O fertilizante dejeito suíno proporcionou o maior teor de Pbs, comparativamente aos fertilizantes mineral, composto de lixo e testemunha.

Possivelmente, a quantidade de Pbs adicionada pelos fertilizantes tenha sido a causa do comportamento observado. Quando a dose de dejetos suíno é calculada em função da necessidade de nitrogênio, a quantidade de fósforo adicionada chega a ser cerca de 5,0 vezes maior do que as necessidades das culturas (Tabela 3).

De acordo com Sharpley & Smith (1994), nestas condições, ocorre acúmulo das frações de fósforo biodisponível no solo e, conseqüentemente, maior suscetibilidade a perdas de fósforo biodisponível através do escoamento superficial. Não foi observado efeito dos sistemas de manejo e profundidades analisadas sobre o teor de Pbs. Possivelmente, estes efeitos devem ser manifestados com o tempo de condução do experimento.

As perdas de fósforo solúvel biodisponível (Psb) no escoamento superficial foram influenciadas pelo conteúdo de Psb no solo. Na Figura 59 são apresentadas às perdas de Psb no escoamento superficial, onde se verifica que apenas o fertilizante dejetos suíno perdeu mais Psb do que os demais fertilizantes avaliados. Isto foi conseqüência das doses cumulativas de fósforo adicionadas pelo fertilizante dejetos suíno. Além disso, os resultados obtidos indicam que em situações onde ocorre acúmulo de fósforo no solo aumenta a disponibilidade do nutriente no solo e as perdas de Psb no escoamento superficial aumentam significativamente.

Em geral, os valores médios de fósforo solúvel biodisponível (Psb) perdido através do escoamento superficial, observados aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho, foram menores do que os observados no escoamento superficial logo após a semeadura da aveia e do milho. Este comportamento foi atribuído ao baixo conteúdo de umidade do solo antecedente ao teste com chuva simulada aos 47 dias após a semeadura do milho (Figura 6). A umidade do solo pode influenciar na cinética de adsorção/solubilização do fósforo no solo e no escoamento superficial (Sharpley, 1981). Isto pode ser mais bem entendido se comparados os valores de perdas de Psb obtidos nas diferentes épocas de realização dos testes com chuva simulada.

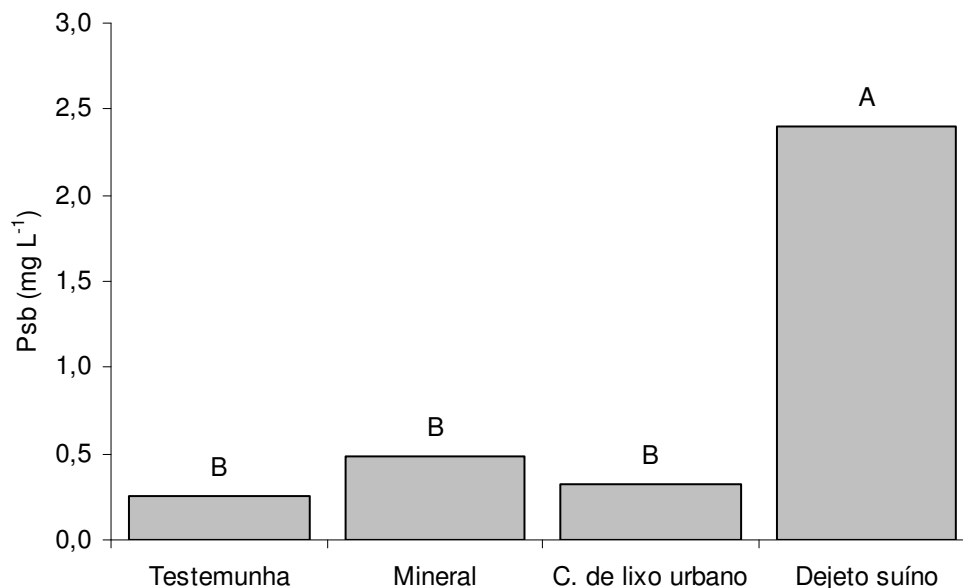


FIGURA 59. Fósforo solúvel biodisponível (Psb) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho em diferentes fertilizantes sob início de chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 40 observações. Médias seguidas de mesma letra não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

As perdas de Ppb são apresentadas na Tabela 12, onde se verifica a interação entre os fatores sistemas de manejo, fertilizantes e tempo de amostragem após início da chuva. De maneira geral, as perdas de Ppb não foram tão expressivas como as observadas nos testes anteriores, realizados na semeadura da aveia e do milho.

No sistema de manejo sem preparo do solo, na segunda amostragem realizada após início da chuva, o fertilizante mineral e o composto de lixo urbano apresentaram aumento significativo nas perdas de Ppb se comparados aos valores obtidos na primeira amostragem após início da chuva. No fertilizante dejeito suíno as perdas de Ppb também apresentam incrementos significativos logo após início do escoamento. Estes resultados indicam que, no sistema de manejo sem preparo do solo, as perdas de Ppb ocorrem imediatamente após o início do escoamento e provavelmente estão relacionadas ao transporte de partículas que se encontram desagregadas da matriz do solo, sendo facilmente transportadas através do escoamento superficial.

TABELA 12. Fósforo particulado biodisponível (Ppb, em mg L⁻¹) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho em diferentes sistemas de manejo do solo e fontes de nutrientes, sob chuvas simuladas com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro repetições.

Tempo (horas)	Fertilizantes utilizados															
	Testemunha			Mineral			C. de lixo urbano			Dejetos suínos						
----- Sistema de manejo com preparo do solo -----																
0,15	0,06	AB ^{1/}	a ^{2/}	a ^{3/}	0,10	A	a	a	0,00	B	a	a	0,00	B	a	a
0,30	0,04	AB	b	a	0,06	A	ab	b	0,36	AB	a	a	0,00	B	b	a
0,45	0,19	A	a	a	0,22	A	a	a	0,68	AB	a	a	0,96	AB	a	a
0,60	0,08	AB	a	a	0,21	A	a	a	0,82	A	a	a	0,95	AB	a	a
0,75	0,03	B	c	a	0,20	A	bc	a	0,57	AB	b	a	1,15	A	a	a
----- Sistema de manejo sem preparo do solo -----																
0,15	0,03	A	a	a	0,01	B	a	a	0,01	B	a	a	0,00	C	a	a
0,30	0,05	A	b	a	0,44	A	a	a	0,30	A	ab	a	0,00	C	b	a
0,45	0,02	A	a	b	0,18	AB	a	a	0,12	AB	a	b	0,00	C	a	a
0,60	0,10	A	a	a	0,24	AB	a	a	0,26	A	a	a	0,12	B	a	a
0,75	0,02	A	a	a	0,21	AB	a	a	0,12	AB	a	b	1,57	A	a	a

^{1/} Em cada sistema de manejo, médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferem significativamente pelo teste de Tukey.

^{2/} Médias seguidas de mesma letra na linha não diferem significativamente pelo teste de Tukey (P < 0,05).

^{3/} Em cada tempo, médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente pelo teste de Tukey (P < 0,05).

Embora os fertilizantes analisados não tenham apresentado diferenças significativas em todos os tempos de amostragem, no sistema de manejo com preparo convencional do solo, os fertilizantes composto de lixo urbano e dejetos suínos apresentaram tendência a maiores perdas de Ppb em relação ao fertilizante mineral e testemunha.

Além disso, em algumas observações, verifica-se que o sistema de manejo com preparo convencional apresentou maiores perdas de Ppb do que o sistema de manejo sem preparo do solo, o que está relacionada às diferentes taxas de descarga de sedimentos, que resultaram em maiores de perdas de solo no sistema de manejo com preparo convencional do solo (Tabela 7).

Nas perdas de fósforo total não houveram diferenças significativas entre os tratamentos aplicados, mas algumas tendências devem ser consideradas, principalmente pela magnitude com que estas perdas se manifestam (Figura 60). A quantidade de Pt perdido por escoamento superficial demonstra a importância da fração de fósforo residual, retido na estrutura de partículas transportadas e sedimentos orgânicos, indicando que esta fração deve ser considerada em estudos relacionados ao potencial que áreas agrícolas (fontes difusas) têm na contaminação e poluição dos recursos hídricos, pois esta fração representa a quantidade de fósforo que realmente está sendo perdido através do escoamento superficial. Deve-se considerar que o fósforo residual presente nos sedimentos pode tornar-se disponível ao ecossistema aquático quando houver condições que favoreçam a oxiredução, principalmente na ausência de oxigênio, o que favorece os processos de redução.

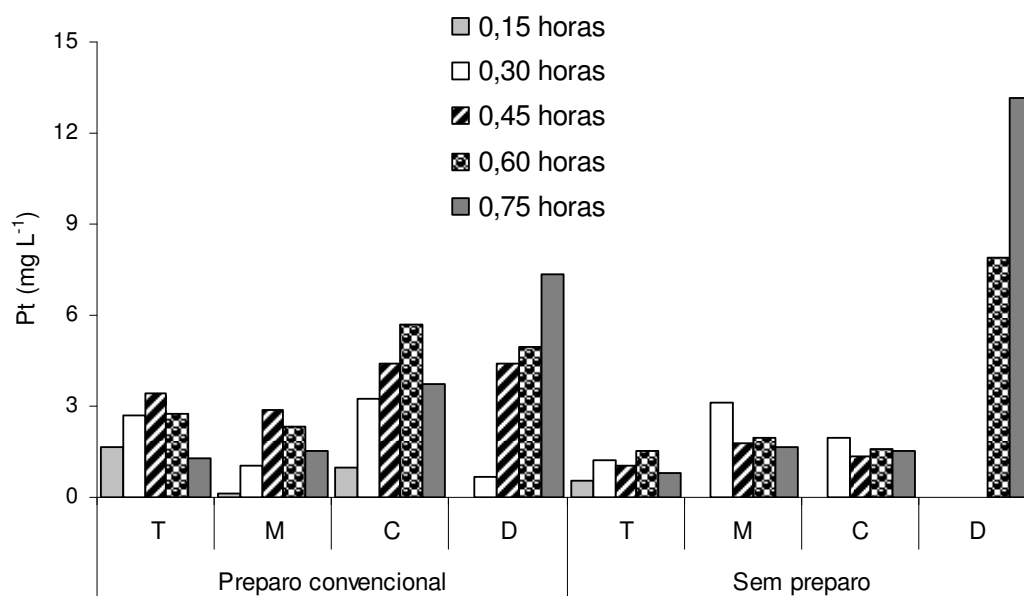


FIGURA 60. Fósforo total (Pt) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho em diferentes sistemas de manejo com adição de fertilizante mineral (M), composto de lixo urbano (C), dejetos suínos e testemunha (T) em diferentes tempos de amostragem após início de chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro observações. Sem diferença estatística entre os tratamentos.

Verificou-se uma tendência de aumento das perdas totais de fósforo no sistema de manejo com preparo convencional do solo em relação ao

sistema de manejo sem preparo do solo. Este comportamento está relacionado à fração de fósforo sorvido às partículas de solo e também à contribuição de compostos orgânicos. Em geral, a fração de fósforo residual proporcionou aumentos consideráveis na soma de todos os compartimentos de fósforo considerados neste estudo. Isto indica que o potencial poluente de fontes pontuais pode ser subestimado se considerado apenas as forma biodisponíveis de fósforo no escoamento superficial.

4.4.4. Potássio no solo e no escoamento superficial

Na concentração de potássio biodisponível do solo (K_{bs}) não foi observado efeito de sistema de manejo e fertilizantes testados. Possivelmente, as chuvas simuladas aplicadas e as chuvas naturais que ocorreram entre os testes proporcionaram nivelamento na concentração de K_{bs} no solo. Isto pode estar relacionado à solubilidade do potássio, comprovada através das perdas que ocorreram através do escoamento superficial em testes anteriores.

No escoamento superficial, aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho, as perdas de K_{sb} apresentam comportamento diferenciado entre os fertilizantes testados (Figura 61). O fertilizante dejetos suíno apresentou comportamento diferenciado do fertilizante mineral, composto de lixo urbano e testemunha. As perdas de K_{sb} observadas no fertilizante dejetos de suíno apresentaram comportamento exponencial e aumento significativo no final da chuva. Possivelmente, isto tenha sido influenciado pelas melhorias na estrutura do solo, proporcionada pelo fertilizante dejetos suíno.

Nos fertilizantes mineral, composto de lixo e testemunha, as perdas de K_{sb} iniciam após 0,3 horas foram significativamente maiores do que as observadas no início da chuva. Já no fertilizante dejetos suíno, o efeito das taxas de enxurrada (Figura 9) sobre as perdas de nutrientes manifestou-se após 0,45 h, sendo as concentrações de K_{sb} observadas na última amostragem, realizada a 0,75 h, significativamente maior do que as concentrações anteriores. O retardamento das perdas de K_{sb} observado no fertilizante dejetos de suínos pode ter ocorrido em função do maior desenvolvimento das plantas de milho, observado visualmente, que proporcionaram maior proteção do solo, retardando o início do escoamento.

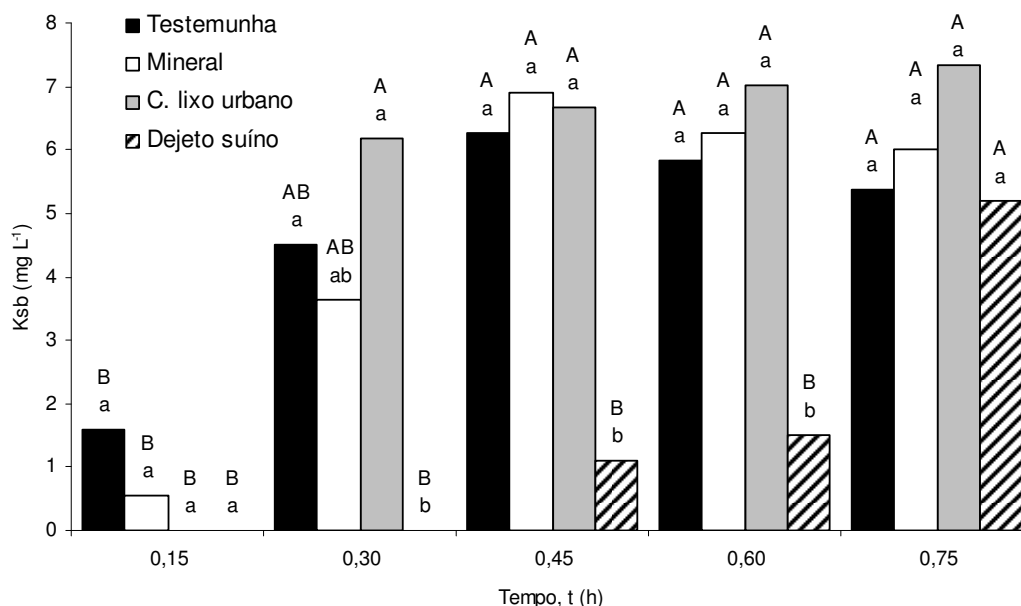


FIGURA 61. Potássio solúvel biodisponível (Ksb) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho em diferentes fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é média de oito observações. Média de oito observações, seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de fertilizante e minúscula - dentro de tempo) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

As perdas de Kpb apresentaram interação entre sistemas de manejo e tempo de amostragem e o comportamento destas perdas está relacionado com a concentração de sedimentos no escoamento superficial (Figura 62).

No sistema de manejo com preparo convencional do solo, as perdas de Kpb apresentam aumento até 0,45 h após início da chuva e depois tendência a diminuir com o tempo. No sistema de manejo sem preparo do solo, a partir de 0,30 h, as perdas de Kpb não diferem. Isso demonstra que em ambos os sistemas analisados, as perdas de Kpb foram fortemente influenciadas pela descarga de sedimentos.

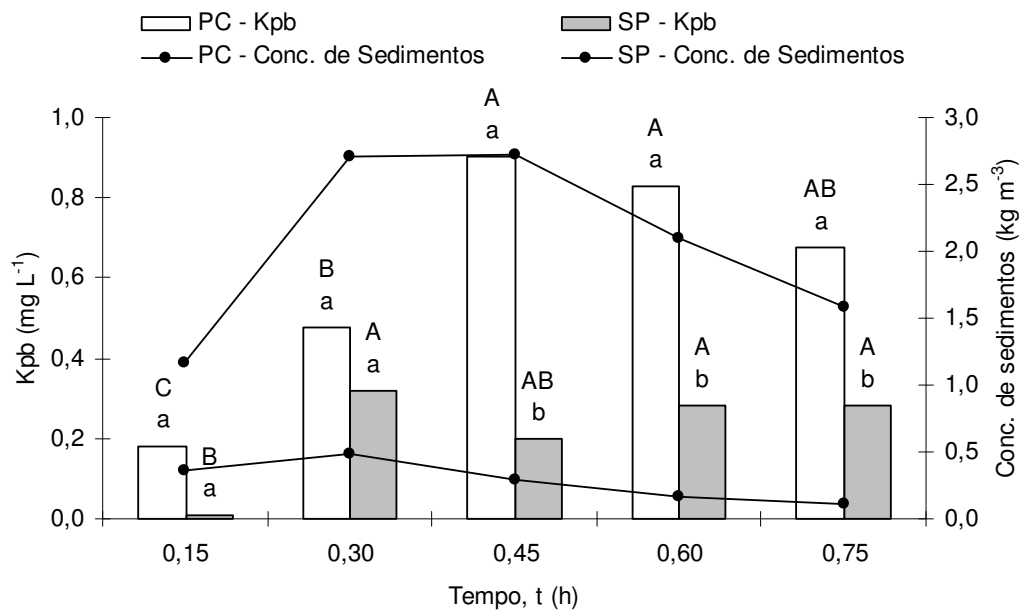


FIGURA 62. Concentração de sedimentos e Potássio particulado biodisponível (Kpb) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho nos sistemas de manejo com preparo convencional (PC) e sem preparo do solo (SP), sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de preparo e minúscula - dentro de tempo) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

A relação entre as perdas de Kpb e a concentração de sedimentos no escoamento superficial é um indicativo da importância que tem a análise de Kpb no monitoramento de perdas através do escoamento superficial. A análise de Kpb mostrou boa sensibilidade entre os sistemas analisados. Isto provavelmente está relacionado à cinética do potássio no escoamento superficial.

As perdas de Kt também apresentaram interação significativa entre sistemas de manejo e tempo de amostragem (Figura 63). A medida que aumenta a concentração de sedimentos no escoamento superficial, aumentam também as perdas de Kt. Este comportamento foi semelhante ao observado nas perdas de Kpb e demonstra a influência da concentração de sedimentos no escoamento superficial.

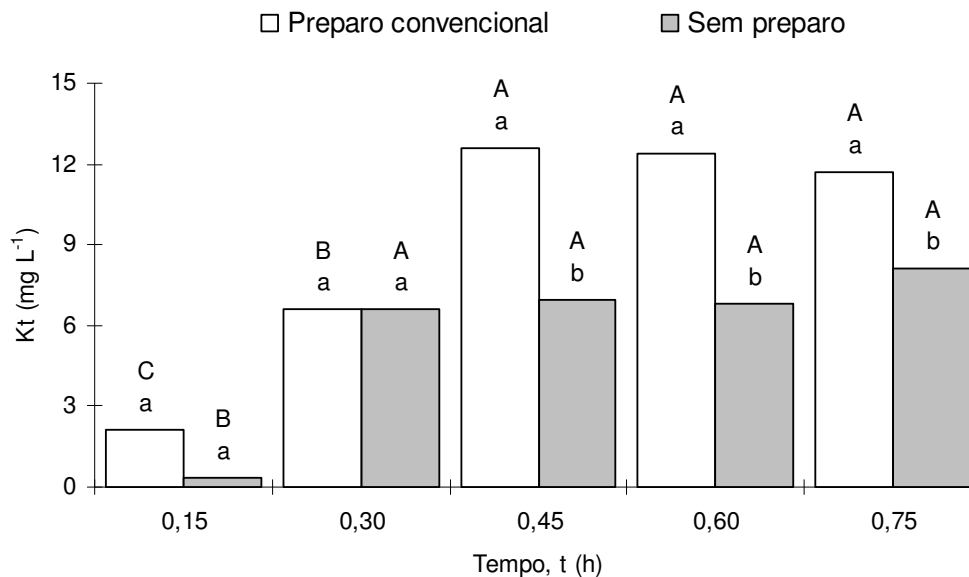


FIGURA 63. Potássio total (Kt) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho em diferentes sistemas de manejo, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de preparo e minúscula - dentro de tempo) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

O comportamento das perdas de Kt indica expressiva contribuição da fração residual, retida em partículas agregadas e de resíduos orgânicos. No sistema de manejo com preparo convencional do solo, as perdas de Kt apresentaram aumento até 0,45 h após início da chuva e depois estabilizaram. No sistema de manejo sem preparo do solo, a partir de 0,30 h, as perdas de Kt foram significativamente maiores do que observado na primeira amostragem, realizada a 0,15 h do início do escoamento (Figura 63). A partir de 0,45 h, as perdas de Kt foram significativamente maiores no sistema de manejo com preparo do solo do que sem preparo do solo, demonstrando a influência das taxas de descarga de sedimentos sobre a perda de Kt no escoamento superficial.

4.4.5. Cálcio biodisponível no solo e no escoamento superficial

Nos teores de cálcio biodisponível no solo (Cabs) foram observados efeitos de fertilizantes e da interação existente entre os sistemas de manejo e profundidades avaliadas (Figura 64 e 65).

No sistema de manejo sem preparo de solo, o teor de Cabs foi significativamente maior na profundidade de 0 a 5 cm do que na profundidade de 5 a 10 cm (Figura 64). Isto pode ter ocorrido em função do incremento no conteúdo de COT (Figura 53) devido à adição de compostos orgânicos em superfície, pois segundo Silva et al. (2004), a matéria orgânica do solo é a principal responsável pelo aumento da CTC do solo. Assim, o incremento no conteúdo de COT nos primeiros centímetros de profundidade observado no sistema de manejo sem preparo do solo pode ter sido responsável pelo aumento no teor de Cabs.

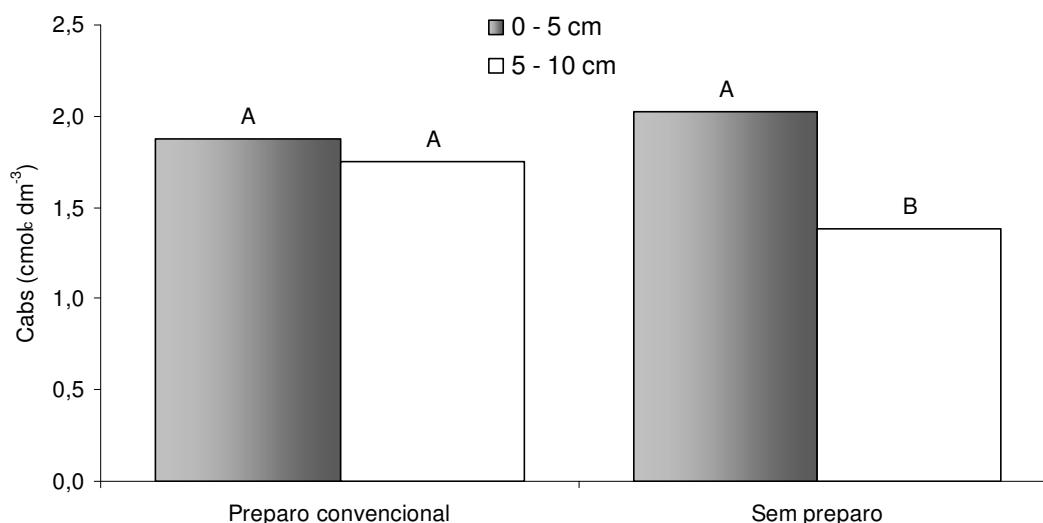


FIGURA 64. Cálcio biodisponível no solo (Cabs) observado aos 45 dias após a semeadura da cultura do milho, em diferentes sistemas de manejo solo. Cada valor é a média de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra não diferem significativamente pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

O fertilizante dejetos suíno proporcionou incremento no teor de Cabs se comparado ao fertilizante mineral e testemunha, mas não diferiu do fertilizante composto de lixo urbano (Figura 65). Os incrementos nos teores de Cabs devem-se à adição de resíduos existentes no fertilizante dejetos suíno e composto de lixo urbano. Entretanto, este comportamento não era esperado, pois no fertilizante composto de lixo, as doses adicionadas foram cerca de três vezes a dose adicionada pelo dejetos suíno (Tabela 3).

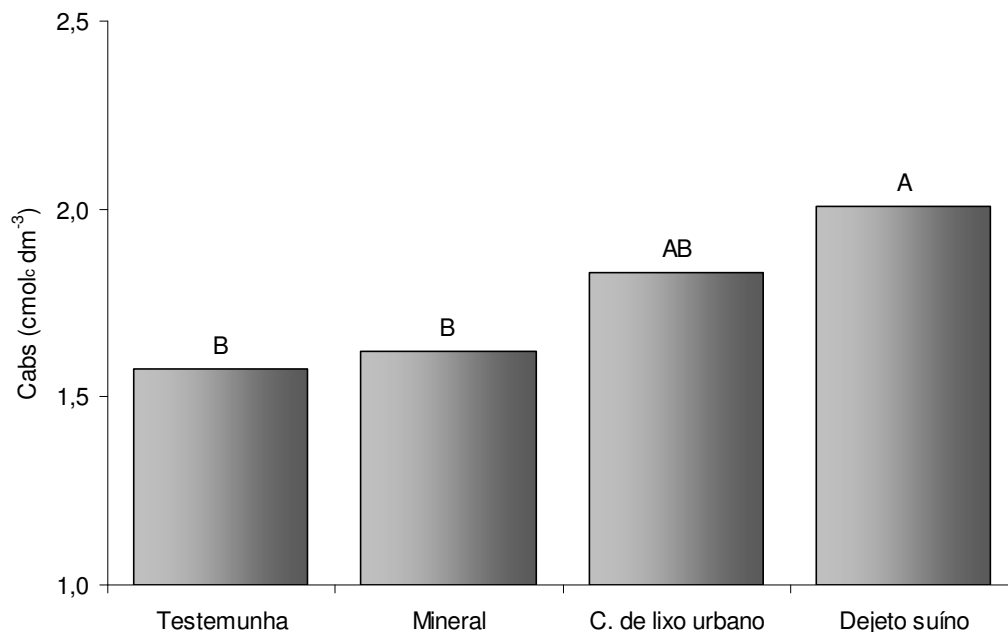


FIGURA 65. Cálcio biodisponível no solo (Cabs) observado aos 45 dias após a semeadura da cultura do milho com diferentes fontes de nutrientes. Média de 16 observações, seguidas de mesma letra não diferem significativamente (Tukey, $P > 0,05$).

As perdas de Casb no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho são apresentadas na Figura 66, onde se verifica a interação existente entre os fatores fertilizante e tempo de amostragem após início da chuva. De uma maneira geral, as perdas de Casb apresentam tendência de aumento pelo uso de fertilizantes que adicionam cálcio ao solo, como o composto de lixo urbano e dejeito suíno (Figura 65).

Como as taxas de enxurrada não apresentaram tendência à estabilidade com uma hora de duração dos testes com chuva simulada (Figura 9), foi difícil prever o comportamento das perdas de Casb para a maioria dos fertilizantes testados. Isto pode ser comprovado através das perdas de Casb do fertilizante dejeito suíno, que apresentaram comportamento aparentemente exponencial com o tempo de amostragem (Figura 66). Isto pode ser um indicativo de que a solubilidade dos nutrientes no solo estaria sendo influenciada pelo aumento no conteúdo de umidade do solo e do tempo de chuva simulada aplicada.

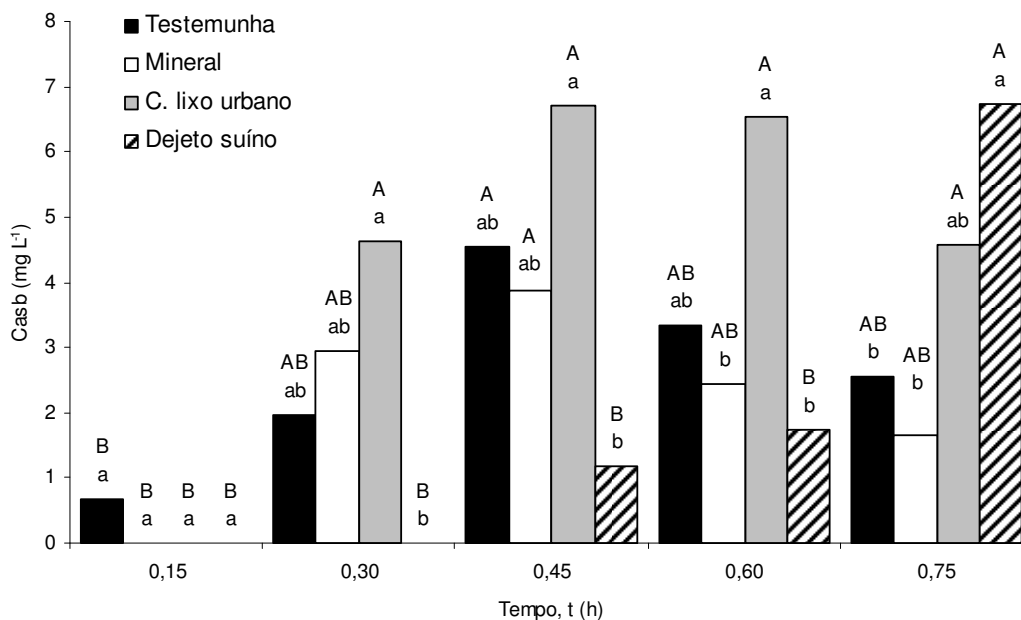


FIGURA 66. Cálcio solúvel biodisponível (Casb) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a sementeira da cultura do milho em diferentes fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de fertilizante e minúscula - dentro de tempo) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

Embora o sistema de manejo sem preparo do solo tenha proporcionado incremento no conteúdo de cálcio na camada superficial do solo (0 a 5 cm) (Figura 64), na interação existente entre sistemas de manejo e fertilizantes utilizados ficou evidente o efeito do sistema de manejo com preparo convencional do solo sobre as perdas de Capb no escoamento superficial (Figura 67). O revolvimento do solo causa fragmentação dos agregados, aumentando a área superficial específica das partículas do solo, aumentando assim a interação entre o cálcio e as partículas de solo, favorecendo a adsorção e conseqüentemente, as perdas de Capb por escoamento superficial, se comparado ao sistema de manejo sem preparo do solo.

No sistema de manejo com preparo convencional do solo, o fertilizante composto de lixo urbano apresentou maior perda de Capb se comparado aos fertilizantes mineral, dejeito suíno e testemunha. Isso ocorre devido à interação entre o cálcio e as partículas de solo, pois o fertilizante composto de lixo urbano apresenta altas concentrações de cálcio, o que foi

comprovado pela análise química do composto (Tabela 3). O efeito benéfico da adição de composto de lixo urbano ao solo, reduzindo a acidez do solo (Figura 53) e aumentando os níveis de matéria orgânica do solo já são bastante conhecidos (Kray, 2004). Entretanto, a adição contínua de composto de lixo urbano pode proporcionar perdas de Capb através do escoamento superficial. Os fertilizantes mineral, dejetos suínos e testemunha não apresentaram diferenças nas perdas de Capb.

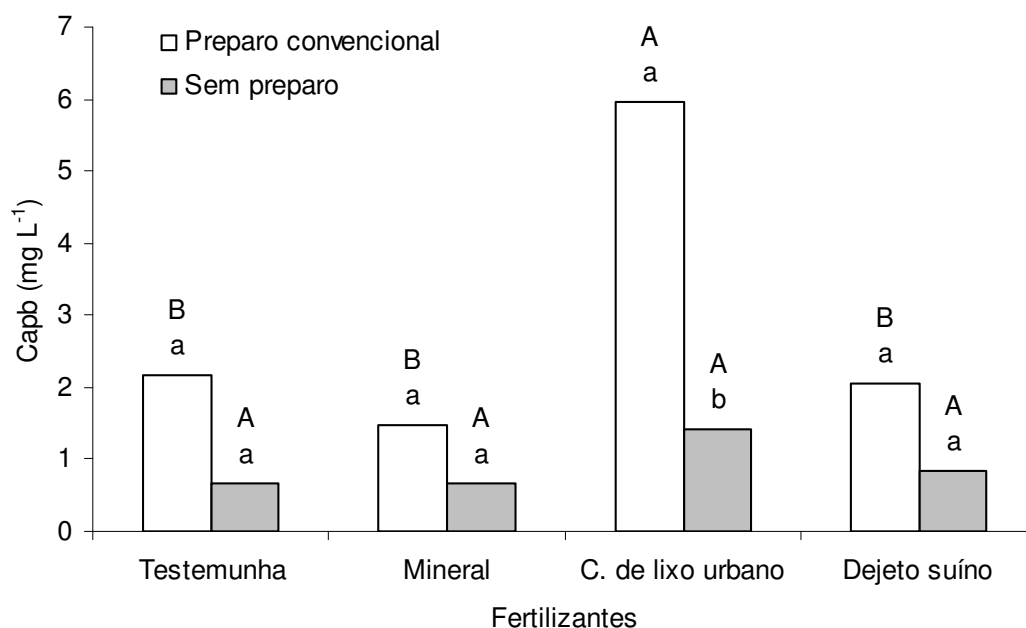


FIGURA 67. Cálcio particulado biodisponível (Capb) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho em diferentes sistemas de manejo e fertilizantes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 20 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de preparo e minúscula - dentro de fertilizante) não diferem (Tukey, P > 0,05).

No sistema de manejo sem preparo do solo os tipos de fertilizantes não apresentaram diferenças significativas em relação às perdas de Capb. Esperava-se que a adição dos fertilizantes aumentasse a concentração e as perdas através do escoamento superficial.

Com o fertilizante composto de lixo urbano as perdas de Capb no escoamento superficial foram influenciadas pelo sistema de manejo (Figura

67). No sistema de manejo com preparo convencional as perdas de Capb foram maiores do que no sistema de manejo sem preparo do solo. Isso sugere que, em épocas em que ocorrem reduzidas perdas de solo e água através do escoamento superficial, elementos como o cálcio pode ser usado para detectar a suscetibilidade dos sistemas a perdas através do escoamento superficial, tendo em vista a relação que o Capb apresentou com a concentração de sedimentos no escoamento superficial.

Na interação entre sistemas de manejo e tempo de amostragem também ficou evidente a semelhança entre as perdas de Capb e a concentração de sedimentos no escoamento superficial (Figura 68), comportamento já observado nas perdas de Kpb.

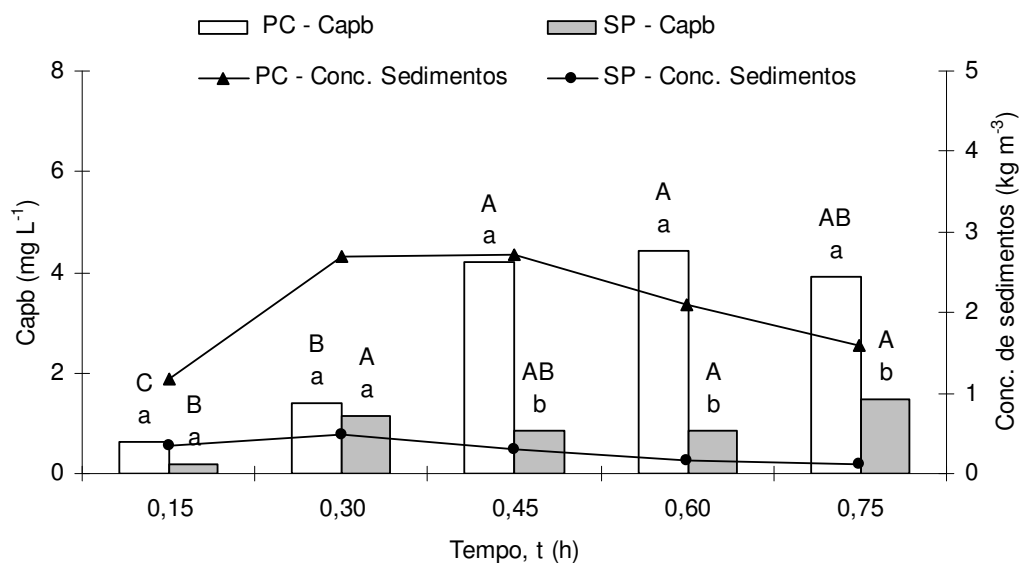


FIGURA 68. Concentração de sedimentos e Cálcio particulado biodisponível (Capb) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho nos sistemas de manejo com preparo convencional e sem preparo do solo (SP), sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de preparo e minúscula - dentro de tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).

No sistema de manejo com preparo convencional do solo, as perdas de Capb apresentaram aumento até 0,45 h após início da chuva e depois seguiram estáveis até o final da chuva. No sistema de manejo sem preparo do

solo, a partir de 0,30 h, as perdas de Capb não diferiram. Isso demonstra que em ambos os sistemas analisados, as perdas de Capb foram fortemente influenciadas pela concentração de sedimentos na enxurrada (Figura 68), comportamento semelhante ao observado para Kpb (Figura 62).

As relações encontradas nas perdas de Kpb e Capb evidenciam a relação entre as taxas de perda de sedimentos e as perdas de cátions básicos no escoamento superficial. Além da perda de nutrientes importantes para as culturas, a perda de cátions básicos no escoamento superficial pode alterar a dinâmica do transporte de outros nutrientes no escoamento superficial, como é o caso do fósforo, por exemplo, que é altamente dependente de condições de pH e do potencial redox. Semelhante ao Kpb, o Capb também apresentou boa sensibilidade às diferenças existentes entre os sistemas analisados, indicando ser importante parâmetro a ser considerado no monitoramento da qualidade de água e poluição por fontes difusas.

As perdas de cálcio total (Cat) são apresentadas na Figura 69, onde se verifica a interação existente entre sistemas de manejo e tempo de amostragem após início da chuva. No sistema de manejo com preparo convencional do solo, as perdas de Cat foram relacionadas com a descarga de sedimentos. Isto foi associado à fragmentação dos agregados, devido às operações de preparo do solo, aumentando as perdas de solo por erosão hídrica e conseqüentemente as perdas de Cat que se encontra no interior dos sedimentos erodidos, concordando com resultados observados por Bertol et al. (2004), que observaram maiores perdas da Cat no sistema de manejo com preparo do solo.

Já no sistema de manejo sem preparo do solo, as perdas de Cat não seguem a mesma tendência observada no sistema de manejo com preparo convencional do solo e não foram associadas às perdas de sedimentos no escoamento superficial. Possivelmente, no sistema de manejo sem preparo do solo, a adição dos fertilizantes composto de lixo urbano e dejetos de suíno na superfície do solo tenha influenciado nas perdas de Cat, principalmente devido às perdas que ocorrem na forma de Casb (Figura 66), pois esta fração é incluída no somatório das perdas de Cat.

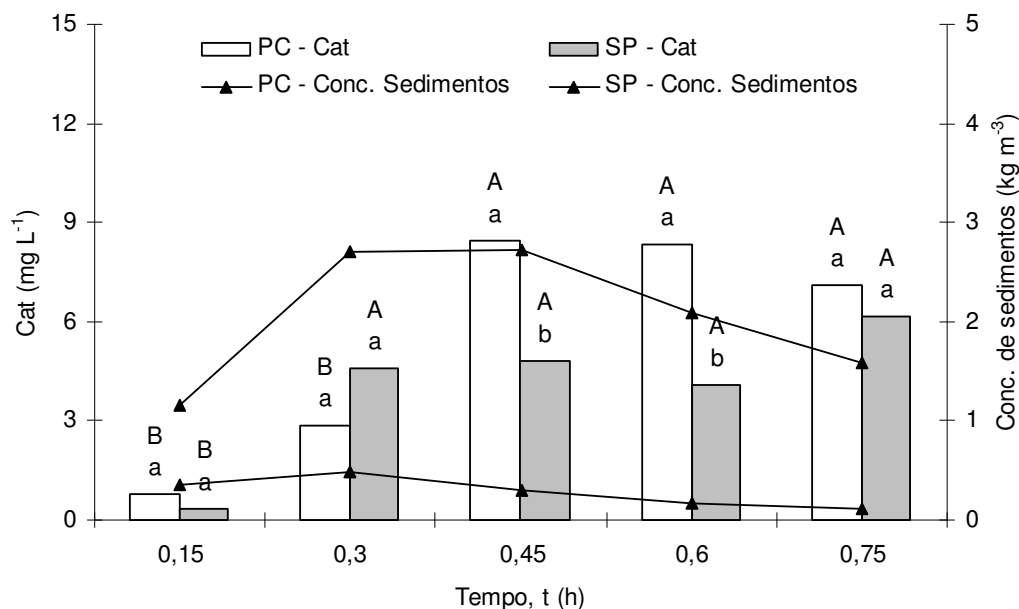


FIGURA 69. Concentração de sedimentos e Cálcio total (Cat) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho nos sistemas de manejo com preparo convencional (PC) e sem preparo do solo (SP), sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de preparo e minúscula - dentro de tempo) não diferem (Tukey, P > 0,05).

4.4.6. Magnésio no solo e no escoamento superficial

Os teores de magnésio biodisponível no solo (Mgbs) foram influenciados pelos sistemas de manejo, fertilizantes e profundidade de amostragem, conforme apresentado nas Figuras 70 e 71.

Em ambos os sistemas de manejo avaliados, os teores de Mgbs mostraram-se significativamente maiores na profundidade de 0 a 5 cm do que na profundidade de 5 a 10 cm (Figura 70). O fato de o magnésio apresentar diferenças significativas em ambas às profundidades analisadas pode ser resultado da menor adsorção específica se comparado ao cálcio e seu comportamento no solo (Figura 64). Associado a isto, os teores de Mgbs apresentam comportamento semelhante ao observado nos teores de Cabs, porém com diferenças significativas em ambas as profundidades. A semelhança de comportamento entre os teores de Cabs e Mgbs pode também estar relacionada ao conteúdo de COT (Figura 57) e de fósforo no solo (Figura 58) que aumentam a carga líquida negativa, concordando com Zhang & Zhao

(1997), que observaram aumento da carga líquida negativa da solução do solo em função da adição de fosfato.

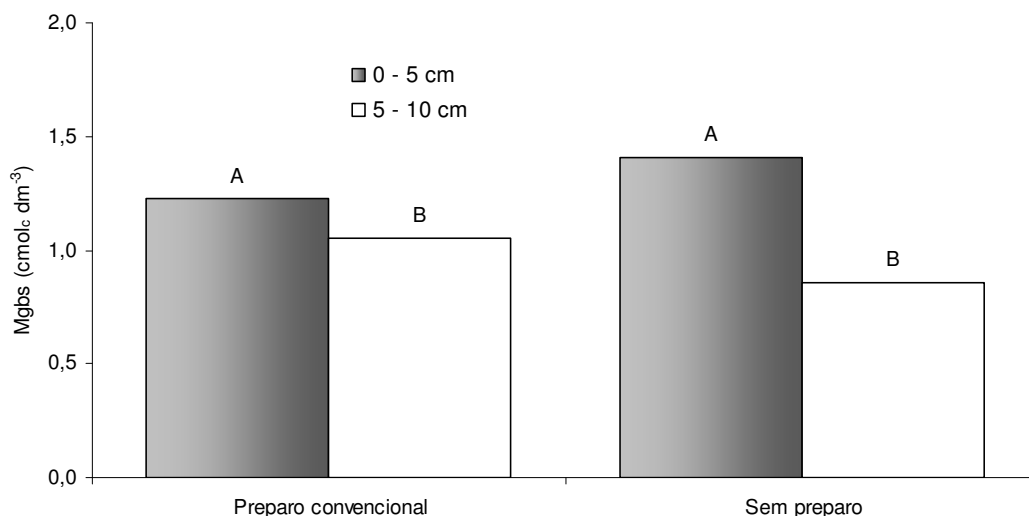


FIGURA 70. Magnésio biodisponível no solo (Mgbs) observado aos 45 dias após a semeadura da cultura do milho, em diferentes profundidades e sistemas de manejo solo. Cada valor é a média de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra não diferem significativamente pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

Na interação existente entre sistemas de manejo e fertilizantes utilizados (Figura 71), verifica-se que, em ambos os sistemas de manejo avaliados, o fertilizante dejetos suíno proporcionou incremento nos teores médios de Mgbs se comparado ao fertilizante mineral, composto de lixo urbano e testemunha. Esta interação demonstra que a análise de Mgbs apresentou boa sensibilidade na detecção dos efeitos acumulativos que o fertilizante dejetos suíno apresenta. Isto se verifica também pelos teor médio de Mgbs observado na camada de 0 a 10, que na implantação do experimento era de $1,3 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (Tabela 2) e no 45º dia após semeadura da cultura do milho foi de $1,9 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (médias do fertilizante dejetos suíno, apresentadas na Figura 71).

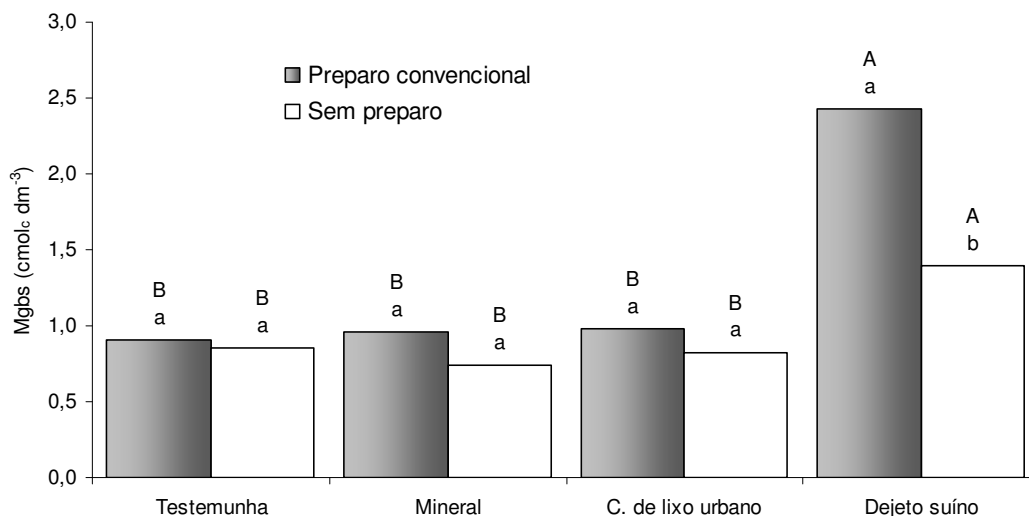


FIGURA 71. Magnésio biodisponível no solo (Mgbs) observado aos 45 dias dia após a semeadura da cultura do milho, em diferentes sistemas de manejo e fontes de nutrientes. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra não diferem significativamente pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

No escoamento superficial, as perdas de Mgsb apresentam-se menores no teste realizado no 47º dia após semeadura da cultura do milho (Figura 72) em comparação ao comportamento observado nos testes anteriores, realizados na semeadura das culturas da aveia (Figuras 19 e 20) e do milho (Figuras 43 e 44). Na interação entre os fatores fertilizante e tempo de amostragem após início da chuva, verifica-se que o fertilizante dejeito suíno foi o único que apresentou comportamento diferenciado e isso só ocorre na última amostragem, realizada a 0,75 h do início da chuva.

No fertilizante dejeito suíno, o comportamento das perdas de Mgsb indica uma possível relação com as taxas de enxurrada que não apresentaram tendência à estabilidade, mesmo após uma hora de chuva com intensidade de 120 mm h^{-1} (Figura 9).

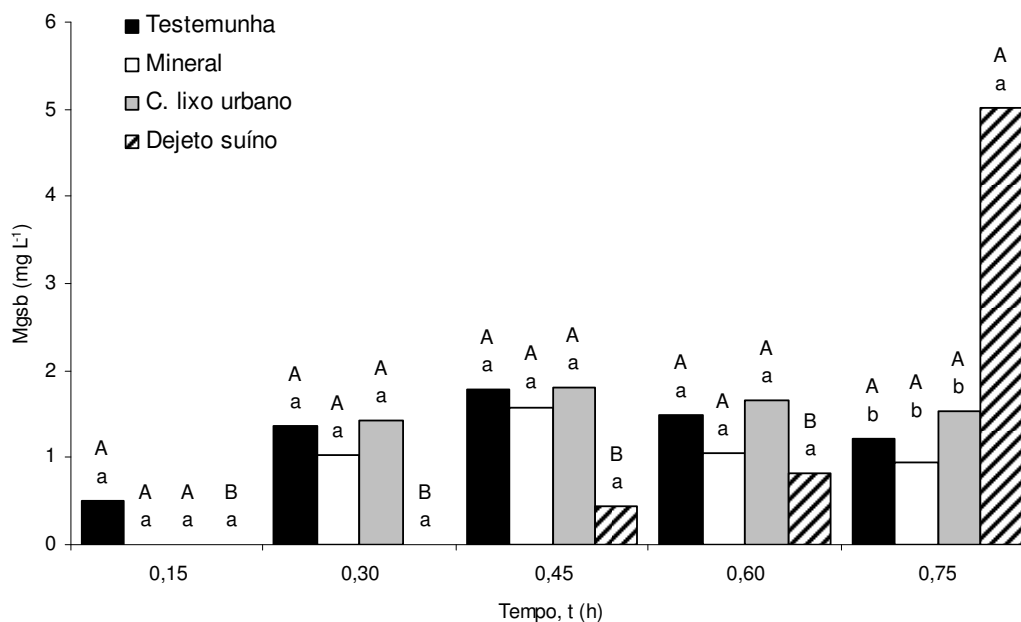


FIGURA 72. Magnésio solúvel biodisponível (Mgsb) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho em diferentes fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de fertilizante e minúscula - dentro de tempo) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

As perdas de Mg particulado biodisponível também apresentaram interação entre sistemas de manejo e tempo de amostragem após início da chuva (Figura 73). Além disso, o comportamento das perdas de Mgsb foi semelhante ao observado nas perdas de Kpb (Figura 62) e Capb (Figura 68).

Como já comentado para Kpb e Capb, as perdas de Mgsb em ambos os sistemas de manejo também foram influenciadas pela concentração de sedimentos na enxurrada. O comportamento observado nas perdas de Mgsb evidencia ainda mais a importância do estudo das perdas de nutrientes em compartimentos.

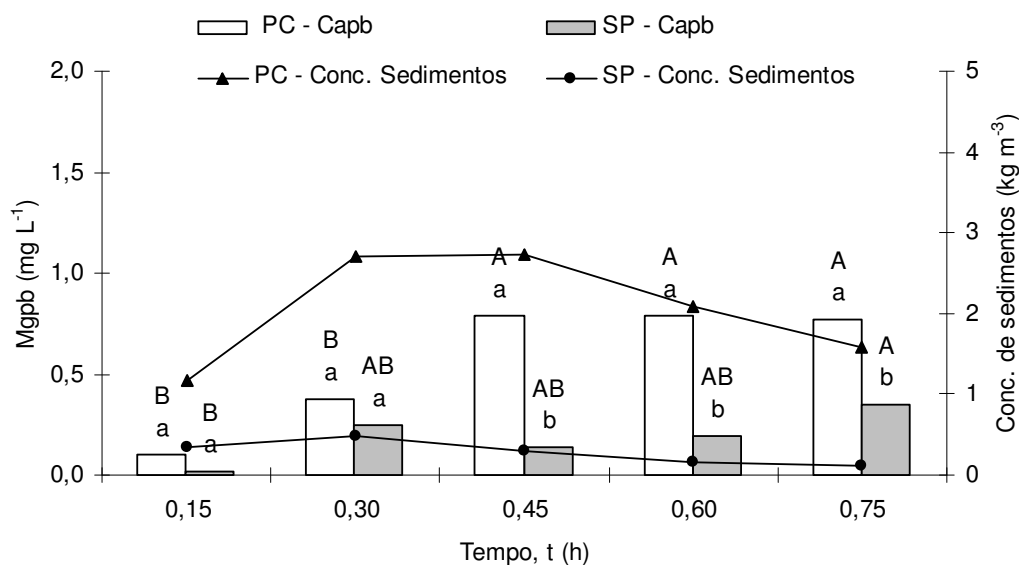


FIGURA 73. Concentração de sedimentos e Magnésio particulado biodisponível (Mgpb) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho nos sistemas de manejo com preparo convencional (PC) e sem preparo do solo (SP), sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de preparo e minúscula - dentro de tempo) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

Conforme apresentado na Figura 62, 68 e 73, os cátions básicos potássio, cálcio e magnésio apresentam comportamento semelhante no que se refere à perda através do escoamento superficial. Em ambos os casos, os cátions básicos apresentam relação com a descarga de sedimentos. Esta semelhança, que foi muito bem detectada sob condições de baixa umidade antecedente à chuva simulada, proporcionou baixas vazões e, possivelmente, foi responsável pela menor dissolução dos nutrientes do solo. Estes cátions têm influência na dinâmica do transporte de nutrientes por escoamento superficial, alteram a condutividade elétrica e também o transporte de ânions no escoamento superficial. Isto é um indicativo da importância do estudo destes cátions na predição da dinâmica do transporte de nutrientes no escoamento superficial. Como já mencionado, cálcio, potássio e magnésio desempenham papel fundamental no transporte de outros nutrientes através do escoamento superficial, como é o caso do fósforo, que tem sua dinâmica afetada pelo pH e potencial redox do meio.

As perdas de Mg total (Mgt) foram influenciadas pelo tipo de fertilizante utilizado, conforme pode ser visualizado através da interação existente entre fertilizante e tempo de amostragem após início da chuva (Figura 74).

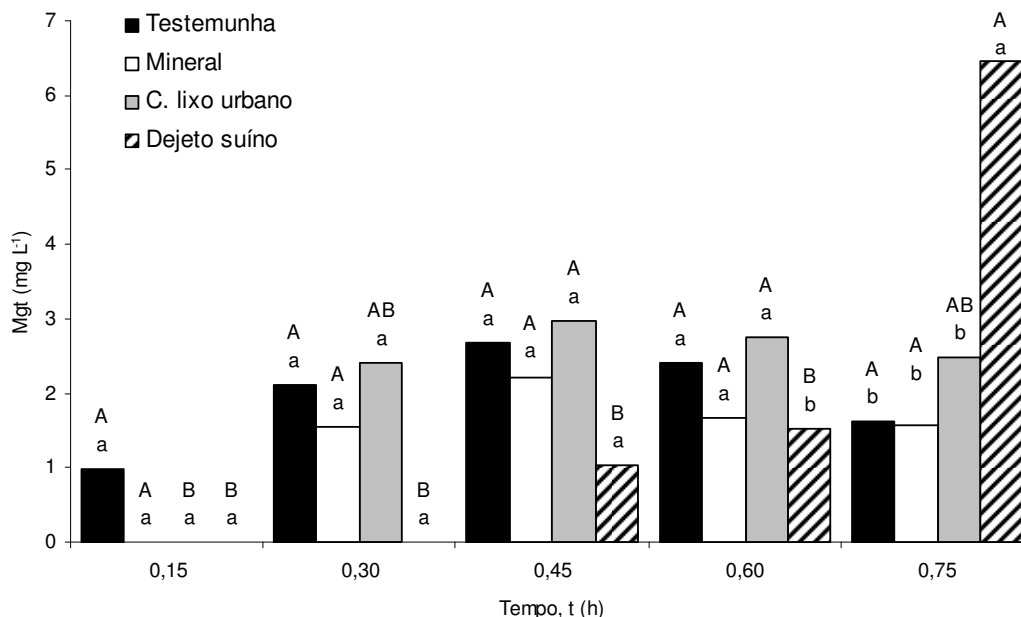


FIGURA 74. Magnésio total (Mgt) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho em diferentes fontes de nutrientes, sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h^{-1} e duração de uma hora. Cada valor é a média de oito observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de fertilizante e minúscula - dentro de tempo) não diferem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

Nas perdas de Mgt, os fertilizantes mineral e composto de lixo urbano seguem comportamento semelhante ao da testemunha. Já o fertilizante dejeito suíno apresentou maior perda de Mgt a 0,75 h do início do escoamento, em comparação as amostragens em tempos anteriores. O fertilizante dejeito suíno também apresentou maior perda de Mgt a 0,75 h do início do escoamento em relação aos fertilizantes mineral, composto de lixo urbano e testemunha. É possível que isto tenha sido influenciado pelas taxas de enxurrada (Figura 9), que no fertilizante dejeito suíno, concentraram-se após 0,45 h do início da chuva.

4.4.7. Perdas de ferro total no escoamento superficial

Na Figura 75 são apresentadas as perdas de ferro total no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura do milho. A interação entre sistemas de manejo e tempo de amostragem após início da chuva mostra o efeito dos sistemas de manejo sobre as perdas de Fet no escoamento superficial. O sistema de manejo com preparo convencional proporcionou maiores perdas de Fet, se comparado ao sistema de manejo sem preparo do solo (Figura 75). No sistema de manejo com preparo convencional a maior concentração Fet no escoamento superficial é atribuída a maior concentração de sedimentos na enxurrada, que ocorre em função do rompimento dos agregados do solo pelas operações de preparo. Além disso, as características hidráulicas do escoamento superficial no sistema de manejo com preparo do solo (Tabela 4) proporcionam maior capacidade de transporte e seletividade das partículas de solo.

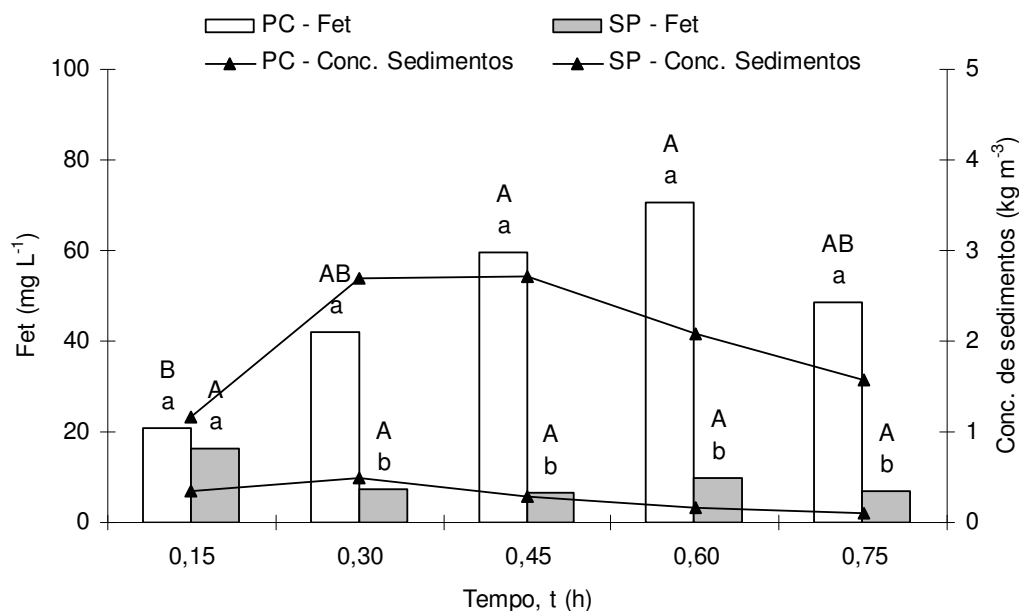


FIGURA 75. Concentração de sedimentos e Ferro total (Fet) observado no escoamento superficial aos 47 dias após a semeadura da cultura do milho nos sistemas de manejo com preparo convencional (PC) e sem preparo do solo (SP), sob chuva simulada com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de 16 observações. Médias seguidas de mesma letra (maiúscula - dentro de preparo e minúscula - dentro de tempo) não diferem pelo teste de Tukey (P < 0,05).

No sistema de manejo sem preparo do solo, como a concentração de sedimentos na enxurrada é menor, as perdas de Fet também foram menores se comparado ao sistema de manejo com preparo convencional do solo. As perdas de Fet estão relacionadas à perda de minerais do solo, que contém óxidos de ferro, que são mais elevadas quanto mais solo for perdido por erosão.

5. CONCLUSÕES

Tanto no sistema de manejo com preparo do solo como no sistema de manejo sem preparo do solo o escoamento superficial foi classificado como laminar subcrítico. A presença de resíduos sobre a superfície do solo reduz a velocidade do escoamento, aumenta a altura da lâmina de água e a tensão cisalhante do escoamento superficial. Somente a presença de resíduos não reduz as perdas de água por erosão.

Em condições de solo com umidade próximo à saturação as perdas de água por erosão são maiores no sistema de manejo sem preparo do que no sistema com preparo convencional do solo.

Solo com umidade próxima à saturação favorece a dissolução e as perdas de nutrientes por escoamento superficial.

Os fertilizantes dejetos de suínos e composto de lixo urbano apresentaram maiores concentrações de nutrientes no escoamento superficial, comparados ao mineral e testemunha.

O fertilizante dejetos de suínos proporcionou incrementos significativos no conteúdo de nutrientes no solo, principalmente sobre os teores de fósforo biodisponível.

O fertilizante dejetos de suínos proporciona perdas de fósforo biodisponível (solúvel e particulado) através do escoamento maiores que a testemunha, adubação mineral e composto de lixo urbano. Estas perdas são ainda maiores quando o fertilizante dejetos de suínos é aplicado na superfície do solo, sem incorporação.

O acúmulo de nutrientes no solo devido ao uso contínuo dos fertilizantes composto de lixo urbano e dejetos suíno é maior no sistema de manejo sem preparo do que com preparo convencional do solo.

Quando maior a concentração de sedimentos no escoamento superficial, maiores as perdas de nutrientes particulados biodisponíveis, (adsorvidos às partículas).

As altas concentrações de fósforo no escoamento superficial provenientes dos fertilizantes composto de lixo urbano e dejetos de suíno aumentam os riscos de eutrofização de ecossistemas aquáticos.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMER, F.; BOULDIN, D. R.; BLACK, C. A. et al. Characterization of soil phosphorus by anion exchange resin adsorption and P32 equilibration. **Plant and Soil**, Massachusetts, v.6, p.391-408, 1955.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 20^aed. Washington, 1995.

BARBER, S.A. Soil phosphorus after 25 years of cropping with five rates of phosphorus application. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.10, p.1459–1468. 1979.

BASTA, N. T.; HUHNKE R. L.; STIEGLER J. H. 1997. Atrazine runoff from conservation tillage systems: A simulated rainfall study. **Journal of Soil and Water Conservation**, Madison, v.52, p.44-48, 1997.

BENVENUTO, C. Técnicas de remediação de aterros e lixões. In: CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 13., Águas de Lindóia, 1996. **Anais...** Água de Lindóia. Comissão de Poluição do Solo e Qualidade do Ambiente. (CD-ROM)

BERTOL, I. Relações da erosão hídrica com os métodos de preparo do solo, na ausência e presença de cobertura vegetal por resíduo cultural de trigo. 1986. 158 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1986.

BERTOL, I., et al. Nutrient losses by water erosion. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.60, n.3, p. 581-586, Jul./Sept. 2003.

BERTOL, I., et al. Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um inceptisol sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.28, p.485-494, 2004.

BEVACQUA, R.F.; MELANO, V.J. Cumulative effects of sludge compost on crop yields and soil properties. **Communication in Soil Science Plant Analysis**, New York, v.25, n.3-4, p.395-406, 1994.

BLAKE, G. R. Bulk density. In: BLAKE, C. A *et al.* (Eds.). **Methods of soil analysis**. Madison: American Society of Agronomy, 1965. p.374–390.

BRAIDA, J. A.; CASSOL, E. A. Relações de erosão em entressulcos com o tipo e a quantidade de resíduo vegetal na superfície do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, p.711-721, 1999.

CANET, R.; POMARES, F.; TARAZONA, F. Chemical extractability and availability of heavy metals after seven years application of organic wastes to a citrus soil. **Soil Use and Management**, Aberdeen, v.13, p.117-121, 1997.

CANTALICE, J. R. B.; CASSOL, E. A.: Hidráulica do escoamento e desagregação do solo na erosão em entressulcos na presença de resíduos vegetais. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 14., 2002, Cuiabá. **Anais...** Cuiabá - MT: SBCS/UFMT, 2002. CD-ROM.

CARBALLO, A. M. C. **Atributos químicos do solo afetados por métodos de preparo e sistemas de culturas**. 2004, 83 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

CARIGNAN, R.; KALFF, J. Phosphorus sources for aquatic weeds: Water or sediments? **Science**, v. 207, p. 987-989. 1980.

CASSOL, E. A. & GUERRA, M. Calibração do primeiro aparelho simulador de chuvas de braços rotativos do Estado do Rio Grande do Sul. In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE PESQUISA DE CONSERVAÇÃO DO SOLO, 2., Passo Fundo, 1978. **Anais...** Passo Fundo, Embrapa-CNPT e Embrapa-SNLCS, 1978. p.29-39.

CASSOL, E. A.; FALLEIRO, R. M.; HERZOG, R. L. da S. & CUNHA, M. R. da. Aplicação do composto de lixo urbano na agricultura. In: CICLOS DE PALESTRAS DA FEPAGRO, 1995/1998. **Anais ...** Porto Alegre: FEPAGRO. pp.

135-148. (Palestra apresentada no XIX Ciclo de Palestras, realizada em Taquari, RS, em 25/08/98) 1998.

CASSOL, E. A.; LEVIEN, R.; JONG van LIER, Q. de; BADELUCCI, M. P. Infiltração de água e perdas de água e solo por erosão influenciadas por diferentes métodos de melhoramento da pastagem nativa gaúcha. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 923 - 931, 1999.

CASSOL, E. A.; LEVIEN, R.; ANGHINONI, I.; BADELUCCI, M. P. Perdas de nutrientes por erosão em diferentes métodos de melhoramento de pastagem nativa no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.26: p.705-712, 2002.

CAUDURO, J. F.; DORFMANN, R. **Manual de ensaios de laboratório e campo para irrigação e drenagem**. Brasília: PRONO/MA, 1988. 216p. Cap. 11: Retenção de água pelo solo.

CHOI, J. H. Growth promoting effect of Zn-bacitracin on growing-finishing swine. **Nutrition Reports International**, New York, v.32, n.6, p.1421-1424, 1985.

CHOW, V. T. **Open-channel hydraulics**. New York: McGraw-Hill, 1959. 680p.

COGO, N. P. Effect of residue cover, tillage induced roughness, and slope length on erosion and related parameters. West Lafayette: Purdue University, 1981. 346f. Tese (Doutorado).

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO – RS/SC **Recomendação de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 3ª ed. Passo Fundo, SBRS/NRS/EMBRAPA/CNPT. 224 p., 1994.

DANIEL, T. C. et al. Minimizing surface water eutrophication from agriculture by phosphorus management. **Journal of Soil and Water Conservation**, Madison, v.49, n.1, p.30-38, 1994.

EDWARDS, W. M.; OWENS, L. B. Large storm effects on total soil erosion. **Journal of Soil and Water Conservation**, Madison, v.46, p. 75-77. 1991.

EGHBALL, B.; GILLEY, J. E. Phosphorus risk assessment index evaluation using runoff measurements. **Journal of Soil and Water Conservation**, Madison, v.56, p.202–206, 2001.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2. ed. rev. atual. Rio de Janeiro: EMBRAPA/CNPS, 1997. 212 p. (EMBRAPA-CNPS. Documento, 1).

EMBRAPA – CNPS. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: EMBRAPA. Rio de Janeiro. 412 p., 1999.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de liminologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602p.

FARENHORST, A.; BRYAN, R. B. Particle size distribution of sediment transported by shallow flow. **Catena**, Amsterdam, v.25, p.47-62, 1995.

FENELON, J. M.; MOORE, R. C. Transport of agrichemicals to ground and surface water in small center Indiana watershed. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.27, p.884–894, 1998.

FERREIRA, F. L. A.; AMARAL, L. A.; LUCAS Jr. J. Desempenho do reator de fluxo ascendente com leito de lodo (uasb) na redução do poder poluente de águas residuárias de suinocultura. **HOLOS Environment**, Rio Claro, v.1 n.2, p.228-237, 2001.

FONSECA, E. O. DA. **Taxas de enxurrada, infiltração de água e perdas de solo por erosão em um latossolo vermelho em sistemas de manejo do solo**. 2001. 107 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

FONSECA, E. O. DA; CASSOL, E. A. . Enxurrada, infiltração de água e perdas por erosão em um Latossolo vermelho, em sistemas de manejo do solo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 2002, Cuiabá, MT. **Anais...** Cuiabá – MT. SBCS/UFMT, 2002. v.1. p.1-4. CD-ROM.

FONSECA, E. O. DA; CASSOL, E. A.: Características hidráulicas do escoamento, perdas de solo e água por erosão de um latossolo vermelho sob dois sistemas de manejo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 15., 2004, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria - RS: SBCS/UFMS, 2004. CD-ROM.

FONSECA, E. O. DA; CASSOL, E. A. Perdas de água e de fósforo dissolvido em sistemas de manejo com diferentes fontes de nutrientes. In: CONGRESSO

BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 2005, Recife. **Anais...** Recife – PE. SBCS/UFRP, 2005. v.1. p.1-4. CD-ROM

KRAY, C. H. **Resposta das plantas e modificações das propriedades do solo pela aplicação de resíduos urbanos**. 2005. 161 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

GATIBONI, L. C. **Disponibilidade de formas de fósforo do solo às plantas**. Santa Maria, 2003. 231 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

HEATHWAITE, L.; SHARPLEY, A.; GBUREK, W. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.29, p.158–166, 2000.

HEDLEY, M. J.; STEWART, J. W. B.; CHANHAN, B. S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fraction induced by cultivation practices and by laboratory incubations. **Soil Science Society American Journal**, Madison. v.46, p.970-976. 1982.

HERNANI, L. C.; KURIHARA, C. H.; SILVA, W. M. Perdas por erosão de Ca^{2+} , Mg^{2+} , P, K^+ e matéria orgânica, em diferentes sistemas de preparo do solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., 1997, Rio de Janeiro, RJ. **Anais...** Rio de Janeiro – RJ. EMBRAPA - CNPS / EMBRAPA - CNPAB, [1997?]. 4 par. CD-ROM

HOODA, P. S. et al. Relating soil phosphorus indices to potential phosphorus release to water. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.29, p.1166-1171. 2000.

HOROWITZ, A. J. **A Primer on Sediment-Trace Element Chemistry**. 2nd ed. Lewis Publishing Company, Chelsea, Michigan, 1991. 136 p.

HOWARTH, R. W.; JENSEN, H. S.; MARINO, R.; POSTMA, H. 1995. Transport to and processing of P in nearshore and oceanic waters. In: Tiessen, H. Ed., **Phosphorus in the Global Environment**, Wiley, New York, p.323–328.

MAGDOFF, F. R. et al. Comparison of phosphorus soil test extractants for plant availability and environmental assessment. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v.63, p.999-1006. 1999.

MAZUR, N. **Níquel, chumbo, zinco e cobre em solos que receberam composto de resíduos sólidos urbanos**. 1997. 129 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 1997.

McBRIDE, M. B. **Environmental chemistry of soils**. New York, Oxford University Press, 1994. 406p.

McCOLLUM, R. E. Buildup and decline in soil phosphorus: 30-year trends on a Typic Umprabult. **Agronomy Journal**, Madison, v.83, p. 77-85. 1991.

MEHLICH, A. Determination of P, Ca, Mg, K, Na and NH₄ by North Carolina Soil Testing Laboratoris. Raleigh: University of North Carolina, 1953. (mimeografado).

MEHLICH, A. Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.15, p.1409-1416, 1984.

MEURER, E. J. (Org.) . **Fundamentos de Química do solo** - Segunda Edição. 2. ed. Porto Alegre, RS: Genesis, 2004. v.1. 290 p.

MOSTAGHIMI, S. et al. Phosphorus losses from cropland as affected by tillage system and fertilizer application method. **Water Resource**, Bull. v. 24 p.735–742, 1988.

MUZILLI, O. Influência do sistema de plantio direto, comparado ao convencional, sobre a fertilidade da camada arável do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.7, p.317-322, 1983.

NICHOLSON, F. A. et al. Heavy metal contents of livestock feeds and animal manures in England and Wales. **Bioresourse Technology**, v.70, p.23-31, 1999.

NOLLA, A. **Critério para a calagem no sistema plantio direto**. 2003. 168 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

NURNBERG, G. K.; DILLON, P. J.; McQUEEN, D. J. Internal phosphorus load in an oligotrophic precambian shield lake with an anoxic hypolimnion. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, Ottawa, v.43, p.574–580, 1986.

NURNBERG, G. K.; PETERS, R. H. Biological availability of soluble reactive phosphorus in anoxic and oxic freshwaters. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, Ottawa, v.41, p.757-765, 1984.

OLIVEIRA, F. C. et al. Alterações em atributos químicos de um Latossolo pela aplicação de composto de lixo urbano. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.37, n.4, p.529-538, 2002.

OLIVEIRA, P. A. V. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA-CNPSA), 1993. 188p. (Documentos, 27).

PATTERSON, D. C. Effects of dietary inclusion of copper sulphate, avopacinand carbadox/sulphadimine supplements on the performance of pigs weaned at 25 days. **Animal Production**, Toowong, v.38, n.3, p.487-493, 1984.

PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. M. M. DE; NONES, K., Produção de suínos e Meio ambiente, **In: 9º Seminário Nacional de desenvolvimento da suinocultura**, Gramado-RS, p.8-24, 2001.

PETTERSSON, K. Mechanisms for internal loading of phosphorus in lakes. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v.373/374, p.21-25, 1998.

POTE, D. H. et al. Relationship between phosphorus levels in three ultissols and phosphorus concentrations in runoff. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.28, p.170–175, 1999.

QUINTON, J. N.; CATT, J. A.; HESS, T. M. The selective removal of phosphorus from soil: Is event size important? **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.30, p.538–545, 2001.

RAUWS, G.; GOVERS, G. Hydraulics and soil mechanical aspects of rill generation on agricultural soils. **Journal of Soil Science**, Baltimore, v.39, p. 111-124, 1988.

RHEINHEIMER, D. S.; ANGHINONI, I.; FLORES, A. F. Organic and inorganic phosphorus as characterized by phosphorus-31 nuclear magnetic resonance in subtropical soils under management systems. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.33, p.1853-1871, 2002.

ROMKENS, M. J. M.; NELSON D. W. Phosphorus relationships in runoff from fertilized soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.3 p.10–13. 1974.

SÁ, J. C. de M. Manejo da fertilidade do solo no sistema plantio direto. Castro: Fundação ABC, 1993. 94p.

SANTOS, D. R. DOS. **Dinâmica do fósforo em sistemas de manejo de solos.** Porto Alegre, 2000. 210 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2000.

SAS Institute, Inc. **The SAS system for windows:** Release Ver. 6.08. Cary, 1998. CD.

SCHICK, J. et al. Erosão hídrica em cambissolo húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: I. Perdas de solo e água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, p. 427-436, 2000.

SEGANFREDO, M. A. **A questão ambiental na utilização de dejetos de suínos como fertilizante.** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2000. 35p. (Embrapa Suínos e Aves. Circular Técnica, 22).

SHARPLEY, A. N. The contribution of phosphorus leached from crop canopy to losses in surface runoff. Madison. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.10, p.160-165, 1981.

SHARPLEY, A. N. et al. Forms of phosphorus in soil receiving cattle feedlot waste. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.13, p.211–215. 1984.

SHARPLEY, A. N. Depth of surface soil-runoff interaction as affected by rainfall, soil slope and management. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.49, p.1010-1015. 1985a.

SHARPLEY, A. N. The selective erosion of plant nutrients in runoff. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 49, p. 1527-1534. 1985b.

SHARPLEY, A. N. Estimating phosphorus in agricultural runoff available to several algae using iron-oxide paper strips. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.22, p.678–680, 1993.

SHARPLEY, A. Identifying sites vulnerable to phosphorus loss in agricultural runoff. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.24, p.947-951, 1995.

SHARPLEY, A. N.; SMITH, S. J. Wheat tillage and water quality in southern plains. **Soil Tillage Resources**, n.30, p.33-38, 1994.

SHARPLEY, A. N. et al. **Agricultural phosphorus and eutrophication**. USDA-ARS Report 149, U.S. Govt. Printing Office, Washington, D. C. 37 p. 1999.

SHARPLEY, A.; MOYER B. Phosphorus forms in manure and compost and their release during simulated rainfall. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, p. 1462-1469. 2000.

SILVA, L. S.; CAMARGO, F. A. O.; CERETTA, C. A. **Composição da fase sólida orgânica do solo**. In: Fundamentos de química do solo. 2ª ed. revisada e ampliada. Porto Alegre, RS. Genesis. Porto Alegre, RS, 2004. 290 p.

SIMS, J. T. Environmental soil testing for phosphorus. **Journal of Production Agriculture**, Madison, v. 6, p.501-507. 1993.

SIX, J. et al. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. Colorado. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, p. 681 – 689, 2000.

SMECK, N.E. 1985. Phosphorus dynamics in soils and landscapes. **Geoderma**, Amsterdam, v.36, n.3-4, p. 185 – 199, 1985.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York, Oxford University, 1989. 277p.

STUM, W. Chemistry of the solid water interface. Processes at the mineral water and particle water interface in natural system. John Wiley & Sons. 1992. 428 pp.

SWANSON, N.P. A rotating-boom rainfall simulator. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v.8, p.71-72, 1965.

SYERS, J. K.; HARRIS, R. F.; ARMSTRONG, D. E. Phosphate chemistry in lake sediments. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.2, p.1-14. 1973.

TEDESCO, M. J. et al. **Análises de solo, planta e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: Departamento de Solos da UFRGS, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5).

THEIS T. L.; McCABE P. J. Retardation of sediment phosphorus release by γ ash application. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, v.50, p.2666–2676, 1978.

VINCENT, W. F.; DOWNES, M. T. Variation in nutrient removal from a stream by water cress (*Nasturtium officinale* R. Br.). **Aquatic Botany**, Amsterdam, v. 9, p. 221-235. 1980.

WIENHOLD, B. J. Changes in soil attributes following low phosphorus swine slurry application to no-tillage sorghum. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.69, p.206–214, 2005.

WILLIS, W. O.; AMEMIYA, M. Tillage management principles: Soil temperature effects. In: Conservation Tillage. National Convention Conference, Des Moines, 1973. Proceedings. Ankeny, **Soil Conservation Society of America**, Madison, 1973.

WISCHMEIER, W. D.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington, USDA, 1978. 58p. (Agriculture Handbook, 537).

WITHERS, P. J. A.; CLAY, S. D.; BREEZE, V.G. Phosphorus transfer in runoff following application of fertilizer, manure, and sewage sludge. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.30, p.180-188. 2001.

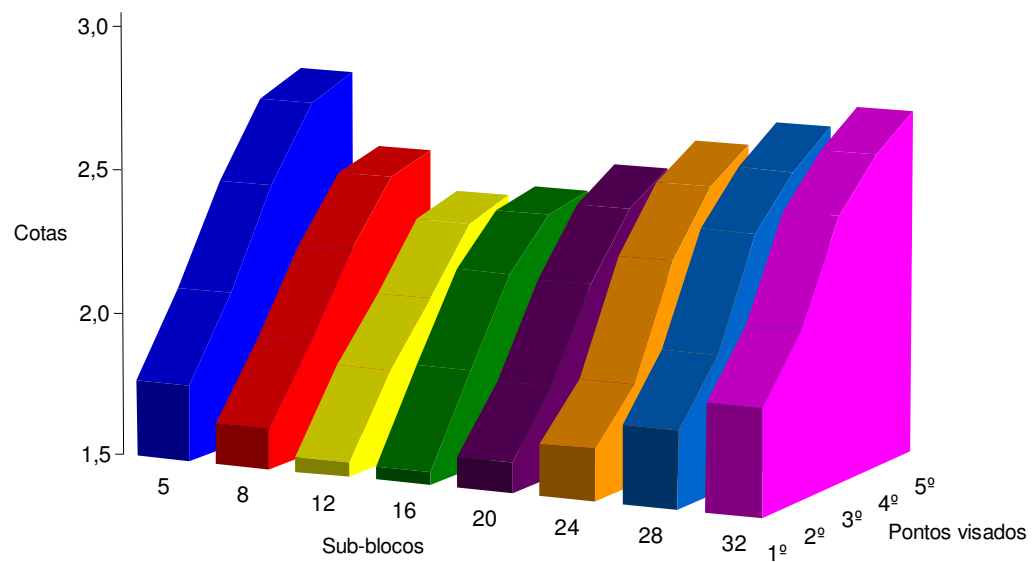
WOLF, A. M.; BAKER, D. E.; PIONKE, H. B.; KUNISHI, H. M. Soil tests for estimating labile, soluble, and algae-available phosphorus in agricultural soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.14, p.341-348. 1985.

WOLT, J. D. **Soil solution chemistry**: applications to environmental science and agriculture. New York: Wiley, 1994. 345p.

YLI-HALLA, M. et al. Assessment of soluble phosphorus load in surface runoff by soil analyses. **Agriculture Ecosystem Environment**, Amsterdam, v.56, p.53–63, 1995.

ZHANG, X. N.; ZHAO, A. Z. Surface charge. In: YU, Y.R. (Ed) **Chemistry of variable charge in soil**. New York: Oxford University Press, 1997. p. 17 – 63.

7. APÊNDICES



APÊNDICE 1. Formas do relevo das parcelas de campo utilizadas no experimento.

APÊNDICE 2. Descrição de funcionamento do Sensor da Condutividade Elétrica do Escoamento Superficial (SCEES):

O *SCEES* é um sensor da condutividade elétrica desenvolvido para uso em fluxos superficiais, como é o caso do escoamento superficial que ocorre em áreas agrícolas. O circuito desenvolvido permite determinar velocidade do escoamento superficial. Seu funcionamento, simples e seguro, se baseia no uso de comparadores que determinam o instante em que condutividade elétrica do escoamento é alterada. Assim com o uso de uma concentração salina é possível determinar o tempo que o escoamento superficial leva para percorrer a distância entre dois pontos demarcados na superfície do solo. A grande vantagem do uso deste aparelho em relação ao método do corante é permitir determinar a velocidade do escoamento superficial mesmo sob condições em que há elevada cobertura da superfície do solo por resíduos vegetais.

O *SCEES* é portátil, de fácil manuseio e calibração a campo. Como fonte de energia foi utilizada uma bateria de nove Volts. A montagem foi feita em placa padrão a partir de componentes analógicos e discretos como amplificadores operacionais, resistores, capacitores e outros, possibilitando ajustar através de um potenciômetro a condutividade elétrica do solo saturado e do escoamento superficial, a qual o valor da que se deseja comparar a condutividade elétrica do escoamento superficial após adição da concentração salina. Com isso, no momento em que a condutividade elétrica do escoamento superficial for alterada pela concentração salina adicionada, o aparelho emite sinal luminoso e sonoro, permitindo saber o tempo que o escoamento levou para percorrer a distância entre dois pontos conhecidos no terreno. A condutividade elétrica é obtida de forma indireta, a partir de eletrodos que, posicionados a uma distância conhecida determinam uma variação na impedância do escoamento superficial.

APÊNDICE 3. Umidade gravimétrica do solo (U_g) observada imediatamente antes do teste com chuva simulada realizado após semeadura da cultura da aveia, em diferentes sistemas de manejo do solo e fertilizantes aplicados. Cada valor é a média de quatro observações.

Profundidade (cm)	Fertilizantes				Médias
	Testemunha	Mineral	C. lixo urbano	Dejeto suíno	
Sistemas de manejo do solo					
----- Preparo convencional do solo -----					
----- Umidade gravimétrica do solo, U_g ($g\ kg^{-1}$) -----					
(0 - 10)	170,98	167,65	173,54	201,54	178,43
(10 - 20)	151,98	159,47	169,15	163,49	161,03
(0 - 20)	161,48	163,56	171,35	182,52	169,73
----- Sem preparo do solo -----					
(0 - 10)	183,43	169,33	180,92	195,38	182,26
(10 - 20)	142,63	149,82	142,57	152,57	146,90
(0 - 20)	163,03	159,58	161,74	173,98	164,58
----- Médias de profundidade -----					
Umidade gravimétrica do solo, U_g ($g\ kg^{-1}$)					
	(0 - 10)				180,35 a
	(10 - 20)				153,96 b

APÊNDICE 4. Fósforo solúvel e particulado biodisponível observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura da aveia em diferentes sistemas de manejo do solo e fontes de nutrientes, sob chuvas simuladas com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro repetições.

Tempo (h)	Fertilizantes utilizados															
	Testemunha		Mineral			C. de lixo urbano			Dejetos suínos							
	Fósforo solúvel biodisponível, P _{sb} (mg L ⁻¹)															
----- Sistema de manejo com preparo do solo -----																
0,2	0,37	A ¹	c ²	b ³	7,88	A	b	b	0,31	A	c	b	37,26	A	a	b
0,4	0,31	A	b	b	3,39	B	b	b	0,30	A	b	b	28,06	AB	a	b
0,6	0,26	AB	b	b	1,35	B	b	b	0,23	A	b	b	18,67	BC	a	b
0,8	0,16	B	b	b	1,00	B	b	b	0,12	A	b	b	11,86	C	a	b
1,0	0,11	B	b	a	0,91	B	b	b	0,11	A	b	b	8,59	C	a	b
----- Sistema de manejo sem preparo do solo -----																
0,2	1,56	AB	c	a	30,97	A	b	a	2,31	A	c	a	52,95	A	a	a
0,4	1,17	A	c	a	25,63	A	b	a	2,08	A	c	a	49,56	A	a	a
0,6	1,12	AB	c	a	14,48	B	b	a	1,82	A	c	a	44,62	AB	a	a
0,8	0,50	B	b	a	6,49	BC	b	a	1,02	AB	b	a	29,52	BC	a	a
1,0	0,32	B	b	a	4,55	C	b	a	0,61	B	b	a	26,47	C	a	a
----- Sistema de manejo com preparo do solo -----																
Fósforo particulado biodisponível, P _{pb} (mg L ⁻¹)																
----- Sistema de manejo com preparo do solo -----																
0,2	0,16	AB ¹	c ²	b ³	4,13	A	b	b	0,16	A	c	b	19,50	A	a	b
0,4	0,19	A	b	b	1,77	B	b	b	0,16	A	b	b	14,69	AB	a	b
0,6	0,14	ABC	b	b	0,71	B	b	b	0,12	A	b	b	9,77	BC	a	b
0,8	0,08	BC	b	b	0,52	B	b	b	0,06	A	b	b	6,21	C	a	b
1,0	0,05	C	b	a	0,47	B	b	b	0,06	A	b	b	4,50	C	a	b
----- Sistema de manejo sem preparo do solo -----																
0,2	0,61	A	c	a	16,21	A	b	a	1,21	A	c	a	27,72	A	a	a
0,4	0,82	A	c	a	13,42	A	b	a	1,09	AB	c	a	25,94	A	a	a
0,6	0,59	A	c	a	7,58	B	b	a	0,95	AB	c	a	23,36	AB	a	a
0,8	0,26	B	b	a	3,40	BC	b	a	0,54	AB	b	a	15,45	BC	a	a
1,0	0,17	B	b	a	2,38	C	b	a	0,32	B	b	a	13,86	C	a	a

^{1/} Em cada sistema de manejo, médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferem significativamente pelo teste de Tukey.

^{2/} Médias seguidas de mesma letra na linha não diferem significativamente pelo teste de Tukey (P < 0,05).

^{3/} Em cada tempo, médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente pelo teste de Tukey (P < 0,05).

APÊNDICE 5. Perda de potássio solúvel e particulado biodisponível observado no escoamento superficial logo após a semeadura da cultura do milho em diferentes sistemas de manejo do solo e fontes de nutrientes, sob chuvas simuladas com intensidade de 120 mm h⁻¹ e duração de uma hora. Cada valor é a média de quatro repetições.

Tempo (horas)	Fertilizantes utilizados															
	Testemunha			Mineral		C. de lixo urbano			Dejetos suínos							
Potássio solúvel biodisponível, Ksb (mg L ⁻¹)																
----- Sistema de manejo com preparo do solo -----																
0,15	1,21	A ¹	a ²	b ³	0,00	B	a	b	0,00	A	a	b	6,31	A	a	a
0,30	1,44	A	a	b	1,54	AB	a	b	2,99	A	a	b	7,58	A	a	b
0,45	4,67	A	a	a	5,23	A	a	b	1,87	A	a	b	7,94	A	a	b
0,60	4,40	A	a	a	4,82	A	a	b	3,89	A	a	b	6,09	A	a	b
0,75	3,75	A	a	a	4,48	AB	a	a	3,15	A	a	b	5,38	A	a	b
----- Sistema de manejo sem preparo do solo -----																
0,15	4,94	A	a	a	12,16	A	a	a	5,64	A	a	a	0,00	B	a	a
0,30	5,41	A	b	a	15,19	A	ab	a	8,38	A	b	a	29,54	A	a	a
0,45	4,57	A	b	a	9,88	A	b	a	6,73	A	b	a	24,86	A	a	a
0,60	4,90	A	b	a	8,27	A	b	a	6,51	A	b	a	21,54	A	a	a
0,75	4,94	A	b	a	5,78	A	b	a	6,15	A	b	a	16,64	A	a	a
----- Sistema de manejo com preparo do solo -----																
0,15	0,40	B ¹	a ²	a ³	0,00	B	a	b	0,00	A	a	b	0,46	B	a	a
0,30	1,14	AB	ab	a	0,24	AB	b	b	0,70	A	ab	b	2,78	A	a	a
0,45	2,06	A	a	a	0,95	A	a	a	1,77	A	a	a	2,62	A	a	a
0,60	1,66	A	a	a	1,38	A	a	a	1,86	A	a	a	2,73	A	a	a
0,75	1,45	AB	a	a	1,34	AB	a	a	1,68	A	a	a	2,17	AB	a	a
----- Sistema de manejo sem preparo do solo -----																
0,15	0,73	A	a	a	1,39	A	a	a	1,33	A	a	a	0,00	B	a	a
0,30	1,14	A	b	a	1,96	A	ab	a	1,91	A	b	a	2,16	A	a	a
0,45	0,82	A	b	b	0,96	A	b	a	1,39	A	ab	a	2,45	A	a	a
0,60	0,82	A	b	b	1,12	A	b	a	0,95	A	b	b	2,89	A	a	a
0,75	0,87	A	b	a	0,84	A	b	b	0,88	A	b	b	2,73	A	a	a

^{1/} Em cada sistema de manejo, médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna não diferem significativamente pelo teste de Tukey.

^{2/} Médias seguidas de mesma letra na linha não diferem significativamente pelo teste de Tukey (P < 0,05).

^{3/} Em cada tempo, médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente pelo teste de Tukey (P < 0,05).