



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ – UFC
CENTRO DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
CURSO DE DOUTORADO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

MÁRCIO ANTÔNIO SOUSA DA ROCHA FREITAS

HIDROSEDIMENTOLOGIA E SUA RELAÇÃO COM ATRIBUTOS
DE SOLOS E SEDIMENTOS EM AGROECOSSISTEMAS
DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

FORTALEZA - CE

2014

MÁRCIO ANTÔNIO SOUSA DA ROCHA FREITAS

**HIDROSEDIMENTOLOGIA E SUA RELAÇÃO COM ATRIBUTOS
DE SOLOS E SEDIMENTOS EM AGROECOSSISTEMAS
DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

Tese submetida à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais.

Área de concentração:
Conservação e Manejo de Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dr. Olmar Baller Weber.

FORTALEZA - CE

2014

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca de Ciências e Tecnologia

-
- F936h Freitas, Márcio Antônio Sousa da Rocha.
Hidrossedimentologia e sua relação com atributos de solos e sedimentos em agroecossistemas do Semiárido Brasileiro / Márcio Antônio Sousa da Rocha Freitas. – 2014.
146 f. : il., enc. ; 30 cm.
- Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Departamento de Biologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Fortaleza, 2014.
Área de Concentração: Conservação e Manejo de Recursos Naturais.
Orientação: Prof. Dr. Olmar Baller Weber.
- 1 Qualidade de sedimentos. 2. Agroecossistemas. 3. Semiárido. I. Título.

CDD 577

MÁRCIO ANTÔNIO SOUSA DA ROCHA FREITAS

**HIDROSEDIMENTOLOGIA E SUA RELAÇÃO COM ATRIBUTOS
DE SOLOS E SEDIMENTOS EM AGROECOSSISTEMAS
DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

Tese submetida à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 07/02/2014

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Olmar Baller Weber (Orientador)
Universidade Federal do Ceará - UFC

Prof. Dr. Tiago Osório Ferreira
Universidade de São Paulo – ESALQ/USP

Profª Dra. Susana Churka Blum
Universidade da Integração Internacional
da Lusofonia Afro-Brasileira - UNILAB

Profª Dra. Helba Araújo de Queiroz Palácio
Instituto Federal do Ceará – IFCE

Prof. Dr. Ricardo Espíndola Romero
Universidade Federal do Ceará - UFC

FORTALEZA – CE

2014

“Rios de água viva vão jorrar do coração de quem crê em mim”

(João 7, 38)

À Maria de Jesus Sousa Freitas (in memoriam).
Minha mãe, amiga e confidente,
pelo exemplo de dedicação à família e ao próximo,
sempre com paciência, solidariedade e renúncia.

À Benedito da Rocha Freitas Filho.
Meu pai, exemplo de caráter e perseverança.
Fonte de inspiração, bondade e sabedoria.

Ao Dito, Marcos e Marcílio.
Meus irmãos, pelo carinho e incentivo.

DEDICO

À Christiani e ao meu filho João Gabriel, pelas horas longe de casa.
Aos parentes e amigos, pelo incentivo e apoio.

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

À **DEUS**, por estar sempre presente em minha vida e emitir sinais constantes sobre os caminhos à seguir.

Aos que fazem a Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais – PPGERN da Universidade Federal do Ceará – UFC, pelas disciplinas ofertadas e pelo apoio na realização da pesquisa, especialmente as professoras Francisca Soares de Araújo, Carla Ferreira Resende e Arlete Aparecida Soares, e os demais professores do Programa e do Departamento de Biologia da UFC na pessoa da professora Cláudia Miranda Martins.

À professora Eunice Maia de Andrade do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará e à professora Helba Araújo de Queiroz Palácio do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE, Campus de Iguatu por possibilitarem a realização da pesquisa em área experimental sob suas coordenações e orientações, e pelo apoio, convívio e amizade.

Ao professor Olmar Baller Weber, pela orientação constante, incentivo, disposição em ajudar e atenção. Pesquisador dedicado, cuja confiança permitiu a realização de análises nos Laboratórios da EMBRAPA Agroindústria Tropical, em nome de quem agradeço ao pesquisador Lindbergue Araújo Crisóstomo, chefe do Laboratório de Água e Solos.

Ao professor Tiago Osório Ferreira, pela orientação compartilhada, apoio, disposição em avaliar a pesquisa, pelas sugestões oferecidas e por proporcionar a realização de análises junto ao Departamento de Ciências do Solo – UFC e na Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE por intermédio de sua amizade com o professor Valdomiro Severino de Souza Júnior.

Aos professores membros da banca examinadora pelas contribuições, críticas e sugestões para o aperfeiçoamento deste trabalho de pesquisa.

À Universidade Federal do Ceará – UFC, Centro de Ciências, Departamento de Biologia, em nome dos docentes e servidores pela qualidade do ensino proporcionado.

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE, Campus de Iguatu, em nome dos docentes e servidores pelo apoio e auxílio de campo.

Ao Departamento de Engenharia Agrícola e ao Departamento de Ciências do Solo da Universidade Federal do Ceará – UFC, em nome dos docentes e servidores pelo convívio e realização de análises.

À Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA Agroindústria Tropical, em nome dos pesquisadores e servidores pelo apoio a realização de análises e convívio em ambiente de pesquisa.

À Universidade Estadual do Piauí – UESPI pela oportunidade e incentivo à qualificação do seu corpo docente.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Piauí – FAPEPI pela concessão de bolsa de estudo.

Aos alunos e colegas do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais – PPGERN da Universidade Federal do Ceará – UFC, especialmente, aos orientandos do professor Olmar Baller Weber: Belchior, Daniely, Eva, Nonato, Vinícius, Adervan e Clarice.

Aos colegas de pós-graduação do Departamento de Engenharia Agrícola e do Departamento de Ciências do Solo da Universidade Federal do Ceará – UFC pelo convívio saudável e compartilhamento de conhecimentos.

Aos amigos e amigas, e a todos que contribuíram, de forma direta e indireta para a realização desta pesquisa.

RESUMO

O Nordeste do Brasil onde predomina o clima semiárido se caracteriza por ambientes de exploração intensiva dos recursos naturais como a exploração agrícola por pequenos produtores na forma de subsistência. Ações antropogênicas têm provocado limitações na exploração dos recursos naturais com consequentes perdas de solo e água e comprometimento da sustentabilidade ambiental das bacias hidrográficas. Neste sentido, é fundamental a compreensão dos processos hidrossedimentológicos, biológicos e bioquímicos na definição de estratégias para o melhor gerenciamento de pequenas bacias hidrográficas e na definição de planos de sustentabilidade dos agroecossistemas. Assim, teve-se como hipóteses: (1) ecossistemas naturais do semiárido apresentam poucas perdas de sedimentos e nutrientes em decorrência das chuvas, e tais sedimentos têm alta atividade microbiológica em relação aos solos de agroecossistemas tradicionais; (2) o estabelecimento de relações entre variáveis sedimentológicas, microbiológicas e bioquímicas é essencial para o entendimento e adoção de técnicas de manejo sustentável em agroecossistemas do semiárido; (3) a composição mineralógica e os atributos físicos dos sedimentos de arraste são determinados pela erosividade das chuvas sobre os solos dos agroecossistemas. Para testar tais previsões objetivou-se: (a) quantificar a produção e caracterizar química, física e mineralogicamente os sedimentos de arraste de diferentes agroecossistemas do semiárido; (b) avaliar alterações da atividade microbiológica, da biomassa microbiana e da atividade enzimática e quantificar a população de fungos micorrízicos arbusculares de sedimentos de arraste de diferentes agroecossistemas; (c) avaliar a granulometria dos sedimentos de arraste levando em consideração a erosividade das precipitações pluviométricas; (d) relacionar a qualidade dos solos e dos sedimentos de arraste com os processos de degradação, visando subsidiar o manejo mais sustentável de agroecossistemas. Foram considerados os agroecossistemas de quatro microbacias hidrográficas: (1) vegetação de mata raleada (MR), com a manutenção de espécies vegetais com diâmetro basal \geq que 10 cm, e espécies de crescimento herbáceo; (2) vegetação nativa (MN), representando as condições naturais de pequenas bacias rurais do semiárido brasileiro; (3) agrossistema com capim *Andropogon gayanus* Kunt (PAST); (4) agroecossistema com prática usual da agricultura de subsistência

(AGRS). As microbacias estavam instrumentadas com pluviômetro tipo “*Ville de Paris*”, calha Parshall, coletores de sedimentos tipo armadilha (*bed load*), e pluviógrafo automático. Os resultados obtidos permitem concluir: (1) a maior erodibilidade dos Vertissolos (das áreas de mata e pastagem) em relação ao Luvissole do sistema de agricultura de subsistência promove maior produção de sedimentos de arraste, independentemente da vegetação típica do semiárido e dos sistemas tradicionais, e do número de eventos que geraram escoamento superficial; (2) a biomassa, a atividade microbiana e a perda de esporos de fungos micorrízicos arbusculares em sedimentos de arraste apresenta sensibilidade às mudanças de uso da terra; (3) as frações de quartzo e feldspato permite identificar neste mineral maior diversidade nos sistemas com Vertissolos (MN, MR e PAST) em relação ao Luvissole de AGRS, enquanto a identificação de esmectitas e vermiculita em argilas tratadas de sedimentos das matas (MR e MN) e pastagem (PAST) caracteriza a drenagem deficiente daqueles em relação a este sistema, cuja argila tratada revelou presença de caulinita com picos mais elevados; (4) o Ca^{++} e K^+ em quantidade nos sedimentos de arraste constitui uma importante reserva mineral para sua exploração; (5) não se verifica uma relação direta entre a erosividade das chuvas (EI_{30}) e a produção de areia e argila em sedimentos de arraste nos agroecossistemas de mata (MR e MN) e tradicionais (PAST e AGRS); (6) os agroecossistemas de mata (MR e MN) apresentam maiores teores de agregados estáveis (AE) em relação aos sistemas tradicionais (PAST e AGRS), favorecendo a qualidade biológica dos solos; (7) técnicas de manejo são de grande importância para o desenvolvimento de estratégias para a gestão de bacias hidrográficas e na definição de planos de sustentabilidade na região semiárida.

Palavras-chave: Qualidade de sedimentos, microbiologia e bioquímica de sedimentos de arraste, agroecossistemas, semiárido.

ABSTRACT

The Northeast of Brazil with predominant semiarid climate is characterized by intensive exploitation of natural resources and the environment for small farm producers in the form of subsistence. Anthropogenic activities have caused limitations in the exploitation of natural resources with consequent losses of soil and water and environmental sustainability commitment watershed. In this sense, it is fundamental to understanding the hydrosedimentological, biological and biochemical definition of strategies for better management of small watersheds and defines plans for sustainability of the agroecosystems. Thus, it was taken as hypotheses: (1) natural vegetation systems have small losses of sediment and nutrients due to rain, and the sediments have high microbial activity in relation to soils traditional agroecosystems; (2) the establishment of relationships between sedimentological, microbiological and biochemical variables is essential for the understanding and adoption of sustainable management techniques in semiarid agroecosystems; (3) the mineral composition and physical properties of the sediments produced by drag are determined by rainfall erosivity on soils of agroecosystems. To test these predictions the objectives were: (a) quantify the production and characterization of chemical, physical and mineralogical sediments by drag of different semiarid agroecosystems; (b) evaluate changes in microbial activity, microbial biomass and enzyme activities and quantify the population of mycorrhizal fungi in sediment of different agroecosystems; (c) evaluate the size of the sediments by drag considering the erosivity of rainfall; (d) relate the quality of soils and sediments by drag with degradation processes, to support sustainable management of agroecosystems. Systems the four watersheds were considered: (1) vegetation thinned forest (MR), with the maintenance of plant species with basal diameter ≥ 10 cm, and species of herbaceous growth; (2) native vegetation (MN), representing the natural conditions of small rural basins of the Brazilian semiarid; (3) agroecosystem with pasture *Andropogon gayanus* Kunt (PAST); (4) agroecosystem with usual practice subsistence agriculture (AGRS). The watersheds were instrumented with rain gauge type "Ville de Paris", gutters type Parshal, sediments collectors (*bed load*), and automatic meters. The results show: (1) the higher erodibility of Vertisols (forested areas and grassland) compared to Luvisol of subsistence agriculture promotes

greater sediment produced by drag, regardless of typical vegetation of semiarid systems and traditional system and the number of events that promoted surface runoff ; (2) the biomass, microbial activity and the loss of spores of mycorrhizal fungi in sediments produced by drag shows sensitivity to changes in land use; (3) the fractions of quartz and feldspar mineral allows identifying this greater diversity in systems with Vertisols (MN, MR and PAST) in relation to Luvisol in the, while identification of vermiculite and smectite clays in sediments of treated samples of MR, MN and PAST characterizes those deficit drainage in relation to this system, which treated clay showed the presence of kaolinite with higher peaks; (4) the Ca^{++} and K^+ on sediment produced by drag constitutes an important reserve for mineral exploitation; (5) are not note a direct relationship between rainfall erosivity (EI_{30}) and the production of sand and clay sediments produced by drag in agroecosystems (MR and MN) and traditional (PAST and AGRS); (6) the forest agroecosystems (MR and MN) have higher levels of stable aggregates (AE) compared to traditional systems (PAST and AGRS), favoring the biological quality of the soil; (7) management techniques are of great importance for the development of strategies for watershed management plans and the definition of sustainability in the semiarid region.

Keywords: Quality of sediments, microbiology and biochemistry of sediment produced by drag, agroecosystems, semiarid.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

- Figura 1.1** - Localização da área de estudo no estado do Ceará, Brazil..... 56
- Figura 1.2** - Análise de componentes principal de atributos químicos e de perdas de sedimentos durante o período chuvoso de 2011 em agroecossistemas da região semiárida, Iguatu. (LE= lâmina de escoamento superficial; AS= produção de sedimentos de arraste; CO= carbono orgânico)..... 69

CAPÍTULO II

- Figura 2.1** - Localização das microbacias em Iguatu, estado do Ceará, Brazil, com mata nativa (MN), mata raleada (MR), pastagem (PAST) e agricultura de subsistência (PAST)..... 80
- Figura 2.2** - Precipitação mensal em agroecossistemas de Iguatu e valores acumulados de janeiro a maio, 2011..... 81
- Figura 2.3** - Atividade da fosfatase ácida (APA) e desidrogenase (DA) em sedimentos de arraste e solos de agroecossistemas do semiárido. (APA=A; DA=B)..... 85
- Figura 2.4** - Densidade de comunidades de esporos de fungos AM em sedimentos de arraste e solos de agroecossistemas do semiárido..... 86

CAPÍTULO III

- Figura 3.1** - Localização da área em estudo e das microbacias com mata nativa (MN), mata raleada (MR), pastagem (PAST) e agricultura de subsistência (PAST), em Iguatu no Estado do Ceará, Brasil..... 99
- Figura 3.2** - Precipitação mensal e acumulada de janeiro a maio de 2011 nos agroecossistemas de Iguatu, estado do Ceará..... 100
- Figura 3.3** - Difratogramas de raios X da fração areia grossa dos sedimentos dos sistemas: A= mata raleada (MR), B= mata nativa (MN), C= pastagem (PAST) e D= agricultura de

	subsistência (AGRS). Minerais: Q= quartzo, Fd= feldspato.....	106
Figura 3.4	- Difractogramas de raios X da fração areia fina dos sedimentos dos sistemas: A=mata raleada (MR), B= mata nativa (MN), C= pastagem (PAST) e D= agricultura de subsistência (AGRS). Minerais: Q= quartzo, Fd= feldspato, Mic= mica.....	108
Figura 3.5	- Difractogramas de raios X da fração argila natural dos sedimentos dos sistemas: A= mata raleada (MR), B= mata nativa (MN), C= pastagem (PAST) e D= agricultura de subsistência (AGRS). Minerais: Qz= quartzo, Fd= feldspato, Gt= goethita, Hm= hematita, Ct= caulinita.....	109
Figura 3.6	- Difractogramas de raios X da fração argila desferrificada, saturada com K e aquecida a temperatura de 25 (K25), 350 (K350) e 550°C (K550), saturada com Mg (Mg) e Mg+glicerol (MgGlic) dos sedimentos dos sistemas de mata raleada (MR), mata nativa (MN), pastagem (PAST) e agricultura de subsistência (AGRS). Minerais: Es= esmectita, Ilit= illita, Mi= mica, Vm= vermiculita, Ct= caulinita.....	112
 CAPÍTULO IV		
Figura 4.1	- Localização da área em estudo no Estado do Ceará, Brasil.....	123
Figura 4.2	- Eventos, precipitação, precipitação acumulada e erosividade da estação chuvosa de 2011 em agroecossistemas de Iguatu...	127
Figura 4.3	- Produção de sedimentos por arraste em agroecossistemas do semiárido de Iguatu durante o período chuvoso de 2011.....	128
Figura 4.4	- Granulometria da fração areia de solos (A) e sedimentos de arraste (B) de agroecossistemas do semiárido de Iguatu. (AMG= Areia Muito Grossa; AG= Areia Grossa; AM= Areia Média; AF= Areia Fina e AMF= Areia Muito Fina).....	131
Figura 4.5	- Granulometria da fração areia dos sedimentos de arraste de agroecossistemas do semiárido de Iguatu considerando as diferentes classes de erosividade (EI ₃₀) em 2011.....	132
Figura 4.6	- Granulometria da fração argila dos sedimentos de arraste de agroecossistemas do semiárido de Iguatu considerando as	

	diferentes classes de erosividade (EI_{30}) em 2011.....	133
Figura 4.7 -	Dispersão da fração areia (A) e argila (B) dos sedimentos de agroecossistemas do semiárido de Iguatu ao longo do período chuvoso de 2011.....	135
Figura 4.8 -	Estabilidade dos agregados e diâmetro médio ponderado das partículas dos solos de agroecossistemas do semiárido de Iguatu.....	136
Figura 4.9 -	Estabilidade dos agregados dos solos de agroecossistemas do semiárido de Iguatu considerando as diferentes classes de agregados em 2011.....	136

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1.1 - Características geomórficas e fisiográficas das áreas e sistemas de uso da terra das microbacias de Iguatu, Ceará, Brazil.....	56
Tabela 1.2 - Dados de análises químicas das camadas superficiais (0-20 cm) dos solos representativos de agroecossistemas de Iguatu.....	58
Tabela 1.3 - Número de eventos, valores de precipitação (PPT), intensidade pluviométrica máxima em 30 minutos (I_{30}) e erosividade (EI_{30}) das chuvas no período chuvoso de 2011 em agroecossistemas de Iguatu.....	60
Tabela 1.4 - Valores mensais de escoamento superficial e produção de sedimentos de arraste no período chuvoso de 2011 em agroecossistemas da região semiárida de Iguatu.....	62
Tabela 1.5 - Valores médios de acidez potencial, matéria orgânica e nutrientes de sedimentos de arraste de janeiro a maio de 2011 em agroecossistemas do semiárido de Iguatu.....	65
Tabela 1.6 - Perda de carbono orgânico e nutrientes de sedimentos de arraste de janeiro a maio de 2011 em agroecossistemas da região semiárida, Iguatu.....	67

CAPÍTULO II

Tabela 2.1 - Características químicas de sedimentos e solos de microbacias do semiárido de Iguatu.....	82
Tabela 2.2 - Valores de atributos biológicos de sedimentos de arraste e de solos de agroecossistemas do semiárido, Iguatu.....	83
Tabela 2.3 - Índice de correlação de Spearman entre atributos microbiológicos e bioquímicos de sedimentos de arraste em agroecossistemas de Iguatu.....	88
Tabela 2.4 - Índice de correlação de Spearman entre atributos microbiológicos e bioquímicos de solos em agroecossistemas	

de Iguatu.....	88
----------------	----

CAPÍTULO III

Tabela 3.1 - Descrição morfológica dos perfis dos solos representativos dos agroecossistemas do semiárido de Iguatu.....	101
Tabela 3.2 - Dados químicos e físicos dos solos (0-25 cm) e sedimentos representativos dos agroecossistemas do semiárido de Iguatu..	104

CAPÍTULO IV

Tabela 4.1 - Dados de análise química dos solos (0-25 cm) e sedimentos representativos dos agroecossistemas do semiárido de Iguatu..	125
Tabela 4.2 - Número de eventos, valores de precipitação (PPT), precipitação acumulada (PPT acum) e erosividade (EI_{30}) da estação chuvosa de 2011 em agroecossistemas de Iguatu.....	127
Tabela 4.3 - Número de eventos produtores de sedimentos de arraste por classe de erosividade em agroecossistemas de Iguatu em 2011.....	128
Tabela 4.4 - Dados de análise física dos solos (0-20 cm) e sedimentos representativos dos agroecossistemas do semiárido de Iguatu..	129

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	20
1.1	Hipóteses.....	23
1.2	Objetivos.....	23
1.2.1	Objetivos gerais.....	23
1.2.2	Objetivos específicos.....	23
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	24
2.1	Biodiversidade e conservação de recursos naturais em bacia Hidrográfica.....	24
2.2	Agroecossistemas e sistemas agroflorestais.....	26
2.3	Ciclo hidrológico e escoamento superficial.....	28
2.4	Caracterização e transferência dos sedimentos aos sistemas aquáticos.....	30
2.5	Indicadores de qualidade dos solos e sedimentos.....	34
3	REFERÊNCIAS.....	39
	CAPÍTULO I.....	52
4	SEDIMENTOS DE ARRASTE E PERDAS DE NUTRIENTES EM AGROECOSSISTEMAS DA REGIÃO SEMIÁRIDA DO BRASIL.....	52
	RESUMO.....	52
	ABSTRACT.....	53
4.1	INTRODUÇÃO.....	54
4.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	55
4.2.1	Área de Estudo.....	55
4.2.2	Configuração das microbacias e sistemas de uso da terra.....	56
4.2.3	Clima, geologia e solos.....	57
4.2.4	Amostragem e determinação analítica.....	58
4.2.5	Cálculo da erosividade da chuva.....	59
4.2.6	Análises estatísticas	59
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	60
4.3.1	Análise da chuva na área de estudo	60

4.3.2	Escoamento e produção de sedimentos de arraste	61
4.3.3	Atributos químicos de sedimentos de arraste.....	65
4.3.4	Perdas de nutrientes em sedimentos de arraste.....	66
4.4	CONCLUSÕES	70
4.5	REFERÊNCIAS	71
	CAPÍTULO II	77
5	BIOMASSA MICROBIANA E ATIVIDADE DE SEDIMENTOS EM AGROECOSSISTEMAS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO	77
	RESUMO	77
	ABSTRACT	78
5.1	INTRODUÇÃO	79
5.2	MATERIAL E MÉTODOS	80
5.2.1	Área de Estudo.....	80
5.2.2	Caracterização das microbacias.....	80
5.2.3	Amostragem e análises químicas, biológicas e bioquímicas.....	81
5.2.4	Análise de dados.....	82
5.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	82
5.3.1	Carbono orgânico e atividade microbiana	82
5.3.2	Atributos bioquímicos.....	85
5.3.3	Densidade de fungos micorrízicos arbusculares.....	86
5.3.4	Correlação de atributos biológicos e bioquímicos	87
5.4	CONCLUSÕES	88
5.5	REFERÊNCIAS	89
	CAPÍTULO III	95
6	MINERALOGIA DE SEDIMENTOS DE ARRASTE DE AGROECOSSISTEMAS SOB DIFERENTES USOS DA TERRA NA REGIÃO SEMIÁRIDA DO BRASIL	95
	RESUMO	95
	ABSTRACT	97
6.1	INTRODUÇÃO	98
6.2	MATERIAL E MÉTODOS	99
6.2.1	Área de Estudo.....	99
6.2.2	Caracterização dos sistemas de uso da terra das microbacias.....	100

6.2.3	Dados de clima, geologia, solos e sedimentos.....	100
6.2.4	Amostragem e determinações analíticas dos sedimentos.....	102
6.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	103
6.3.1	Fração areia grossa.....	105
6.3.2	Fração areia fina.....	107
6.3.3	Fração argila natural.....	108
6.3.4	Fração argila tratada.....	111
6.4	CONCLUSÕES	114
6.5	REFERÊNCIAS	114
	CAPÍTULO IV	119
7	ATRIBUTOS FÍSICOS DE SEDIMENTOS DE ARRASTE DE DIFERENTES AGROECOSSISTEMAS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO	119
	RESUMO	119
	ABSTRACT	121
7.1	INTRODUÇÃO	122
7.2	MATERIAL E MÉTODOS	123
7.2.1	Área de estudo.....	123
7.2.2	Caracterizações dos sistemas de uso da terra das microbacias.....	123
7.2.3	Dados de clima e solos.....	124
7.2.4	Amostragem e determinações analíticas dos solos e dos sedimentos..	124
7.2.5	Análises comparativas.....	126
7.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	126
7.3.1	Precipitação e erosividade.....	126
7.3.2	Produção de sedimentos por arraste.....	128
7.3.3	Granulometria, densidade, floculação e estabilidade dos agregados...	129
7.3.4	Granulometria da fração areia de solos e sedimentos.....	130
7.3.5	Granulometria da fração areia dos sedimentos por classe de erosividade.....	131
7.3.6	Granulometria da fração argila dos sedimentos por classe de erosividade.....	133
7.3.7	Cronologia das frações areia e argila dos sedimentos.....	134
7.3.8	Estabilidade dos agregados do solo e diâmetro médio ponderado.....	135

7.3.9	Estabilidade dos agregados do solo por classe.....	136
7.4	CONCLUSÕES	137
7.5	REFERÊNCIAS	137
8	CONSIDERAÇÕES FINAIS	141
9	SUGESTÕES E RECOMENDAÇÕES	143
	ANEXOS	144

1 INTRODUÇÃO GERAL

As regiões semiáridas cobrem aproximadamente um terço da superfície da terra e abrigam em torno de 20% da população mundial. Estas regiões são de alta fragilidade e apresentam regime de precipitação pluviométrica com alta variabilidade espacial e temporal (Conejo, 2007; Freitas *et al.*, 2013).

Na região Nordeste do Brasil predomina o clima semiárido. Na maior parte desta região se verifica a exploração intensiva dos recursos naturais pela agricultura, ou a exploração diversificada na forma de subsistência, promovendo queimadas e períodos de pousio inadequados da vegetação da Caatinga (Aguiar *et al.*, 2006; Silva; Santos, 2006; Silva; Guimarães Filho, 2006). Ações antropogênicas têm provocado limitações na exploração dos recursos naturais, resultando principalmente em perdas de solo e água, com reflexos negativos na sustentabilidade ambiental das bacias hidrográficas inserida na região.

A precipitação, parte integrante do ciclo hidrológico, promove formação de deflúvio ou escoamento superficial que acarreta o transporte de sedimentos e poluentes para a rede de drenagem. O rio formado passa a ser, portanto, um integralizador de fenômenos ocorrentes nas vertentes da bacia (Tucci, 2001). O curso pode ser compreendido como um sistema aberto e contínuo, possuindo gradiente de condições ambientais, e definido em três dimensões espaciais (longitudinal, lateral e vertical) pronunciando mudanças físicas, químicas e biológicas, caracterizados por fortes processos hidrológicos e geomorfológicos, o que vem sendo explicado pela teoria do equilíbrio dinâmico (Vannote, 1980).

A degradação dos recursos naturais, principalmente do solo e da água, vem crescendo acentuadamente, atingindo níveis críticos que se refletem na deterioração do meio ambiente, tendo como agente principal a erosão hídrica (Bertol *et al.*, 2006; Santos *et al.*, 2007; Bertol *et al.*, 2007). Outra consequência é a redução da produção agrícola proporcionada pela ocorrência de processos erosivos e de assoreamento de áreas, que provocam a perda de nutrientes necessários ao desenvolvimento das culturas (Albuquerque *et al.*, 2001; Albuquerque *et al.*, 2002).

A ocupação e o uso inadequado do solo pelas atividades agropecuárias alteram sensivelmente a dinâmica de processos biológicos, físicos e químicos dos sistemas naturais. Dentre os impactos hidroambientais decorrentes da retirada da

cobertura vegetal do solo destaca-se a redução da diversidade de espécies (Henry, 2003; Magurran, 2004) e baixa qualidade da água (Carvalho, 1994, 2000), impactando a formação e estabilização dos agregados (Maia *et al.*, 2006; Araújo *et al.*, 2013), a perda e a ciclagem de nutrientes (Grupta; Germida, 1988; Sousa *et al.*, 2012), e a alteração da atividade enzimática do solo (Balota *et al.*, 2004; Paudel *et al.*, 2012).

Desta maneira, a variabilidade do regime pluvial de regiões semiáridas associadas às intervenções humanas tem alterado sensivelmente a capacidade de suporte de agroecossistemas. O inadequado uso e ocupação do solo têm contribuído com importantes perdas do capital natural e o empobrecimento dos solos agrícolas (Medeiros; Vieira, 2006; Andrade, 2009), com conseqüente modificação da biodiversidade (Begon; Townsend; Harper, 2007).

Os indivíduos que compõem um ecossistema podem estar dispersos segundo os padrões existentes, o que é reconhecido pela hipótese da diversidade e da estabilidade. Neste sentido, a razão entre a energia reprodutiva e a energia de manutenção varia não somente com o tamanho dos organismos e com os padrões de história de vida, mas também com a densidade populacional e a capacidade de suporte do ecossistema. Assim, encontram-se ambientes favoráveis à espécie de alto potencial reprodutivo, e aqueles que favorecem os organismos com maior capacidade de usar recursos escassos e competir por eles. Estes modos de dinâmica populacional são conhecidos por seleção do tipo r/K (Odum; Barrett, 2007).

A busca por práticas agrícolas que propiciem alta produtividade onde se considera os diversos aspectos relativos à qualidade ambiental (Xavier *et al.*, 2004; Giongo *et al.*, 2011) é uma equação complexa cuja resolução não pode negligenciar o componente biológico do solo, pois este representa estreita inter-relação dos componentes físicos e químicos (Mendes; Reis Júnior, 2004).

Atualmente, qualquer índice de qualidade do solo deve incluir, além dos índices físicos e químicos, as variáveis biológicas e bioquímicas para que, em conjunto, possam refletir os processos que afetam o ecossistema (Frighetto; Valarini, 2000; Mendes *et al.*, 2009). É, portanto, essencial que se disponha de bioindicadores de sustentabilidade, que quantifiquem e indiquem o grau de conservação de um sistema (Tótola; Chaer, 2002; De-Polli; Pimentel, 2005; Silva *et al.*, 2007).

Alterações nos atributos químicos, físicos e biológicos do solo têm sido observadas em agroecossistemas com o aparecimento de novas condições de equilíbrio em sistemas de solo e água.

A compreensão dos processos hidrossedimentológicos, microbiológicos e bioquímicos é, portanto, de suma importância na definição de estratégias para o gerenciamento de pequenas bacias hidrográficas e na definição de planos de sustentabilidade. Sistemas agrícolas baseados em princípios agroecológicos são adotados como alternativa aos convencionais que acarretam elevados custos e provocam sérios prejuízos ambientais resultantes da modificação do uso do solo (Carvalho *et al.*, 2004; Maia *et al.*, 2006).

Dentre os componentes hidrossedimentológicos, o escoamento superficial é considerado um dos primeiros processos a ser alterado quando a cobertura vegetal da bacia é modificada (Paiva, 2001; Garfur *et al.*, 2003; Iroumé-Schulz, 2005). Neste sentido, a produção de sedimento por arraste é uma variável importante para melhor entender e representar as perdas de nutrientes, alterações na atividade dos microorganismos e em processos bioquímicos nas microbacias hidrográficas. No contexto da qualidade dos sedimentos, surgem questões científicas relativas às modificações da cobertura vegetal em regiões semiáridas que afetam a produção de sedimentos e a perda de nutrientes, tais como: É possível estimar perdas de sedimentos por arraste, de nutrientes e a biomassa microbiana e suas consequências para os agroecossistemas do semiárido? Quais os principais processos microbiológicos e bioquímicos envolvidos no equilíbrio dos ecossistemas? Os atributos mineralógicos e físicos dos sedimentos de arraste são influenciados pela erosividade das chuvas e erodibilidade dos solos dos agroecossistemas?

1.1 Hipóteses

(1) Ecossistemas naturais do semiárido apresentam poucas perdas de sedimentos e nutrientes em decorrência das chuvas, e tais sedimentos têm alta atividade microbiológica em relação aos solos de agroecossistemas tradicionais;

(2) O estabelecimento de relações entre variáveis sedimentológicas, microbiológicas e bioquímicas é essencial para a adoção de técnicas de manejo sustentável em agroecossistemas do semiárido;

(3) A composição mineralógica e os atributos físicos dos sedimentos de arraste são determinados pela erosividade das chuvas sobre os solos dos agroecossistemas.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo geral

Descrever a produção e a qualidade dos sedimentos de arraste, as perdas de nutrientes e alterações microbiológicas e bioquímicas em diferentes agroecossistemas inseridos em microbacias hidrográficas rurais no semiárido nordestino.

1.2.2 Objetivos específicos

(a) Quantificar a produção e caracterizar química, física e mineralogicamente os sedimentos de arraste de diferentes agroecossistemas do semiárido;

(b) Avaliar alterações da atividade microbiológica, da biomassa microbiana e da atividade enzimática e quantificar a população de fungos micorrízicos arbusculares de sedimentos de arraste de diferentes agroecossistemas;

(c) Avaliar a granulometria dos sedimentos de arraste levando em consideração a erosividade das precipitações pluviométricas;

(d) Relacionar a qualidade dos solos e dos sedimentos de arraste com os processos de degradação, visando subsidiar o manejo mais sustentável de agroecossistemas.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Biodiversidade e conservação de recursos naturais em bacia hidrográfica

A biodiversidade ou diversidade de ecossistemas pode ser definida como diversidade genética, de habitat e de processos funcionais que mantêm os sistemas complexos. Seus componentes são: riqueza, expresso pelo número de espécies ou categorias de uso da terra por unidade de espaço, e a abundância relativa ou componente de repartição das unidades individuais entre os diferentes tipos. O conceito atual de biodiversidade envolve a diversidade genética, de espécies, de ecossistemas, de paisagem e de processos ecológicos (Dajoz, 2005; Miller, 2007).

Os benefícios econômicos obtidos na agropecuária, nas atividades extrativas e na silvicultura têm produzido alterações na diversidade de espécies, ocasionando problemas que ameaçam o funcionamento de sistemas ecológicos e a integridade da biodiversidade (Altieri, 1999; Odum; Barrett, 2007; Martins *et al.*, 2007).

A desertificação tem contribuído com a degradação de terras áridas, semiáridas e subúmidas secas, resultante de variações climáticas e atividades humanas. A degradação da terra compreende a dos solos e dos recursos hídricos, da vegetação e da biodiversidade, e da qualidade de vida da população afetada. No Brasil, áreas vulneráveis à desertificação são encontradas na região Nordeste, abrangendo cerca de 180.000 km² e perdas econômicas que podem chegar a 100 milhões de dólares anuais (Lacerda; Lacerda, 2004).

Neste contexto, o processo de exploração tradicional e o baixo nível tecnológico adotado por produtores, aliado ao aumento populacional e à expansão dos mercados, tem levado à exploração intensiva dos recursos naturais e ao virtual esgotamento da biodiversidade. No estado do Ceará, estima-se que 53% das terras estão em fase de degradação ambiental (Sá; Riché; Fortius, 2004).

Na Caatinga, o uso inadequado do solo tem causado sérios danos ambientais e acelerado a desertificação. Segundo Leal *et al.* (2005), 28 espécies se encontram, nacionalmente ou globalmente, ameaçadas de extinção. Cunha Filho *et al.* (2009) apontam à necessidade da implantação de medidas de contenção de sedimentos, do escoamento superficial e, do melhor manejo da vegetação local de caatinga, em benefício dos recursos naturais e da qualidade do ambiente semiárido.

A bacia hidrográfica é reconhecida como uma unidade básica de ecossistema terrestre porque reúne partes do meio ambiente que interagem local e regionalmente através do fluxo de materiais e organismos mediados pela água (Villela, 1977; Paiva, 2001; Moulton; Souza; Oliveira, 2007). Assim, a bacia hidrográfica representa os limites físicos dos ecossistemas terrestres.

Em uma bacia hidrográfica, a cobertura vegetal possui uma estreita relação com o ciclo hidrológico, interferindo no movimento da água em vários compartimentos do sistema, sendo a interceptação um dos processos que afeta o balanço hídrico. Neste sentido, variações no uso e na cobertura vegetal do solo podem ter consequências hidrológicas importantes (Medeiros, 2005).

A cobertura vegetal de bacias hidrográficas sofre modificações naturais ou artificiais, e essa dinâmica produz as mais variadas alterações no meio, bem como nas respostas hidrológicas. A cobertura vegetal reduz a energia cinética das gotas de chuva, evitando que o solo fique exposto à ação direta da chuva, aumentando o escoamento superficial e perdas de água e solo, o que resulta em perdas nas propriedades físicas e químicas do solo (Albuquerque *et al.*, 2002).

A bacia hidrográfica é um sistema aberto cujos componentes biológicos parecerem autocontidos e independentes, mas que na realidade fazem parte de sistemas de bacias hidrográficas maiores, tendo o funcionamento determinado pela taxa de entrada e saída da água, materiais e organismos de outras partes da bacia hidrográfica (Odum, 1983).

Os impactos da mudança do uso e do manejo do solo sobre as variáveis hidrológicas e sedimentológicas são pouco conhecidos. Há evidências de que o aumento da cobertura vegetal reduz a vazão do rio e o manejo do solo pode afetar o escoamento e o aporte de sedimento em bacias (Walling, 1999; Zhang *et al.*, 2004; Chaves; Piau, 2008).

Saunders *et al.* (2002) sugerem a proteção integral da bacia hidrográfica como a melhor estratégia de manejo para conter a degradação resultante do uso inadequado do solo. Assim, numa floresta que sofreu perturbação ou em um campo cultivado mal gerenciado a erosão do solo e a perda de nutrientes não só empobrecem esses ecossistemas, como também tais fluxos de saída provavelmente produzirão eutrofização “a jusante”. Portanto, toda a bacia de drenagem, e não só o corpo da água ou a malha de vegetação, deve ser considerado como unidade mínima do ecossistema (Odum; Barrett, 2007).

Neste sentido, as massas de água de microbacias precisam ser consideradas como partes de maiores bacias de drenagem ou sistemas hidrográficos. Assim, os sistemas de bacias hidrográficas fornecem um tipo de unidade mínima de ecossistema gerando, por exemplo, informações sobre até que ponto muitas atividades humanas são negligentes e incorrem em desperdícios desnecessários, apontando meios de se reduzirem as perdas de materiais e da biodiversidade e de se restaurar o comportamento cíclico dos nutrientes vitais e de conservação da energia (Odum, 1996).

As características físicas, químicas e biológicas de cada corpo d'água possuem padrões individuais que são determinados pelas condições climáticas, geomorfológicas, geoquímicas e de uso e ocupação do solo apresentadas pela bacia de drenagem e pelo aquífero subterrâneo. Assim, todas essas informações são de suma importância para o planejamento e o gerenciamento dos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica (Paiva, 2001).

2.2 Agroecossistemas e sistemas agroflorestais

Um ecossistema pode ser definido como um sistema funcional de relações complementares entre organismos vivos e seu ambiente, delimitado por fronteiras escolhidas arbitrariamente, as quais, no espaço e no tempo, parecem manter equilíbrio dinâmico, porém estável. Assim, um ecossistema tem partes físicas com relações particulares (estrutura do sistema), que juntas participam de processos dinâmicos (função do sistema) (Gliessman, 2005).

Entre os componentes estruturais básicos dos ecossistemas encontram-se os fatores bióticos (organismos vivos) e fatores abióticos (componentes químicos e físicos não vivos). Entre as propriedades estruturais destacam-se a diversidade das espécies, a dominância e a abundância relativa de algumas espécies, a estrutura vegetativa e trófica, e a estabilidade da comunidade (Dajoz, 2005; Miller, 2007).

A função dos ecossistemas refere-se aos processos dinâmicos que ocorrem dentro deles: o movimento de matéria (ciclagem de nutrientes) e energia (fluxo de energia) e as interações dos organismos e materiais no sistema (Altieri, 2002; Gliessman, 2007).

Diferentemente dos ecossistemas naturais, nos agroecossistemas há controle da entrada de energia com a aplicação de fertilizantes, irrigação, pesticida etc, influenciando na diversidade de organismos e plantas, e o surgimento de

espécies a partir da seleção artificial. Assim, como em todo uso intensivo e especializado da terra, nos agroecossistemas existem custos e benefícios, incluindo erosão do solo, poluição por escoamento de pesticidas e fertilizantes, alto custo de subsídios de combustíveis, redução da diversidade e aumento da vulnerabilidade às mudanças de tempo e às pragas (Odum & Barrett, 2007).

Em agroecossistemas é importante considerar, ainda, a resiliência inerente às práticas de gestão. Desta maneira, alguns tipos apresentam respostas às perturbações naturais, como desmatamento e fogo, expressado pela recuperação mais rápida após perturbações provocadas pelo homem. Os agroecossistemas, se comparados aos ecossistemas naturais, têm muito menos resiliência, devido à sua reduzida diversidade funcional e estrutural (Gliessman, 2005).

Os sistemas agroflorestais são aqueles que retêm árvores e combinam elementos de culturas e de animais com elementos florestais, simultaneamente ou em seqüência, desenvolvendo-se para produção e proteção. Estes sistemas têm efeitos benéficos sobre as interações que ocorrem entre os componentes arbóreos e as culturas, a fim de obter a maior diversidade de produtos, diminuir as necessidades de insumos externos e reduzir os impactos ambientais negativos das práticas agrícolas (Araújo Filho; Carvalho, 2001; Gliessman, 2005; Aguiar *et al.*, 2006).

Desta maneira, os agroecossistemas e os sistemas agroflorestais podem contribuir efetivamente para estabelecer modelos de produção mais estáveis, pois favorecem o meio físico, melhorando a fertilidade do solo e reduzindo as perdas de solo e água. Os agroecossistemas apresentam mecanismos ecológicos e evolutivos para restauração da biodiversidade, sobretudo em regiões semiáridas (FAO, 1995; Altieri, 2004). Os sistemas agroflorestais representam alternativas viáveis, visto que promovem maior equilíbrio do ecossistema manejado (Franco *et al.*, 2002; Maia *et al.*, 2006, 2007).

Os sistemas agroflorestais avaliados no estado do Ceará mostraram-se extremamente eficientes no controle da erosão e no teor de água no solo (Melo Filho; Silva, 1993; Lobato *et al.*, 2009). Diferentemente destes, os agrossistemas agrícolas dependem da integralização das partes de uma bacia hidrográfica em consonância com a aptidão e a capacidade de suporte do capital natural (Andrade, 2009).

2.3 Ciclo hidrológico e escoamento superficial

O comportamento natural da água quanto as suas ocorrências, transformações e relações com a vida humana são caracterizadas através do conceito de ciclo hidrológico. O ciclo hidrológico está ligado ao movimento e à troca de água nos seus diferentes estados físicos, que ocorre na hidrosfera, entre os oceanos, as calotas de gelo, às águas superficiais, as águas subterrâneas, vegetação, solo e a atmosfera (Ponce, 1989).

O ciclo hidrológico pode ser descrito quantitativamente pela aplicação do princípio da conservação de massa, na forma de balanço hídrico. Assumindo-se os continentes como volumes de controle é possível desenvolver um balanço hídrico onde a precipitação pode ser considerada com entrada, e a evapotranspiração e o escoamento como saídas. Neste contexto o balanço hídrico varia de local para local dentro de um continente, sendo a bacia hidrográfica geralmente utilizada como volume de controle (Pinto *et al.*, 1976; Paiva, 2001).

No balanço hídrico, o escoamento superficial é a fase que trata da ocorrência e do transporte da água na superfície terrestre, abrangendo desde o excesso de precipitação até o escoamento de um rio. O rio pode ser alimentado tanto por excesso de precipitação como pelas águas subterrâneas (Villela, 1975).

No estudo da água de escoamento superficial, destaque se faz ao conceito sobre rio ou “contínuo fluvial” dentro do ciclo hidrológico, proporcionando a circulação da água e vida às comunidades bióticas. Diversas teorias ecológicas foram propostas para descrever suas funções e importância na equação hidrológica, entre as quais a teoria do “continuo fluvial” que tenta demonstrar como as comunidades bióticas se ajustam às mudanças de condições em cursos d’água, conforme o tamanho do curso (Vannote *et al.*, 1980).

Na conceituação de pulso de inundação, diferentemente do contínuo fluvial que descreve um rio longitudinalmente, este leva em consideração o curso de água tanto lateral como longitudinal, incluindo o rio com sua planície de inundação (Junk *et al.*, 1989; Johnson *et al.*, 1995) essencial para o funcionamento de alguns sistemas dependentes.

Tentando explicar o movimento da água superficial, utilizando uma abordagem mais complexa, Ward e Stanford (1983) introduziram a teoria da descontinuidade fluvial, tetradimensional, onde os componentes laterais, verticais e

longitudinais se modificariam ao longo do tempo, típico de regiões semiáridas cujos cursos são efêmeros.

As características físicas, químicas e biológicas de cada corpo d'água possuem padrões individuais que são determinados pelas condições climáticas, geomorfológicas, geoquímicas e de uso e ocupação do solo apresentadas pela bacia de drenagem e pelo aquífero subterrâneo. Assim, todas essas informações são de suma importância para o planejamento e o gerenciamento dos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica (Paiva, 2001).

A precipitação é parte do ciclo hidrológico apresentando variações geográfica, temporal e estacional. O conhecimento sobre a distribuição superficial da precipitação sobre uma área pode ser ampliado levando-se em consideração a relação intensidade, duração e frequência (Tucci, 2002).

Entre as fases básicas do ciclo hidrológico, possivelmente a de maior importância é o escoamento superficial, pois a maioria dos estudos hidrológicos está ligada ao aproveitamento da água superficial e à proteção contra os efeitos causados pelo seu deslocamento. Da precipitação que atinge o solo, parte fica retida no solo e parte fica nas depressões. Do excedente de água retida, parte se infiltra e parte escoar superficialmente, transportando sedimentos, nutrientes e poluentes (Brooks, 1991; Moulton; Souza; Oliveira, 2007).

O processo de escoamento pode ser descrito em três fases: na primeira fase, o solo está seco e as reservas de água estão baixas; na fase seguinte, iniciada a precipitação, ocorrem interceptação, infiltração e escoamento superficial; na última fase o sistema volta a seu estado normal, após a precipitação. Fatores como clima, tipo de vegetação, tipo de solo, condições topográficas, ocupação e uso do solo, geologia, determinam a relação entre vazão e precipitação (Dunne; Leopold, 1978).

O escoamento superficial sofre a influência de diversos fatores que facilitam ou prejudicam a sua ocorrência. Estes fatores podem ser de natureza climática, relacionados com a precipitação ou de natureza fisiográfica ligados às características físicas da bacia. Dentre os fatores climáticos podem-se destacar a intensidade e a duração da precipitação, pois quanto maior a intensidade da chuva mais rapidamente o solo atinge a sua capacidade de infiltração provocando um excesso de precipitação que escoará superficialmente. A duração da precipitação também é diretamente proporcional ao escoamento (Villela, 1975; Ponce, 1989). A precipitação antecedente também é considerada um fator climático importante, pois

numa precipitação o escoamento é facilitado quando o solo está úmido devido a uma chuva anterior. Dentre os processos fisiográficos parecem ser os mais importantes a área, a forma, a permeabilidade e a capacidade de infiltração, e a topografia da bacia.

Os mecanismos principais de escoamento que podem acontecer em microbacias são: escoamento superficial hortoniano, escoamento subsuperficial, escoamento de água subterrânea (ou escoamento de base), escoamento superficial por saturação subsuperficial e precipitação direta do canal (Chow; Maidment; Mays, 1988; Ponce, 1989).

O escoamento superficial tem origem, fundamentalmente, nas precipitações. Ao chegar ao solo, parte da água se infiltra, parte é armazenada nas depressões do terreno e parte se escoam pela superfície. Este tipo de escoamento tem se mostrado predominante em algumas regiões de clima semiárido (Cantón *et al.*, 2001; Costa, 2007; Medeiros, 2009). O deflúvio direto abrange o escoamento superficial e grande parte do sub-superficial, visto que este último atinge o curso d'água tão rapidamente que, comumente, é difícil distingui-lo do verdadeiro escoamento superficial.

O escoamento superficial é, portanto, parte do ciclo hidrológico em que a água se desloca na superfície da bacia até encontrar uma calha, sendo seu comportamento dependente essencialmente da cobertura da bacia, de sua declividade e do sistema de drenagem (Tucci, 2001). Este tipo de escoamento é considerado a fonte principal na geração de picos de descargas em bacias, especialmente em área com estrutura de solos compactados ou desprovidos de cobertura vegetal (Garfur *et al.*, 2003; Iroumé; Schulz, 2005; Thomaz, 2009). Por outro lado, o desmatamento da vegetação nativa favorece o escoamento superficial, dificultando a renovação dos mananciais subterrâneos (Freitas *et al.*, 1998).

2.4 Caracterização e transferência dos sedimentos aos sistemas aquáticos

A água atua como veículo de transporte de qualquer substância, seja ela dissolvida ou arrastada. Por isso, sempre que houver deslocamento de água natural ou forçada, haverá transferência de substâncias e sedimentos. O transporte de soluto pode ocorrer durante o deflúvio ou por drenagem interna. Pelo arraste, são transportadas partículas de solo, fragmentos e partículas de rocha, os quais pela

ação combinada da gravidade com a massa de água deslocada são depositados como sedimentos nos estratos inferiores (Poletto; Merten, 2006).

Nos ecossistemas aquáticos, os sedimentos passam a ter um papel importante para a biota através do fornecimento de nutrientes e energia. Para tanto, métodos diretos de comparação das características físicas e químicas dos sedimentos transportados nos rios com a qualidade dos sedimentos nas suas fontes são utilizados (Walling, 1990).

A carga de sedimentos dos cursos de água é uma mistura de partículas de várias espécies, tamanhos e formas. Mecanicamente, a espécie da partícula exprime-se pela sua densidade, o tamanho pelo seu diâmetro maior e a forma pelo coeficiente de esfericidade (Christofolletti, 1981).

Uma parcela da carga detrítica dos cursos de água é proveniente da ação erosiva que o movimento da água exerce sobre as margens e o fundo do leito (*bed load*). Entretanto, a maior parte é fornecida pela remoção detrítica das vertentes (*wash load*). Assim, reconhece-se que o transporte de sedimentos é governado pelos fatores hidrológicos que controlam as características e o regime de escoamento superficial e pelas características das partículas que compõem a carga de sedimentos (Santos *et al.*, 2001).

A carga total de sedimentos é composta por materiais fornecidos pelos processos químicos, físicos e biológicos que governam a erosão e pelos mecanismos de transporte de massa no regolito. No processo de transporte fluvial de sedimentos podem-se distinguir três tipos de cargas: dissolvida, em suspensão e do leito (Vanoni, 1977; Minella; Merten; Ribeiro, 2006).

A carga dissolvida dos cursos de água é composta pelos constituintes intemperizados das rochas. As partículas de granulometria reduzida, como silte e argila são pequenas o suficiente para que sejam transportadas pelo fluxo turbulento superando a ação da gravidade, constituindo a carga de sedimentos em suspensão. A distinção entre carga em suspensão e carga do leito baseia-se mais no mecanismo de transporte do que no tamanho da partícula. A causa principal da carga em suspensão não provém somente da ação abrasiva do rio sobre o fundo e as margens, mas principalmente da lavagem sobre as vertentes efetuada pelo escoamento superficial (Santos *et al.*, 2001). A soma da carga de sedimento em suspensão e dissolvida é designado como sólidos totais.

Para as frações silte e areia, os principais problemas que influenciam a complexidade da conexão entre os processos que ocorrem nas vertentes do rio estão relacionados com a descontinuidade do movimento das partículas em direção ao exutório, e os fatores controladores seriam a declividade e a forma das vertentes (Bortoluzzi; Poletto, 2006). Para os sedimentos do tamanho da argila ou microagregado, os principais problemas estão relacionados com os processos de floculação e dispersão das argilas que dependem das condições físico-químicas do meio e do tipo de material que compõe os sedimentos finos (Hillel, 1998).

A carga do leito do rio é composta por partículas de granulometria maior, como areias e cascalhos, que permanecem junto ao fundo do canal e são transportados por meio de saltação e por arraste. Devido ao volume e a densidade das partículas, a velocidade da carga do leito é muito mais lenta que a do fluxo, porque as partículas podem se deslocar de modo intermitente e também porque a velocidade do fluxo junto ao fundo é menor. As partículas de saltação localizam-se nas proximidades do leito, funcionando como transicional entre a carga do leito e as partículas transportadas em suspensão. O arraste, entretanto, é o processo em que as partículas maiores deslizam ao longo do leito em rolamento (Santos *et al.*, 2001). Os sedimentos transportados como cargas do leito sofrem abrasão e redução do tamanho por meio de choques e atritos e o selecionamento resultante do transporte diferencial das partículas de tamanhos diferentes.

Entre os métodos de medição direta da descarga sólida do leito, destacam-se: as medições por meio de armadilhas ou fossos, usando estruturas fixas no leito do rio, ao longo da seção transversal; e medições utilizando equipamentos portáteis para coleta de sedimentos do leito e o uso de radioisótopos (traçadores) (Coiado; Paiva; Simões, 2001).

Como as camadas de deposição de sedimentos em ecossistemas aquáticos são temporais e seqüencialmente acumuladas, os sedimentos depositados no fundo dos ecossistemas aquáticos podem revelar inúmeras informações de natureza química, física e biológica, visto que tais informações se agregam ao tipo de habitat, e sobre os eventos pretéritos. Neste sentido, a formação de microhabitats, o aumento da diversidade e as interações do sedimento nos processos ecossistêmicos podem servir como premissa para a restauração de ecossistemas degradados (Henry, 2003).

Dados referentes à qualidade dos sedimentos são importantes para compreensão dos processos de qualidade ambiental (Poletto; Merten, 2006).

Entre os nutrientes transportados em suspensão ou dissolvidos em áreas agrícolas envolvidos em processos biológicos e de eutrofização destacam-se o nitrogênio e o fósforo. O nitrogênio pode ser encontrado nas águas sob as formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. Os nitratos são as formas mais comuns encontradas em solos e sedimentos. (Piveli; Kato, 2006).

Os fosfatados encontram-se disponíveis em rochas, aparecendo o fósforo como adsorvido em sesquióxidos hidratados ou amorfo, estrutural em compostos cristalinos de ferro e alumínio, ou em compostos alcalinos de cálcio em solos calcários ou não ácidos, e na forma orgânica. As concentrações nos sedimentos e de fósforo total na água são maiores durante eventos pluviométricos de alta intensidade e em áreas com maior ação antrópica (Minella; Merten, 2006).

Os elementos químicos que ocorrem em baixas concentrações no solo são identificados como elementos-traço. Em sua maioria, pertencem ao grupo dos metais, dentre eles o ferro (Fé), zinco (Zn), cobre (Cu) e o manganês (Mn), e estão envolvidos em reações químicas, ou físico-químicas, com os minerais de argila ou matéria orgânica presente no ambiente. Os elementos metálicos, que sofrem transformações de oxidação ou redução, podem ser mineralizados e imobilizados pela microbiota do solo (Moreira; Siqueira, 2006). Estes metais causam alguma preocupação devido a sua toxicidade quando altos teores estão presentes em sedimentos, podendo ser bioacumulados na rede trófica. Portanto, a análise das concentrações de metais poderá fornecer informações sobre o possível enriquecimento de sedimentos por adsorção.

Na classificação dos minerais presentes no solo baseada na composição química adota-se a divisão de minerais silicatados e não silicatados, sendo destes os mais expressivos para a qualidade de sedimentos são os óxidos e podem possuir ferro, alumínio, manganês ou titânio em sua estrutura. Entre os silicatados os mais representativos são os argilominerais (Mello, 2006).

As fontes de sedimentos podem ser determinadas em função de características químicas e físicas dos solos e dos elementos que são utilizados como propriedades traçadoras. A comparação dos sedimentos coletados com as fontes poderá ser feita utilizando procedimento estatístico em que é selecionado o

melhor conjunto de características químicas que apresentam capacidade discriminante entre as fontes (Walling; Collins, 2000).

2.5 Indicadores de qualidade dos solos e dos sedimentos

De acordo com Gupta e Germida (1988), a microbiota do solo, graças a sua atividade, atua na forma e na estabilização dos agregados, na ciclagem de nutrientes, além de ser considerada como bioindicadora de agroecossistemas.

O manejo inadequado do solo, principalmente pela exploração agrícola, constitui uma ameaça à sustentabilidade e ao meio ambiente. Neste sentido, os indicadores de mudança do solo são mais bem avaliados com utilização de indicadores microbiológicos, visto o entrelaçamento entre a atividade e diversidade microbiana, a vegetação, a capacidade de responder rapidamente a alterações do solo, e a própria sustentabilidade do ecossistema (Frighetto; Valarini, 2000).

Para avaliar a integralidade de ecossistemas, os indicadores e as variáveis biológicas apresentam vantagens sobre os parâmetros físicos e químicos do ecossistema solo e dos sistemas aquáticos. Dentre as mais importantes destaca-se a integralidade dos efeitos de muitas variáveis ambientais por um longo período de tempo além das perturbações ocasionais e efeitos cumulativos de descargas (Rosas *et al.*, 1985). No entanto, verifica-se que essas variáveis, isoladamente, não expressam adequadamente os processos biogeoquímicos que ocorrem nos ecossistemas, devendo ser combinados entre si, de forma a produzir relações (Anderson, 2003; Porto *et al.*, 2009).

Neste sentido, os inúmeros organismos que se multiplicam e habitam o solo são responsáveis, direta e indiretamente, por processos bioquímicos diversos que controlam as transformações dos elementos químicos e as transferências de energia e nutrientes no sistema-solo-planta-atmosfera, constituindo a base de sustentação e produtividade dos ecossistemas terrestres (Moreira; Siqueira, 2006).

O sedimento, por sua vez, serve para avaliação da qualidade do ecossistema, como ferramenta, visto que se relaciona diretamente aos processos e padrões do próprio ecossistema, permitindo avaliar e detectar fragilidades ambientais. Perturbações físicas decorrentes dos sedimentos podem influenciar a estruturação das assembléias e ocorrem de forma dinâmica apresentando diversos cenários em determinados espaços de tempo (Poletto; Merten, 2006).

O ecossistema do solo pode, também, sofrer distúrbios em consequência das práticas agrícolas, como o preparo, fertilização, controle de doenças e pragas, tipos de culturas, processo de colheita, etc. Assim, o grande desafio é desenvolver métodos para monitorar e avaliar o impacto antropogênico sobre os processos biológicos do solo e sobre os organismos (Frighetto; Valarini, 2000) e fornecendo subsídios para o correto planejamento do uso da terra e manejo do solo (Johnson *et al.*, 2003).

Atributos químicos e físicos do solo, da água e do sedimento já estão sendo utilizados e detalhados, enquanto que os biológicos são ainda pouco conhecidos.

O conhecimento da fração de microrganismos fisiologicamente ativos de uma população microbiana em ambientes natural é uma informação importante do ponto de vista da ecologia microbiana. A atividade microbiana consiste, portanto, em uma sequência de reações químicas coordenadas, que permitem ao organismo gerar energia, biomassa ou a liberação de substâncias ativas no ambiente (Schneider, 2000).

Neste contexto, a atividade e o tamanho da comunidade microbiana determinam a intensidade que os processos microbiológicos e bioquímicos acontecem nos solos e sedimentos, podendo atuar em processos de formação e estabilização dos agregados, na ciclagem de nutrientes, além de ser considerada como bioindicador da qualidade do solo (Gupta; Germida, 1988).

O declínio na atividade microbiana tem impacto na fertilidade natural do solo, afetando os ecossistemas naturais. Deste modo, o tamanho da comunidade microbiana e sua atividade determinam a intensidade com que os processos bioquímicos acontecem, sendo influenciada pela umidade, aeração, temperatura, disponibilidade de substrato (Cattelan; Vidor, 1990).

A atividade metabólica pode resultar na produção de biomassa, na produção de metabólito ou na mera sobrevivência do organismo. No meio ambiente, todas essas manifestações ocorrem simultaneamente, sendo que fração considerável de organismos encontra-se em estado de senescência, “viáveis e não cultiváveis” (Schneider, 2000).

Os microrganismos representam cerca de 60% a 80% da fração viva e ativa da matéria orgânica do solo (Pelczar; Chang; Krieg, 1996). Por constituir a fração viva da matéria orgânica, a biomassa microbiana do solo (BMS) é

responsável por diversos processos biológicos e bioquímicos no solo (Moreira; Siqueira, 2006).

A biomassa microbiana do solo é, portanto, o componente do subsistema de decompositores, que regula a ciclagem de nutrientes, o fluxo de energia, a produtividade das plantas e dos ecossistemas e, portanto, a medição deste compartimento é de extrema importância para a conservação dos solos (Sparling, 1992; De-Polli; Guerra, 1997). A avaliação da biomassa é útil, dentre outros, para avaliar os efeitos de poluentes, como metais pesados e pesticidas (Frighetto; Valarini, 2000).

A respiração é um dos processos de quantificação da atividade microbiana. Reflete o manejo do solo, a degradação dos restos vegetais, da matéria orgânica nativa, dos compostos orgânicos adicionados ao solo, do carbono orgânico e a reciclagem de nutrientes. Representa a oxidação da matéria orgânica por organismos aeróbios, que, utilizam O_2 comoceptor final de elétrons, até CO_2 (Moreira; Siqueira, 2006). Assim, tem-se que alta taxa de respiração é indicativa de alta atividade biológica e disponibilização de nutrientes para as plantas (Tótola; Chaer, 2002).

O quociente metabólico (qCO_2), denominado também de taxa de respiração específica da biomassa, apresenta grande potencial para a compreensão da evolução microbiana em um ecossistema, podendo servir para explicar a estrutura e a função de comunidades, surgimento e desaparecimento de populações, além de servir como indicador do grau de reabilitação de um ecossistema (Anderson; Domsch, 1993). Igualmente, distúrbios no solo podem causar elevação do quociente metabólico, indicando maior consumo de energia.

Valores elevados de qCO_2 são indicativos de ecossistemas submetidos a condição de estresse ou distúrbios, a exemplo dos preparos convencionais do solo que promovem o rompimento de macro e microagregados, e conseqüentemente, torna a matéria orgânica mais susceptível ao ataque microbiano, aumentando a taxa de mineralização e a liberação de CO_2 para a atmosfera (SIX *et al.*, 2006).

Os processos bioquímicos e biológicos são fundamentais para o funcionamento de ecossistemas e as enzimas extracelulares têm extrema importância, pois são catalisadoras de inúmeras reações que ocorrem no solo relacionado ao ciclo bioquímico dos nutrientes (Dick; Breakwell; Turco, 1996).

As enzimas de solo formam um grupo especial de proteínas com especificidade funcional, sendo responsáveis pela catálise de reações químicas. Por outro lado, a interação das enzimas com seu substrato dependem de fatores como: concentração e propriedade das enzimas, natureza cristalina ou amorfa do substrato, além de condições ambientais (pH, salinidade, temperatura, teor de argila, presença de substâncias tóxicas) (Siqueira *et al.*, 1994).

O monitoramento de alterações no solo decorrentes de fatores antropogênicos através da atividade enzimática, que por sua vez encontram-se relacionadas com a produção, o comportamento catalítico e a persistência no solo, a decomposição de resíduos, eficiência de uso de fertilizantes, estratificador ecológico e indicador da presença de poluentes, é uma importante ferramenta (Melo; Azevedo, 1997; Moreira; Siqueira, 2002).

As enzimas extracelulares incluindo as fosfatases são importantes na degradação de substâncias orgânicas e na mineralização de fosfato. A atividade da fosfate ácida e alcalina pode ser influenciada pelo teor de matéria orgânica e de fósforo do solo, variando em relação ao tipo de manejo adotado e da vegetação do ecossistema, e é influenciada por inibidores ou indutores (Frighetto; Valarini, 2000).

Práticas agrícolas ou outras alterações na estabilidade dos microrganismos proporcionam modificações na composição das diversas populações da comunidade microbiana, principalmente decorrentes de flutuações do pH, da umidade, aeração, temperatura, e disponibilidade de nutrientes na água, no solo e no sedimento (Porto *et al.*, 2009).

Considerando os microrganismos, em geral, as bactérias são os mais abundantes em solos úmidos, neutros, alcalinos, e com elevados teores de matéria orgânica, e participam de inúmeros processos desde a decomposição de matéria orgânica, passando pela ciclagem de nutrientes e fixação biológica, até transformações bioquímicas específicas. Os fungos embora não sejam dominantes em número, podem representar até 80% da biomassa microbiana dos solos, especialmente para condições de pH ácido e teor elevado de matéria orgânica (Moreira; Siqueira, 2006).

Os fungos micorrízicos arbusculares (FMA) têm importante papel na sustentabilidade dos sistemas agrícolas promovendo dentre outras funções a manutenção da fertilidade do solo, a agregação do solo, agindo no balanço hídrico e no controle de patógenos (Smith; Read, 2008). Variações nos teores de fósforo, pH

e textura do solo podem promover elevações nas taxas de colonização micorrízica (Siqueira *et al.*, 2010).

Associações simbióticas mutualísticas com os fungos micorrízicos arbusculares possibilitam às plantas absorverem mais água e nutrientes de baixa mobilidade como fósforo, zinco, e cobre que estão além da zona de absorção (Silveira, 2000).

As descargas de sedimentos, em geral, parecem reduzir a luminosidade da água em função do aumento da turbidez e causa significativa redução na produtividade primária, por assim dizer, na quantidade e qualidade dos alimentos disponíveis para determinados grupos funcionais, o que justifica a necessidade de estudos sobre sedimentação não somente de eventos pontuais, mais do efeito da sedimentação sobre a biota a médio ou longo prazo (Rosas *et al.*, 1985).

No solo, alterações na fauna podem ser avaliadas quanto aos aspectos quantitativos (abundância, densidade e riqueza) e qualitativos (diversidade) dos organismos edáficos, sendo ambos usados como potenciais bioindicadores da qualidade do solo (Linden *et al.*, 1994). Eventos severos que ocasionam grandes descargas podem proporcionar perdas de organismos (Gonçalves, 2006).

Do exposto, compreende-se que a determinação da qualidade dos sedimentos e suas relações com os atributos químicos, físicos, mineralógicos, microbiológicos e bioquímicos são de fundamental importância na definição de estratégias e implantação de programas de conservação de solo e água, e na manutenção dos ecossistemas. Assim, técnicas de manejo sustentável em nível de bacia hidrográfica que incluem estes aspectos podem minimizar os efeitos das ações antropogênicas visando sua conservação e produtividade. Outro aspecto importante é a identificação da qualidade dos sedimentos e seus efeitos sobre a biota e sobre os agroecossistemas.

3. REFERÊNCIAS

Aguiar, M.I.; Maia, S.M.F; Oliveira, T.S.; Mendonça, E.S.; Araujo Filho, J.A. 2006. Perdas de solo, água e nutrientes em sistemas agroflorestais no município de Sobral, CE. *Revista Ciência Agronômica*, 37(3):270-278.

Albuquerque, A.W.; Lombardi Neto, F.; Srinivasan, V.S. 2001. Efeito do desmatamento da Caatinga sobre as perdas de solo e água de um Luvissole em Sumé, PB. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campina Grande, 25:121-128.

Albuquerque, A.W.; Lombardi Neto, F.; Srinivasan, V.S.; Santos, J.R. 2002. Manejo da cobertura do solo e de práticas conservacionistas nas perdas de solo e água em Sumé, PB. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, 6(1):136-141.

Altieri, M.A. 2004. Linking ecologists and traditional farmers in the search for sustainable agriculture. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2:35-42.

Altieri, M.A. 2002. *Agroecologia: Bases científicas para uma agricultura sustentável*. Porto Alegre: Guaíba Agropecuária, 592 p.

Anderson, T.H. 2003. Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. *Agriculture Ecosystems Environmental*. Amsterdam, 98(1):285-293.

Anderson, T.H.; Domsch, K.H. 1993. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 25:393-395.

Andrade, E.M. 2009. A irrigação e suas implicações sobre o capital natural em regiões áridas e semi-áridas: uma revisão. *Revista Ceres*, 56(4):390-398.

Araújo, A.L.; Oliveira, R.T.; Ferreira, T.O.; Romero, R.E.; Oliveira, T.S. 2013. Evaluation of soil structure using participatory methods in the semiarid region of Brazil. *Revista Ciência Agronômica*, 44(3):411- 418.

Araújo Filho, J.A.; Carvalho, F.C. 2001. Sistemas de produção agrossilvipastoril para o semi-árido nordestino. In.: Carvalho, M.M.; Alvim, M.J.; Carneiro, J.C. (Org.). *Sistemas agroflorestais pecuários: opções de sustentabilidade para áreas tropicais e sub tropicais*. 1 ed., Brasília: FAO, p. 101-110.

Balota, E.L.; Kanashiro, M.; Colozzi Filho, A.; Andrade, A.S.; Dick, R.P. 2004. Soil enzyme activities under long-term tillage and crop rotation systems. *Brazilian Journal of Microbiology*, 35:300-306.

Barrella, W.; Petreire Júnior, M.; W. S.; Smmith, L.F.A. 2001. Matas ciliares: conservação e recuperação. Rodrigues, R.R & L Filho, H.F. (eds.), EDUSP & FAPESP, pp. 187-207.

Begon, M.; Townsend, C.R.; Harper, J.L. 2007. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 752 p.

Bertol, I.; Melo, E.L.; Cogo, N.P.; Vásquez, E.V.; González, A.P. 2006. Parâmetros relacionados com a erosão hídrica sob taxa constante da enxurrada. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 30(4):715-722.

Bertol, I.; Cogo, N.P.; Schick, J.; Gudagnin, J.C.; Amaral, A.J. 2007. Aspectos financeiros relacionados às perdas de nutrientes por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 31(1):133-142.

Bortoluzzi, E.C.; Poletto, C. 2006. Metodologias para estudos de sedimentos: ênfase na proporção e na natureza mineralógica das partículas. In: *Qualidade dos sedimentos*. Org. Poletto, C.; Merten, G.H., Porto Alegre, ABRH, p. 83-140.

Brooks, K.N.; Folliott, P.F.; Gregersen, H.M.; Thames, J.L. 1991. *Hydrology and the Management of Watersheds*, Iowa State University, 392 p.

Cantón, Y.; Domingo, F.; Solé-Benet, A.; Puigdefábregas, J. 2001. Hydrological and erosion response of a badland system in semiarid SE Spain. *Journal of Hydrology*, 252: 65-84.

Carvalho, N.O. 1994. Hidrossedimentologia prática. Rio de Janeiro: CPRM. 372 p.

Carvalho, N.O. 2000. Guia de Práticas Sedimentométricas. Brasília: ANEEL. 116 p.

Carvalho, R.; Goedert, W. J.; Armando, M. S. 2004. Atributos físicos da qualidade de um solo sob sistema agroflorestal. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 39:1153-1155.

Cattelan, A.J.; Vidor, C. 1990. Flutuações na biomassa, atividade e população microbiana do solo, em função de variações ambientais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. Campinas, 14(2):133-142.

Chaves, H.M. L; Piau, L.P. 2008. Efeito da variabilidade da precipitação pluvial e do uso e manejo do solo sobre o escoamento superficial e o aporte de sedimento de uma bacia hidrográfica do Distrito Federal. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*. 32(1):333-343.

Costa, A.C. 2007. Hidrologia de uma bacia experimental em Caatinga conservada no semi-árido Brasileiro. Dissertação de Mestrado em Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, Ceará.

Chow, V.T.; Maidment, D.R.; Mays, L.W. 1988. *Applied Hydrology*. Mcgrawhill International Editions: Civil Engineering Series, Singapura, 572 p.

Christofolletti, A. 1981. *Geomorfologia fluvial*. São Paulo: E. Blucher, 313 p.

Coiado, E.M.; Paiva, J.B.D; Simões, S.J. 2001. Monitoramento da erosão e do transporte de sedimentos. In: *Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas*. Org. Paiva, J.B.D; Paiva, E.M.C.D. Porto Alegre: ABRH, p. 587-625.

Conejo, J.G.L. 2007. *Disponibilidade e demandas de recursos hídricos no Brasil*. Brasília. ANA, 124 p.

Dajoz, R. 2005. *Princípios de Ecologia*. 7 ed. Porto Alegre. Artmed. 520 p.

De-Polli, H.; Guerra, J.G.M. 1997. *Determinação do carbono da biomassa microbiana do solo: método de fumigação-extração*. Seropédica: Embrapa-CNPAB, 10 p.

De-Polli H.; Pimentel, M.S. 2005. Indicadores de qualidade do solo. In: Aquino AM, Assis RL (Ed.) *Processos biológicos no sistema solo-planta: ferramentas para uma agricultura sustentável*. Brasília: Embrapa-SCT, p. 17-28.

Dick, R.P.; Breakwell D.P.; Turco R.F. 1996. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. In: Doran JW, Jones AJ, editors. *Methods for assessing soil quality*, p. 247–271.

Dunne, T; Leopold, L.B. 1978. *Water in environment planning*. W.H. Freeman and Company. New York. 243 p.

FAO - Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 1995. Consulta de expertos sobre el avance de la agroforestería en zonas áridas y semiaridas de América Latina y el Caribe. Santiago, 152 p. (Serie Zonas Áridas y Semiaridas, n°1).

Franco, F.S.; Couto, L.; Carvalho, A. F.; Jucksch, I.; Fernandes Filho, E.I.; Silva, E.; Meira Neto, J.A.A. 2002. Quantificação da erosão em sistemas agroflorestais e convencionais na zona da mata de Minas Gerais. *Revista Árvore*, 26:751-760.

Freitas, M.A.S.; Marwell Filho, P.; Nunes, C.N. 1998. A gestão integrada dos Recursos Hídricos no Estado do Piauí. In. IV SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 1998, Campina Grande. Anais. Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. ABRH.

Freitas, M.A.S.R.; Andrade, E.M.; Weber O.B.; Palácio H.A.Q.; Ferreira, T.O. 2013. Bedload sediment and nutrient losses in agro-ecosystems of the Brazilian semiarid region. *Nutrient Cycling Agroecosystems*, 96:203-213.

Frighetto, R.T.S.; Valarini, P.J. 2000. *Indicadores biológicos e bioquímicos de qualidade do solo*: manual técnico. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 198 p.

Garfur, A.; Jensen, J. R.; Borggard, O.K.; Petersen, L. 2003. Runoff and losses of soil and nutrients from small watersheds under shifting cultivation (Jhum) in the Chittagong Hill Tracts of Bangladesh. *Journal of Hydrology*, 274:30-46.

Gliessman, S.R.; Rosado-May, F.J.; Guadarrama-Zugasti, C; Jedlicka, J.; Cohn, A.; Mendez, V.E.; Cohen, R.; Trujillo, L.; Bacon, C.; Jaffe, R. 2007. Agroecología: promoviendo una transición hacia la sostenibilidad. *Ecosistemas*, 16(1).

Gliessman, S.R. 2005. *Agroecologia: processos ecológicos em agricultura sustentável*. Tradução Ed. UFRGS. 2.ed. Porto Alegre: Ed. UFRGS, 653pp. (Série Estudos Rurais). Título original: *Agroecology: ecological processes in sustainable agricultur*.

Giongo, V.; Galvão, S.R.S.; Mendes, A.M.S.; Gava, C.A.T.; Cunha, T.J.F. 2011. Soil organic carbon in the brazilian semiárid tropic. *Dynamic Soil, Dynamic Plant*, Global Science Books 5:12-20.

Gonçalves, G.R. 2006. Influência do sediment em ecossistemas aquáticos. In: *Qualidade dos sedimentos*. Org. Poletto, C.; Merten, G.H., Porto Alegre, ABRH, p. 315-342.

Gupta, V.V.S.R.; Germida, J.J. 1988. Distribution of microbial biomass and its activity in different soil aggregation size classes as affected by cultivation. *Soil Biology and Biochemistry*, Oxford, 20:777-786.

Henry, R. 2003. *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. São Carlos: RIMA. 349 p.

Hillel, D. 1998. *Environment soil physics*. New York, Academic Press, 770 p.

Iroumé, A.; Schulz, A.H. 2005. Summer flows in experimental catchment with different forest covers, Chile. *Journal of Hydrology*, 30:300-313.

Johnson, B.L.; Richardson, W.B.; Naimo, T.J. 1995. Past, present, and future concepts in large river ecology: how rivers function and how human activities influence river processes. *BioScience*, 45:134-141.

Johnson, D.; Booth, R.E.; Whiteley, A.S.; Bailey, M.J.; Grime, J.P.; Leake, J.R. 2003. Plant community composition affects the biomass, activity and diversity of microorganisms in limestone grassland soil. *European Journal Soil Science*, Oxford, 54(4):67- 677.

Junk, W.J.; Bayley, P.B.; Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain system. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences*, 106:110-127.

Leal, I.R.; Silva, J.M.C.; Tabarelli, M.; Lacher Junior, T. E. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. *Megadiversidade*, 1(1).

Lima, W.P.; Zakia, M.J. 2001. *Hidrologia de Matas ciliares*, pp. 33-44. In: Rodrigues, R.R. & H.F.L Filho (eds.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. EDUSP & FAPESP.

Linden, D.R. 1994. Faunal indicators as soil quality. In DORAN. *Defining soil quality for a sustainable environment*. Madison: Soil Society of American.

Lobato, F.A.O.; Andrade, E.M.; Meireles, A.C.M.; Santos, J.C.N; Lopes, J.F.B. 2009. Perdas de solo por erosão hídrica para diferentes alturas pluviométricas em área de caatinga cearense. Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Fortaleza.

Magurran, A.E. 2004. *Measuring biological diversity*. Oxford, Blackwell Science, 256 p.

Maia, S.M.F.; Xavier, F.A.S.; Oliveira, T.S.; Mendonca, E.S.; Araujo Filho, J.A. 2006. Impactos de sistemas agroflorestais e convencional sobre a qualidade do solo no semi-árido cearense. *Revista Árvore*, Viçosa, 30(5):837-848.

Maia, S.M.F.; Xavier, F.A.S.; Oliveira, T.S.; Mendonca, E.S.; Araujo Filho, J.A. 2007. Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semi-arid region of Ceará, Brazil. *Agroforestry Systems*, 71(2):127-138.

Martins, J.F.; Lewinshn, T.; Diniz-Filho, J.A.F.; Coutinho, F.A.; Fonseca, G.A.B.; Drumonde, M.A. 2007. Rumos para formação de ecólogos no Brasil. *Revista Brasileira de Pós Graduação*, Brasília, 4(7):25-41.

Medeiros, P.H.A. 2005. Medida e modelagem da interceptação em uma bacia experimental do semi-árido. 2005. Dissertação de Mestrado em Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 70 p.

Medeiros, P.H.A. 2009. Processos hidrossedimentológicos e conectividade em bacia semiárida: modelagem distribuída e validação em diferentes escalas. Tese de Doutorado em Recursos Hídricos, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 139 p.

Medeiros, P.H.A.; Vieira, V.P.P.B. 2006. Importância da abordagem dos processos hidrossedimentológicos na gestão dos recursos hídricos no semi-árido Brasileiro. VIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, ABRH, Gravatá, PE.

Mello, N.A. 2006. Relação entre a fração mineral do solo e qualidade de sedimentos: o solo como fonte de sedimentos. In: *Qualidade dos sedimentos*. Org. Poletto, C.; Merten, G.H., Porto Alegre, ABRH, p. 39-81.

Melo Filho, J.F.; Silva, J.R.C. 1993. Erosão, teor de água no solo e produtividade do milho em plantio direto e preparo convencional de um Podzólico Vermelho-Amarelo no Ceará. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 17(2):291-197.

Melo, I.S.; Azevedo, J.L. 1997. *Microbiologia ambiental*. Jaguariúna: EMBRAPA – CNPMA, 440 p.

Mendes, I.C.; Reis Júnior, F.B. 2004. *Uso de parâmetros microbiológicos como indicadores para avaliar a qualidade do solo e a sustentabilidade dos agroecossistemas*. Planaltina: Embrapa Cerrados, 34 p.

Mendes, I.C.; Hungria, M.; Reis Júnior, F.B.; Fernandes, M.F.; Chaer, G.M.; Mercante, F. M.; Zilli, J.E. 2009. *Bioindicadores para avaliação dos solos tropicais: utopia ou realidade ?*. Planaltina: Embrapa Cerrados, 31 p.

Miller, G.T. 2007. *Ciência Ambiental*. 11 ed. São Paulo: Thomson Learning.

Minella, J.P.G.; Merten, G.H. 2006. Aplicação das características químicas e físicas dos sedimentos na modelagem dos processos de emissão de sedimentos em bacias hidrográficas. In: *Qualidade dos sedimentos*. Org. Poletto, C.; Merten, G.H., Porto Alegre, ABRH, p. 343-379.

Minella, J.P.G.; Merten, G.H.; Ribeiro, G.S. 2006. Estimativa da umidade antecedente do solo e sua Influência na produção de sedimentos. In: *Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos*, Porto Alegre. Anais. Porto Alegre, ABRH, p. 20-24.

Moreira, F.M. S.; Siqueira, J.O. 2006. *Ecologia do Solo*. In: Moreira, F.M.S.; Siqueira, J. O. (Ed.). *Microbiologia e bioquímica do solo*. 2ª Ed. Lavras: Editora UFLA, 729 p.

Moulton, L.P.; Souza, M.L.; Oliveira, A.F. 2007. Conservation of catchments: some theoretical considerations and case histories from Rio de Janeiro. *Neotropical Biology and Conservation*, 2(1):28-35.

Odum, H.T. 1983. *Systems Ecology: An Introduction*. John Wiley, New York, 644 p.

Odum, H.T. 1996. *Environmental Accounting: Energy and Environmental Decision Making*. John Wiley & Sons, Inc., New York, USA.

Odum, E.P.; Barrett, G.W. 2007. *Fundamentos de ecologia*. Tradução Pégasus Sistemas e Soluções. São Paulo: Thomson Learning, 612 p. Título original: *Fundamentals of Ecology*.

Paiva, J.B.D; Paiva, E.M.C.D. 2001. *Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas*. Porto Alegre: ABRH, 625 p.

Paudel, B.R.; Udawatta, R.P.; Kremer, R.J.; Anderson, S.H. 2012. Soil quality indicator responses to row crop, grazed pasture, and agroforestry buffer management. *Agroforest Systems*, 84:311-323.

Pelczar, M. J.; Chang, E.C.S.; Krieg, N.R. 1996. *Microbiologia: conceitos e aplicações*, v. 2, ed. 2, São Paulo: Makron Books.

Pinto, N.L.S.; Holtz, A C.T.; Martins, J.A.; Gomide, F.L.S. 1976. *Hidrologia Básica*. São Paulo, Ed. Edgard Blucher.

Piveli, R.P.; Kato, M.T. 2005. *Qualidade da água e poluição: aspectos físico-químicos*. São Paulo: ABES, 285 p.

Poleto, C.; Merten, G H. 2006. *Qualidade dos sedimentos*. Porto Alegre: ABRH, 37 p.

Ponce, V.M. 1989. *Engineering hydrology: principles and practies*. Prentice-Hall: New Jersey.

Porto, M.L.; Alves, J.C.; Diniz, A.A.; Souza, A.P.; Santos, D. 2009. Indicadores biológicos de qualidade do solo em diferentes sistemas de uso no brejo paraibano. *Ciência e Agrotecnologia*, Lavras, 33(4):1011-1017.

Rosas, I.; Mazari, M.; Saavedra, J.; Baez, A.P. 1985. Benthic organisms as indicators of water quality in Lake Patzcuaro. México. *Water, air, and soil pollution*. 25:401-414.

Sá, I.B.; Riché, G.R.; Fortius, G.A. 2004. As paisagens e o processo de degradação do semi-árido nordestino. In: SILVA, J.M.C. da.; TABARELLI, M.; FONSECA, M.T. da.; LINS, L.V., (org.) *Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação*. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente: UFPE, p. 17-36.

Santos, A. F.M. S.; Fill, H. D.; Sugai, M.R.S.; Buba, H.; Kishi, R.T.; Marone, E.; Lautert, L. F.C. 2001. *Hidrometria Aplicada*. LACTEC – Instituto de Tecnologia para o desenvolvimento, Curitiba, 372 p.

Santos, C.A.G.; Silva, R.M.; Srinivasan, V.M. 2007. Análise das perdas de água e solo em diferentes coberturas superficiais no semi-árido da Paraíba. *Revista Okara*, 1(1):16-32.

Saunders, D.L.; Meeuwig, J.J.; Vincent, A.C. 2002. Freshwater Protected Areas: Strategies for Conservation. *Conservation Biology*, 16 (1), 30-41.

Schneider, R.P. 2000. Determinação de microrganismos metabolicamente ativos em ambientes naturais, por CTC. In: *Indicadores biológicos e bioquímicos da qualidade do solo: manual técnico*. Coords. Frighetto, R.T.S.; Valarini, P.J. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 198 p.

Sousa, F.P.; Ferreira, T.O.; Mendonça, E.S.; Romero, R.E.; Oliveira, J.G.B. 2012. Carbon and nitrogen in degraded Brazilian semi-arid soils undergoing desertification. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 148:11-21.

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

Silva, M.B.; Kliemann, H.J.; Silveira, P.M.; Lanna, A.C. Atributos biológicos do solo sob influência da cobertura vegetal e do sistema de manejo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*: Brasília, 42(12), p. 1755-1761, 2007.

Silva, P.C.G.; Guimarães Filho, C. 2006. Eixo tecnológico da ecorregião Nordeste. Sousa, I. S. F. (Ed). *Agricultura familiar na dinâmica da pesquisa agropecuária*. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, p. 109-161.

Silva, R.M.; Santos, C.A. 2008. Estimativa da produção de sedimentos mediante o uso de um modelo hidrossedimentológico acoplado a um SIG. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 12(5):520-526.

Silveira, A.P.D. 2000. Avaliação de fungos micorrízicos arbusculares e sua importância ambiental. In: *Indicadores biológicos e bioquímicos de qualidade do solo: manual técnico*. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, p. 61-75.

Siqueira, J.O.; Souza, F.A.; Cardoso, E.J.B.N.; Tsai, S.M. 2010. *Micorrizas: 30 anos de pesquisa no Brasil*. Editora UFLA. 716 p.

Siqueira, J.O.; Moreira, F.M. S; Grisi, B.M; Hungria, M; Araújo, R. 1994. *Microrganismos e processos biológicos do solo. Perspectiva ambiental*. 1 ed. Brasília: *Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária*, 142 p.

Six, J.; Frey, S.D.; Thies, R.K.; Batten, K.M. 2006. Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. *Soil Science Society America Journal*, 70:555-569.

Smith S.E.; Read, D.J. 2008. *Mycorrhizal symbiosis*, 3 ed. Academic Press. London. 803 p.

Thomaz, E.L. 2009. The influence of traditional steep land agricultural practices on runoff and soil loss. *Agricultural, Ecosystem and Environment*, 130:23-30.

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

Tucci, C.E.M. 2002. *Regionalização de Vazões*. Editora da Universidade UFRGS.

Tucci, C.M.T. 2001. *Hidrologia: ciência e aplicação*. 2. ed.; Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS: ABRH.

Vannote, R.L., G.W.; Minshall, K.W.; Cummins, J.R.; Sedell, C.E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37:130-137.

Vanoni, V.A. 1977. *Sedimentation engineering*. New York: ASCE, 45 p.

Villela, S.M. 1975. *Hidrologia aplicada*. São Paulo, McGraw-Hill do Brasil.

Xavier, F.A.S.; Maia, S.M.F.; Oliveira, T.S.; Mendonça, E.S. 2004. Componentes da matéria orgânica do solo em sistemas orgânicos e convencionais na Chapada da Ibiapaba-CE. In: Oliveira, T. S. (coord.) Solo e Água: aspectos de uso e manejo com ênfase no semiárido nordestino. Fortaleza, Departamento de Ciências do Solo, UFC, p. 31-57.

Zhang, C.; Nearing, M.A.; Garbrecht, J.D.; Steiner, J.L. 2004. Downscaling monthly forecasts to simulate impacts of climate change on soil erosion and wheat production. *Journal of Soil Science Society of America*, 68:1376-1385.

Walling, D.E. 1990. *Linking the field to the river: sediment delivery from agricultural land*. In: Boardman, J.; Foster, I.D.L.; Dearing, J.A., ed. Soil Erosion on Agricultural Land. Chichester, Wiley, p. 129-152.

Walling, D.E. 1999. Linking land use, erosion and sediment yields in river basins. *Hydrobiologia*, 410:223-240.

Walling, D.E; Collins, A.L. 2000. *Integrated assessment of catchment sediments budget: a technical manual*. Exeter: Department for International Development. 168 p.

Ward, J.V.; Stanford, J.A. 1983. *The serial discontinuity concept: Extending the model to floodplain rivers*. Research and Management, 1983.

CAPÍTULO I

4 SEDIMENTOS DE ARRASTE E PERDAS DE NUTRIENTES EM AGROECOSSISTEMAS DA REGIÃO SEMIÁRIDA DO BRASIL

RESUMO

Objetivou-se com este trabalho quantificar a produção de sedimentos de arraste e as perdas de matéria orgânica e nutrientes em consequência do escoamento superficial promovido pelo regime pluvial em agroecossistemas do semiárido brasileiro. Foram selecionadas quatro microbacias hidrográficas localizadas em Iguatu, estado do Ceará, e caracterizadas por vegetação nativa da Caatinga (MN), mata raleada (MR), pastagem com *Andropogon gayanus* Kunt (PAST) e agricultura de subsistência com o cultivo de milho (AGRS). As medições foram feitas durante o período chuvoso de 2011. Em consequência do escoamento superficial, a produção de sedimentos por arraste variou de 27,74 kg.ha⁻¹ em AGRS a 580,74 kg.ha⁻¹ em MR. As perdas de matéria orgânica, Ca, Mg, P e K por arraste de sedimentos foram superiores em ecossistemas naturais (MN e MR), e de Fe e Zn nos agrossistemas AGRS e PAST, respectivamente. Esses resultados permitem inferir que a maior erodibilidade dos Vertissolos (das áreas de mata e pastagem) em relação ao Luvissole do sistema de agricultura de subsistência promove maior produção de sedimentos de arraste, independentemente da vegetação típica do semiárido e dos sistemas tradicionais, e do número de eventos que geraram escoamento superficial. Por outro lado, os sistemas de pastagem e de agricultura de subsistência promovem aumento na lâmina de escoamento superficial e no teor de matéria orgânica do sedimento, respectivamente. As perdas de macronutrientes por arraste decrescem seguindo a ordem Ca > Mg > P > K > Na e os micronutrientes na ordem Mn > Fe > Cu > Zn. O nutriente P apresenta maior taxa de enriquecimento nos sedimentos de arraste. Tais técnicas de manejo são de grande importância no desenvolvimento de estratégias de gestão de bacias hidrográficas e na definição de planos de sustentabilidade na região semiárida.

Palavras-chave: Bed load, Caatinga, hidrossedimentology, land use, nutrients.

ABSTRACT

The objective of this study was to quantify sediment production by drag and loss of organic matter and nutrients as a result of surface runoff promoted by rainfall patterns in the Brazilian semiarid agroecosystems. Four watersheds were selected located in Iguatu, state of Ceará, and characterized by native Caatinga vegetation (MN), thinned forest (MR), pasture with *Andropogon gayanus* Kunt (PAST) and subsistence agriculture with the cultivation of maize (AGRS). Measurements were taken during the rainy season of 2011. As a result of surface runoff, sediment production by drag ranged from 27.74 kg ha⁻¹ in AGRS to 580.74 kg ha⁻¹ in MR. The losses of organic matter, Ca, Mg, P and K of sediment by drag were higher in natural ecosystems (MN and MR), and Fe and Zn in agroecosystems of AGRS and PAST, respectively. These results allow the conclusion that the greater erodibility of Vertisols (forested areas and grassland) compared to Luvisol of subsistence agriculture promotes greater production of sediment by drag, regardless of typical vegetation of semiarid systems and traditional system, and the number event with surface runoff. Otherwise, the grassland systems and subsistence agriculture promote increased in the depth of surface runoff and soil organic matter in the sediment, respectively. Losses of nutrients production by drag following the decrease order Ca > Mg > P > K > Na and micronutrients in the order Mn > Fe > Cu > Zn. The nutrient P shows higher level of enrichment in sediments production by drag. Such management techniques are of great importance in the development of strategies for managing watersheds and the definition of sustainability plans in the semiarid region.

Keywords: Bed load, Caatinga, hydrosedimentology, land use, nutrients.

4.1 INTRODUÇÃO

O bioma Caatinga está inserido na região Nordeste do Brasil e vem sendo explorado de forma bastante intensiva pela agropecuária em algumas áreas. Este bioma é predominante na região, cobrindo o equivalente a 11 % da área do país, sendo a vegetação composta por árvores que perdem as folhas durante a estação seca. É também uma das regiões mais populosas do mundo, na qual associada à fragilidade ambiental, resulta em um cenário crítico para a agricultura e para o desenvolvimento humano (Maia *et al.*, 2007). Estas ações têm promovido limitações na produção, resultando principalmente em perdas de solo, água e nutrientes.

A variabilidade temporal e espacial do regime pluvial, com precipitações concentradas entre os meses de janeiro e maio, associadas à erosividade das chuvas e as intervenções humanas têm alterado a capacidade de suporte dos agroecossistemas da região semiárida. A elevada erodibilidade dos Luvisolos, Planossolos e Leptossolos, e Regossolos, característicos da região, podem ser incluídos como fator que favorece a erosão e a degradação do bioma Caatinga (Maia *et al.*, 2007; Giongo *et al.*, 2011).

A degradação do solo e da água na região semiárida tem como principal causa à erosão hídrica (Santos *et al.*, 2007; Díaz *et al.*, 2011). Além disso, a remoção e o constante desmatamento da vegetação, além do manejo inadequado da Caatinga, têm afetado a qualidade física dos solos, a ciclagem de nutrientes (Wick *et al.*, 2000; Aguiar *et al.*, 2006; Sousa *et al.*, 2012) e também a dinâmica dos processos hidrológicos (Santos *et al.*, 2011; Rodrigues *et al.*, 2013). O manejo da vegetação nativa ou cultivada altera a resposta hidrológica do escoamento superficial, produzindo sedimentos por arraste, na qual resulta é resultante de uma complexa interação de processos hidrológicos e geológicos (Puigdefabregas *et al.*, 1999; Grimaldi *et al.*, 2004; Owens; Xu, 2011) naturalmente influenciada pela geomorfologia e pelas ações humanas (Bartley *et al.*, 2006; Moreira *et al.*, 2011). Nota-se que, embora existam estudos sobre a produção e transporte de sedimentos, principalmente sobre rios perenes em climas temperados e úmidos, pouco se sabe sobre o processo de hidrossedimentação que ocorre em regiões semiáridas (Reid *et al.*, 1996; Bautista *et al.*, 2007; Méndez *et al.*, 2010). Devido à ameaça potencial de poluição por sedimentos de áreas à jusante, tem havido um grande esforço de investigação nos últimos anos para determinar os mecanismos de controle das

perdas de água, sedimentos e nutrientes nestas áreas (Bartley *et al.*, 2006; Lobato *et al.*, 2009; Santos *et al.*, 2011; Rodrigues *et al.*, 2013).

No transporte de sedimentos tem-se a carga detrítica dos cursos de água, a qual é proveniente da ação erosiva de margens e do fundo dos leitos sendo denominado '*bedload*' e a carga resultante da remoção detrítica de vertentes, conhecido por '*washload*' (Poletto; Merten 2006). Como consequência, formam-se frações dissolvidas, partículas em suspensão e material do leito.

Com efeito, tem-se na quantidade e na qualidade dos sedimentos produzidos pelo escoamento superficial, bem como pelos nutrientes agregados, uma importante fonte de conhecimento para entender a dinâmica e o equilíbrio dos agroecossistemas. Os nutrientes que são arrastados ou transportados em suspensão na água resultam no empobrecimento do solo, e por consequência favorecem a eutrofização de reservatórios (Bertol *et al.*, 2007; Recha *et al.*, 2013).

Este trabalho teve por objetivo descrever a produção de sedimentos e quantificar as perdas de matéria orgânica e nutrientes em consequência do escoamento superficial promovido pelo regime pluvial em diferentes agroecossistemas da região semiárida brasileira.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em áreas da Caatinga na bacia do Alto Jaguaribe, Centro Sul do Estado do Ceará, Brasil, pertencente ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Iguatu (IFCE-Campus de Iguatu). Os sistemas selecionados estão inseridos em quatro microbacias hidrográficas localizadas entre as coordenadas: 6°23'42" a 6°23'47" S e 39°15'24" a 39°15'29" W (Figura 1.1).

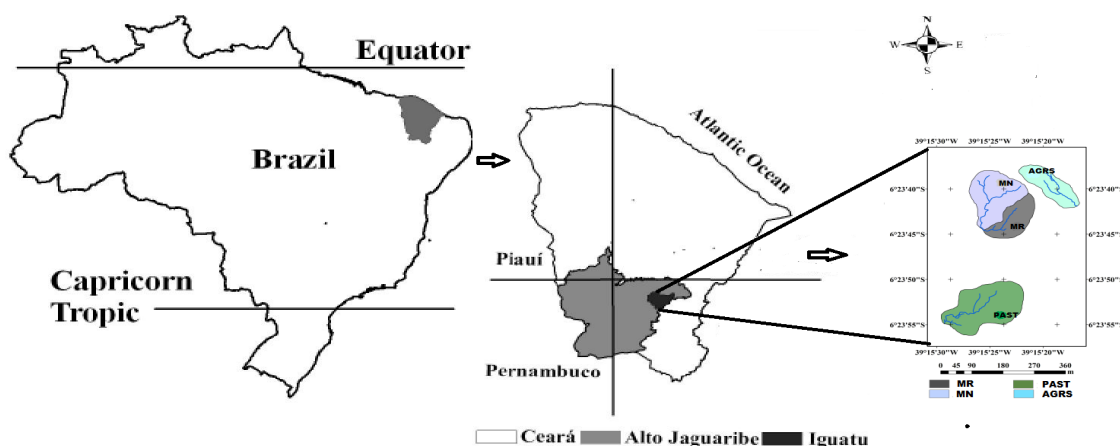


Figura 1.1 – Localização da área de estudo no estado do Ceará, Brazil.

4.2.2 Configuração das microbacias e os sistemas de uso da terra

As microbacias selecionadas apresentam cursos efêmeros de 1ª e de 2ª ordem, conforme Strahler (Santos *et al.*, 2001). Aspectos geomórficos e fisiográficos das microbacias foram descritos por Rodrigues *et al.* (2013), e as principais características de uso são: mata raleada (MR), mata nativa (MN), pastagem (PAST) e agricultura de subsistência (AGRS) (Tabela 1.1). Na área de mata raleada (MR) foram mantidas plantas cujo diâmetro basal superior a 10 cm e de crescimento herbáceo. Na pastagem (PAST), a espécie *Andropogon gayanus* Kunt foi implantada em 2010 e mantida em 2011. No sistema de subsistência com milho (*Zea mays* L.) (AGRIS) adotou-se o manejo reduzido, com plantio direto em fileira simples, em março de 2011.

Tabela 1.1 – Características geomórficas e fisiográficas das áreas e sistemas de uso da terra das microbacias de Iguatu, Ceará, Brazil.

Atributos	Agroecossistemas				Unid
	MR	MN	PAST	AGRS	
Área da bacia (A)	1,15	2,06	2,80	1,19	Ha
Comprimento da bacia (Cb)	188,17	204,40	253,90	208,50	m
Comprimento do curso principal (Cp)	147,18	252,11	238,20	150,30	m
Declividade da bacia (Db)	8,72	10,59	5,57	10,63	%
Fator de forma (Rf)	0,32	0,49	0,43	0,27	-
Densidade de drenagem (Dd)	153,80	192,59	146,29	209,41	m.ha ⁻¹

Fonte: adaptado de Rodrigues *et al.* (2013).

A vegetação foi caracterizada como arbustivas e arbóreas. Em algumas partes da área de estudo foram observadas ausência de vegetação ou de pequeno porte. Nas áreas de mata foram identificados espécies arbustivas e arbóreas como *Aspidosperma pyriforme* Mart e *Crotonsonderianus* Muell. Arg., e plantas herbáceas como *Hyptissauaviolens* (L.) point, *Hypissp.* e *Cróton* SP, (Palácio, 2011). A vegetação herbácea desenvolveu mais intensamente na mata raleada (MR) em relação à mata nativa (MN). Ressalta-se, que as árvores e arbustos perdem suas folhas durante a estação seca.

4.2.3 Clima, geologia e solos

Neste trabalho, as variáveis climáticas (número de eventos, valores de precipitação, intensidade e erosividade das chuvas) foram extremamente importantes para caracterizar o regime hidrológico e sua variabilidade, bem como possibilitou relacionar os efeitos da vegetação resultante do uso da terra na lâmina escoamento superficial e na produção de sedimentos por arraste. A classificação dos solos, geologia e a definição das texturas das microbacias hidrográficas ajudaram nas discussões e interpretação dos resultados.

O clima da região segundo a classificação de Köppen (1948) é do tipo BSw'h', Semiárido quente, com precipitações pluviométricas máximas entre os meses de março e maio, e temperatura média mensal superior a 18 °C. Salienta-se que no período de 1974 à 2008 observou-se no município onde estão localizadas as microbacias selecionadas uma precipitação média de 970 ± 316 mm e evaporação potencial próximo de 1988 mm.ano⁻¹ (Rodrigues *et al.*, 2013).

Os solos das microbacias foram classificados por Palácio (2011) segundo o SiBCS (2006) e a WRB (2006), correspondendo a Vertissolos Ebânico Carbonático típico e *Calcic Vertisol* em MR, MN e PAST, e Luvissoles Crômico Carbonático típico e *Luvisol (Abruptic, Chromic)* em AGRS, respectivamente.

De acordo com Palácio (2011), a textura do horizonte A indicou solo franco-argiloso em MR e MN (137 g.kg⁻¹ de areia, 447 g.kg⁻¹ de silte e 416 g.kg⁻¹ de argila), franco-arenoso em PAST (291 g.kg⁻¹ de areia, 387 g.kg⁻¹ de silte e 322 g.kg⁻¹ de argila), e arenoso em AGRS (778 g.kg⁻¹ de areia, 182 g.kg⁻¹ de silte e 40 g.kg⁻¹ de argila). O teor de argila em MR, MN e PAST diminuíram em profundidade, enquanto em AGRS ocorreu um aumento acentuado, caracterizando uma mudança textural abrupta (WRB, 2006). Nas camadas superficiais, a acidez potencial, o teor de

carbono orgânico e as outras características químicas foram determinados de acordo com Silva (1999), e os dados das análises podem ser observados na Tabela 1.2.

Tabela 1.2 – Dados das análises químicas das camadas superficiais (0-20 cm) dos solos representativos de agroecossistemas de Iguatu.

Atributos químicos	Agroecossistemas			
	MR	MN	PAST	AGRS
pH (H ₂ O)	7.39	7.74	6.77	5.68
H+Al (mmol _c .dm ⁻³)	13.20	12.54	25.25	28.88
CO (g.kg ⁻¹)	17.14	19.64	28.63	11.28
P (mg.kg ⁻¹)	2.15	1.88	0.99	0.99
Na (mmol _c .dm ⁻³)	1.96	1.44	5.93	0.78
K (mmol _c .dm ⁻³)	5.55	4.09	2.76	1.71
Ca (mmol _c .dm ⁻³)	400.84	405.02	247.39	27.26
Mg (mmol _c .dm ⁻³)	61.02	59.93	98.86	13.40
Fe (mg.dm ⁻³)	5.51	4.19	11.16	59.97
Zn (mg.dm ⁻³)	1.46	2.30	2.62	0.75
Cu (mg.dm ⁻³)	5.15	4.40	2.48	0.83
Mn (mg.dm ⁻³)	23.10	23.52	24.15	12.50

4.2.4 Amostragem e determinação analítica

Cada microbacia foi instrumentada com pluviômetro tipo “*Ville de Paris*”, calha Parshall, coletores de sedimentos (*bed load*), pluviógrafos automáticos e plataformas (PCD) de obtenção de dados em intervalos de cinco minutos, conforme descrito por Santos *et al.* (2001). As estações sedimentológicas instaladas consistiram de um fosso tipo armadilha (*bed load*), na qual encontravam-se localizadas à montante das calhas, para coleta de sedimentos das margens e do fundo do leito após cada evento gerador e que serviu para quantificar a produção de sedimentos por arraste.

Os sedimentos coletados foram secos ao ar e analisados quanto a acidez potencial (H⁺Al³⁺), teores de matéria orgânica (pela oxidação por dicromato) e de nutrientes [P, K, Na, Fe, Cu, Mn e Zn (extrator Merlich 1), Ca e Mg (extrator KCl 1 M)], seguindo-se os procedimentos de Silva (1999). Na estimativa de perda de matéria orgânica e nutriente por arraste considerou-se a produção de sedimentos de 57 eventos e os respectivos teores de nutrientes.

4.2.5 Cálculo da erosividade das chuvas

Valores de precipitação foram obtidos em pluviógrafos, sendo desprezada a variabilidade espacial devido a proximidades das microbacias. A intensidade de cada evento foi calculada mm.h^{-1} e a intensidade máxima de precipitação em trinta minutos (I_{30}) em mm.h^{-1} . Usando a equação proposta por Wischmeier and Smith (1978), modificada por Foster *et al.* (1981), and citada por Santos *et al.* (2007) foi calculada a energia cinética (E_c) associada à precipitação em MJ.ha^{-1} , sendo obtido conforme segue:

$$E_c = 0,119 + 0,0873 \text{Log}I$$

Onde:

I – Intensidade da precipitação (mm.h^{-1}).

A erosividade da precipitação (EI_{30}) em $\text{MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}$ foi determinada considerando a energia cinética associada (E_c) e a máxima intensidade de precipitação em 30 minutos (I_{30}), conforme a equação:

$$EI_{30} = \left(\frac{\sum E_c * I_{30}}{100} \right).$$

Where:

E_c – Energia cinética da precipitação por unidade de área (MJ.ha^{-1});

I_{30} – Intensidade máxima da precipitação em 30 minutos (mm.h^{-1}).

4.2.6 Análises estatísticas

Para identificação das características de solo que contribuíram na discriminação dos sistemas de uso do solo, foi utilizada Análise de Componente Principal (PCA) para discriminar aquelas que representam maiores pesos entre os atributos, isto é, a percentagem da variância explicada correspondente (Vialle *et al.*, 2011). Para tanto, efetuou-se a padronização (auto-valores) dos dados para minimizar os efeitos das diferentes escalas de medição, definindo-se média zero e variância unitária. Gráfico *biplot* dos valores normalizados dos teores de material

orgânica e nutrientes dos sedimentos de arraste (loadings) e dos fatores relativos aos sistemas de uso da terra (scores) foram confeccionados, utilizando-se o programa (Statsoft Inc., 2007).

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 Análises de precipitação pluviométrica na área de estudo

Um total de 57 eventos de precipitação pluviométrica foram registrados nas microbacias, totalizando 1.457,29 mm no período de Janeiro a Maio de 2011 (Tabela 1.3), valor este que representa 50% superior à média observada na região, de acordo com os dados climáticos relatados por Rodrigues *et al.* (2013). Essa elevada precipitação pluviométrica durante o período de estudo permitiu, no entanto, uma avaliação do processo erosivo e estimar perdas de sedimentos nas diferentes microbacias. A erosão do solo tem sido reconhecida como um processo influenciado pela energia cinética das chuvas na forma de índice de erosividade (EI_{30}). (Méndez *et al.*, 2010; Santos *et al.*, 2011; Fang *et al.*, 2012).

Tabela 1.3 – Número de eventos, valores de precipitação (PPT), intensidade pluviométrica máxima em 30 minutos (I_{30}) e a erosividade (EI_{30}) das chuvas no período chuvoso de 2011 em agroecossistemas de Iguatu.

Mês	Eventos	PPT (mm)	I_{30} (mm.h ⁻¹)	EI_{30} (MJ.mm.ha ⁻¹ .h ⁻¹)
	Unidades	Total	Total	Total
Jan	13	298,50	286,62	2325,94
Fev	11	274,33	329,87	2237,62
Mar	07	92,43	139,92	652,61
Abr	17	512,19	585,12	5112,91
Mai	09	279,84	272,21	2387,97
Total	57	1457,29	-	-

Três eventos de alta pluviosidade (> 60 mm), e erosividade (> 800 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹), foram detectados logo no início da estação chuvosa (Janeiro e Fevereiro). Tais valores foram similares em magnitude aos reportados por Méndez *et al.* (2010) no semiárido do México Central. Por outro lado, precipitações e intensidades médias em 30 minutos (I_{30}) foram elevadas em abril de 2011 (Tabela 1.3), quando ambas as características atingiram 35% do total observado no ano. Altas precipitações são normalmente registradas na região em abril, quando as

intensidades atingem valores superiores a 25 mm.h^{-1} , podendo ser considerados críticos para os processos erosivos (Rodrigues *et al.*, 2013). Também em abril, foram observadas elevadas erosividade, fato que influencia sobremaneira a produção de sedimentos. Valores similares foram verificados por Santos *et al.* (2007) em Luvissole Crômico Vértico, na região semiárida do estado da Paraíba. Esses autores encontraram uma alta variabilidade mensal da precipitação e erosividade, atingindo maiores valores em fevereiro e abril (53 e 79%, respectivamente) com impacto direto sobre a erosão do solo. Estes encontraram maiores taxas de erosividade entre janeiro e março. Os dados aqui encontrados indicam uma alta variabilidade temporal das chuvas, com erosividade em abril excedendo em 100% ao observado nos demais meses avaliados em 2011 (Tabela 1.3). De acordo com Méndez *et al.* (2010) e Rodrigues *et al.* (2013) tais características associadas à variabilidade espacial das precipitações são consideradas críticas em regiões semiáridas, promovendo correlações positivas entre a erosão do solo e a produção de sedimentos.

4.3.2 Escoamento e produção de sedimentos de arraste

A lâmina de escoamento superficial e a produção de sedimentos de arraste foram maiores em abril 2011, sendo consequência das elevadas precipitações naquele mês (Tabela 1.4). Porém, vale salientar que em AGRS, cujo solo é classificado com *Calcic Luvisol (Abruptic, Chromic)*, houve expressivo escoamento superficial em fevereiro, e que pode estar relacionado com a possível mudança textural abrupta e que pode ter causado uma diminuição na condutividade hidráulica saturada do solo, favorecendo o escoamento superficial. Em MR, MN e PAST, as rachaduras dos Vertissolos pode ter contribuído no armazenamento inicial da precipitação. No entanto, uma vez umedecido o solo e fechadas as rachaduras pela expansão de argilas de alta atividade (2:1; esmectitas, por exemplo), característicos destes solos, a taxa de infiltração decresceu rapidamente, o que pode ter causado um aumento na lâmina de escoamento superficial nesses solos (Duiker *et al.*, 2001; Spaargaren, 2008).

Tabela 1.4 – Valores mensais de escoamento superficial e produção de sedimentos de arraste no período chuvoso de 2011 em agroecossistemas da região semiárida de Iguatu.

Atributos	Mês	Agroecossistemas			
		MR	MN	PAST	AGRS
Lâmina de escoamento superficial (mm)	Jan	0,63	5,71	20,33	16,40
	Fev	15,37	38,29	49,31	72,07
	Mar	0,00	0,38	0,00	0,10
	Abr	67,48	63,34	184,15	53,48
	Mai	59,69	80,14	143,57	40,87
	Total	143,15	187,87	397,36	182,93
Produção de sedimentos de arraste (kg.ha ⁻¹)	Jan	1,41	0,56	3,62	0,46
	Fev	178,52	84,87	73,12	11,62
	Mar	0,08	0,08	0,31	0,20
	Abr	249,12	139,75	111,21	10,87
	Mai	151,04	117,52	70,59	4,60
	Total	580,17	342,79	258,85	27,74

O volume total de escoamento superficial nas microbacias obedeceu a seguinte seqüência: PAST > MN > AGRS > MR (Tabela 1.4), e essa seqüência também foi observada com relação às lâminas de escoamento por evento. Este fato pode estar relacionada com a textura do solo, a capacidade de infiltração do solo, (Santos *et al.*, 2007; Méndez *et al.*, 2010) e as características geomorfológicas e fisiográficas das microbacias (Moreira *et al.*, 2011). Nas áreas de mata (MN e MR) e em PAST, o elevado teor de argila no horizonte superficial (>40%, em MN e MR) e a presença de argila de alta atividade (característico dos Vertissolos) tem provavelmente favorecido a rachadura do solo durante a estação seca, na qual causa elevadas taxas de infiltração inicial (Duiker *et al.*, 2001) e também baixo escoamento superficial. Porém, é importante assinalar que a microbacia MN apresenta maior comprimento de curso, maior declividade e densidade de drenagem em relação a MR (Tabela 1.1), o que pode explicar parcialmente as diferentes lâminas de escoamento superficial. Em AGRS, a infiltração inicial é favorecida pela textura franco-arenoso dos horizontes superficiais.

A cobertura vegetal influencia na taxa de infiltração de água (Franco *et al.*, 2002; Santos *et al.*, 2007; Méndez *et al.*, 2010). Portanto, a pastagem com *Andropogon gayanus* Kunt, promove facilmente acamamento e cobertura da superfície do solo, proporcionando menor infiltração e maior escoamento superficial.

A menor densidade de drenagem e declividade do sistema PAST (Tabela 1.1) não alterou a ordem de escoamento superficial dos sistemas.

Em relação ao total precipitado, os volumes escoados variaram de 0,10% em MR para 0,27% em PAST, e estes valores são compatíveis com os observados em Luvissole de sistema agroflorestal do semiárido do Ceará por Aguiar *et al.* (2006). Estes autores obtiveram 0,04% em uma área com mata raleada e rebaixada (sistema silvo-pastoril) e 0,43% em uma área submetida ao sistema tradicional com derrubada e queimada da vegetação lenhosa, e cultivada com milho e feijão (sistema tradicional silvo-pastoril). Santos *et al.* (2007) em um Luvissole Hipocrômico Órtico Vértico sob vegetação nativa da Caatinga hiperxerófila obtiveram escoamento superficial de 4% da precipitação total.

A produção de sedimentos é definida pelo transporte de material por unidade de tempo e área. Em geral, a fração de sedimentos conhecido como “*bedload*” é pouco reportado, quer devido ao tempo e esforço para medição, quer pela grande variabilidade espacial e temporal do transporte por arraste (Reid *et al.*, 1996; Oliveira; Cho, 2009). Neste trabalho, observou-se a seguinte sequência de produção de sedimentos por arraste: MR > MN > PAST > AGRS. Nas mesmas microbacias, Palácio (2011) obteve perdas de sedimentos de arraste em PAST superiores a MR e MN, logo após plantio daquela agroecossistema com pastagem, o que pode justificar o resultado encontrado. Neste estudo, maiores produções foram verificados em Vertissolos quando comparados com Luvissoles. Devido às maiores precipitações, elevadas intensidades e erosividade, as maiores produções de sedimentos por arraste ocorreram em abril. Esta sequência demonstra que a vegetação nativa da Caatinga hiperxerófila não é suficiente para dissipar a erosividade e reduzir os impactos das chuvas na desagregação do solo e no transporte de sedimentos. Em áreas com cobertura vegetal, as gotas de chuva são retidas parcialmente nas copas das árvores, formando gotas maiores ao atingirem o solo. Tal fato resulta em perdas expressivas de sedimentos em ecossistemas naturais, se favorecido pelo transporte e a depender da textura do solo erodido. A sequência observada de produção de sedimentos por arraste (Tabela 1.4) é compatível com a observada por Aguiar *et al.* (2006) que obteve 550 kg ha⁻¹ em uma área de reserva natural, e 110 kg ha⁻¹ em uma área com cultivo intensivo de milho e feijão. Santos *et al.* (2007), obtiveram produções de sedimentos de arraste de 200 kg ha⁻¹ e 300 kg ha⁻¹ em vegetação nativa e rasteira com cobertura morta,

respectivamente, também sob um Luvissole da região semiárida do estado da Paraíba.

Em MR e MN foram verificados 37 eventos geradores de sedimentos de arraste, enquanto em PAST e AGRS foram observados 42 e 40 respectivamente, num total de 57 eventos registrados durante o período avaliado de 2011. Reid *et al.* (1996), determinando a produção de sedimentos de arraste numa região semiárida de Israel, estimaram em 8% do total de sedimentos produzidos. Verificaram, ainda, alta variabilidade entre os eventos pluviométricos, sendo que em 37% destes não foram observados sedimentos de arraste. Isto pode explicar as diferenças entre as produções de sedimentos de arraste observadas, e a maior produção ocorrida em sistemas com menor número de eventos. Da mesma forma, a textura franca arenosa do horizonte superficial de AGRS pode requerer mais energia para o transporte quando comparado com os Vertissolos (MR, MN and PAST), os quais apresentam maior erodibilidade quando avaliados (Duiker *et al.*, 2001; Spaargaren, 2008). Isto pode ser verificado tendo em vista que a produção de sedimentos de arraste não excedeu a 27,74 kg ha⁻¹ em AGRS (Tabela 1.4), mesmo considerando os maiores valores de declividade e densidade de drenagem da microbacia (Tabela 1.1).

Por outro lado, nota-se a ocorrência de fluxo de água na superfície do solo e produção de sedimentos de arraste, decorrente da drenagem interna do solo, produzido, por exemplo, pelo aumento no teor de argila em profundidade nos Vertissolos, e com o tipo de argila presente nos Vertissolos. Ressalta-se que a erosão hídrica é complexa e depende das interações de vários outros fatores como cobertura vegetal, solo (prepare, tipo, mistura e transporte), a declividade e o tamanho da bacia, além da intensidade e erosividade das chuvas (Schick *et al.*, 2000; Bartley *et al.*, 2006; Santos *et al.*, 2011). Contudo, é importante observar que os valores de escoamento superficial e de produção de sedimentos por arraste encontrados podem ter sido influenciados pelas maiores precipitações que nos anos anteriores. Palácio (2011) obteve com precipitação total de 941,28 mm no ano de 2010, lâminas de escoamento superficial de 11,20 e 15,12 mm para MR e MN, respectivamente. Quanto à produção de sedimentos de arraste obteve 42,04 e 167,81 kg.ha⁻¹.

A produção de sedimentos em suspensão nas bacias de Iguatu observada por Santos *et al.* (2011) atingiu nas mesmas microbacias do semiárido de Iguatu, totalizando 1.640,55; 3.038,57; 1.785,28; e 837,27 kg ha⁻¹ para MR, MN,

PAST e AGRS, respectivamente. Isto permite inferir que nas matas (MN e MR) ocorrem maiores produções de sedimentos em 2011.

4.3.3 Atributos químicos de sedimentos de arraste

A acidez potencial e os teores de carbono orgânico (CO) e nutriente dos sedimentos produzidos por arraste resultantes de 57 eventos pluviométricos variaram entre as microbacias (Tabela 1.5). Em AGRS, encontrou-se maior acidez potencial nos sedimentos, e que resultou em menor valor de pH na camada superficial do solo neste agroecossistema. Por outro lado, considerando o teor de carbono orgânico nos sedimentos de arraste, maior taxa de enriquecimento de CO foi verificado em AGRS e AGRS, o que pode estar relacionada com o sistema de manejo adotado: roçagem e enleiramento da palha para o plantio de milho (*Zea mays* L.), em 2011.

Tabela 1.5 - Valores médios de acidez potencial, matéria orgânica e nutriente de sedimentos de arraste de janeiro a maio de 2011 em agroecossistemas do semiárido de Iguatu.

Nutrientes	Unidades	Agroecossistemas			
		MR	MN	PAST	AGRS
H + Al	mmol _c .dm ⁻³	4.96±2.0	6.83±2.8	4.01±1.6	40.58±21.1
CO	g.kg ⁻¹	82.47±191.9	117.90±364.6	149.43±197.3	229.75±329.0
P	mg.kg ⁻¹	323.58±85.3	340.13±83.6	46.27±8.3	11.70±7.6
Na	mmol _c .dm ⁻³	1.35±0.3	1.29±0.5	1.90±0.8	0.68±0.4
K	mmol _c .dm ⁻³	3.42±1.0	3.37±2.6	3.56±1.8	1.04±1.0
Ca	mmol _c .dm ⁻³	445.36±126.0	462.27±113.6	307.91±103.1	73.27±36.8
Mg	mmol _c .dm ⁻³	121.74±28.9	116.13±32.7	138.73±45.8	37.38±8.9
Fe	mg.dm ⁻³	0.91±0.7	1.00±1.3	9.04±5.9	134.23±77.2
Zn	mg.dm ⁻³	0.52±0.2	0.82±0.3	1.82±1.2	3.26±5.2
Cu	mg.dm ⁻³	2.05±1.1	2.03±1.8	1.67±0.8	1.32±1.0
Mn	mg.dm ⁻³	20.42±16.7	33.03±42.6	58.40±15.0	84.01±26.0

Número de amostras: H⁺Al, CO, P, Na, K, Ca e Mg (MR=23, MN=21, PAST=27, AGRS=16); para Fe (14,16,26,16), Zn (8,5,12,16), Cu (20,17,19,7) e Mn (23,21,27,16) de MR, MN, PAST e AGRS, respectivamente.

Os teores de fósforo extraível nos sedimentos foram maiores em MN e MR atingindo taxas de enriquecimento de 180,92 e 150,50, respectivamente, calculado pela relação entre os valores do sedimento e do solo, sendo maiores que

os observados por Izidorio *et al.* (2005), e que foram relatados com fatores determinantes nas análises químicas do solo realizadas por ocasião do final da estação chuvosa, quando possivelmente o fósforo já tinha sido removido.

Maiores teores de Na foram observados em sedimentos de PAST (Tabela 1.5), e não ocorreram evidências de enriquecimento em relação aos teores observados nos solos da microbacia (Tabela 1.2). Os níveis deste nutriente no solo podem ser atribuídos ao intemperismo de feldspatos e plagioclásios calco-sódicos, comum em solos evoluídos sobre rochas cristalinas do semiárido brasileiro.

Considerando os sedimentos produzidos por arraste, os agroecossistemas constituídos por MN e PAST, apresentaram maiores teores de Ca e Mg, respectivamente. Os Vertissolos típicos destes sistemas também apresentaram maiores teores de Ca and Mg, and that may result in alkalinity of the soil, as they are associated with low levels of H^+Al .

Maiores teores de K e Mg nos sedimentos de PAST podem ser atribuídos à biomassa da parte aérea e sua deposição no solo. A degradação da estrutura vegetal promove o retorno dos minerais à superfície do solo (Wick *et al.*, 2000, Fernández *et al.*, 2013).

Por seu turno, os sedimentos de arraste em AGRS mostraram elevados teores de Fe, Zn e Mn (Tabela 1.5), sendo influenciado pela mineralogia do material de origem. Considerando os diferentes teores de micronutrientes na camada superficial de AGRS (Tabela 1.2), pode-se observar que houve aumento no conteúdo do sedimento produzido por arraste de 2,2, 4,3 e 6,7 vezes para Fe, Zn e Mn, respectivamente. Por sua vez, o aumento no teor de Cu nos sedimentos pode ser devido à absorção pelas plantas e a ciclagem de nutrientes. Elevados teores de Cu foram detectados nos sedimentos originários de áreas de mata (MN e MR). É importante ressaltar que há uma relação direta entre o teor de nutrientes do solo erodido e a da camada superficial da bacia (Schick *et al.*, 2000; Bertol *et al.*, 2007).

4.3.4 Perdas de nutrientes em sedimentos de arraste

As perdas de nutrientes dos sedimentos produzidos por arraste atingiram valores expressivos, chegando a $3,51 \text{ kg ha}^{-1}$ Ca, $0,83 \text{ kg ha}^{-1}$ Mg e $0,18 \text{ kg ha}^{-1}$ P (Tabela 1.6). Em relação aos micronutrientes, foram observadas perdas de $5,46 \text{ g ha}^{-1}$ Mn, $1,59 \text{ g ha}^{-1}$ Fe, e $0,51 \text{ g ha}^{-1}$ Cu. Izidorio *et al.* (2005) encontraram valores semelhantes.

Tabela 1.6 – Perdas de carbono orgânico e nutrientes de sedimentos de arraste de janeiro a maio de 2011 em agroecossistemas da região semiárida de Iguatu.

Nutrientes	Unidades	Agroecossistemas			
		MR	MN	PAST	AGRS
CO	kg.ha ¹	77,71± 28,6	46,63± 15,9	28,83± 9,6	6,09± 2,4
P	g.ha ⁻¹	182,24± 38,8	114,84± 23,9	11,35± 2,4	0,30± 0,1
Na	g.ha ⁻¹	18,08±3,8	9,33±1,9	9,86±2,0	0,41± 0,1
K	g.ha ⁻¹	76,91± 16,5	42,66±8,5	30,89±6,3	1,04± 0,3
Ca	g.ha ⁻¹	3518,66± 1078,0	1920,39± 651,6	1153,89±355,5	34,02± 9,2
Mg	g.ha ⁻¹	834,08± 175,0	471,17± 99,1	466,52± 94,7	12,18±2,7
Fe	mg.ha ⁻¹	261,59± 51,3	49,15± 18,2	839,63± 239,0	1596,12±411,0
Zn	mg.ha ⁻¹	131,74±31,8	88,54± 26,6	168,11±52,1	43,23±9,5
Cu	mg.ha ⁻¹	516,18±147,1	273,17± 73,0	135,43±36,5	7,11± 2,9
Mn	mg.ha ⁻¹	5036,21± 1414,2	5465,24±1154,0	5047,24±1337,0	729,90±306,7

Maiores perdas de CO das áreas de MR e MN constitui um fato que provavelmente está relacionada com a maior erodibilidade dos Vertissolos quando comparado aos Luvisolos (Duiker *et al.*, 2001) com a densidade e teor de matéria orgânica da camada superficial do solo (Schick *et al.*, 2000; Lobato *et al.*, 2009), com o manejo do solo (Franco *et al.*, 2002, Paudel *et al.*, 2012) e com o volume de sedimentos perdidos por arraste (Fraga; Salcedo, 2004).

As perdas de macronutrientes por arraste obedeceram à seguinte ordem decrescente: Ca > Mg > P > K > Na (Tabela 1.6). Sequência semelhante ocorreu em ecossistemas áridos (Izidorio *et al.*, 2005; Díaz *et al.*, 2011). Inferiu-se, portanto, que as perdas de nutrientes foram governadas pelo volume de solo erodido e, em menor medida, pelos teores dos elementos no solo.

As perdas de P nos sedimentos de arraste superaram os níveis de Na e K. O teor de P pode estar relacionado com a presença do elemento agregado à partícula matéria orgânica. As perdas de P extraível de sedimentos de arraste em áreas de mata pode até ser relacionado com a sua reciclagem, uma vez que relatos afirmam que o P orgânico representa até 65% do total detectado no solo, sendo em parte ligados à minerais de argila (Cassol *et al.*, 2002). Por sua vez, o Na e o K são elementos mais solúveis e mais fracamente adsorvidos pelos colóides do solo. Pelo fato deles serem altamente móveis no solo, acredita-se que eles são perdidos principalmente quando em solução. As perdas de Na e K trocável (Tabela 1.6) também foram influenciados pela produção de sedimentos de arraste, sendo maior

em áreas de mata raleada e nativa. Aguiar *et al.* (2006) verificaram perdas mais significativas de Na e K do solo em áreas de Caatinga, bem como na água de escamento superficial.

Outros íons trocáveis, tais como Ca^{+2} and Mg^{+2} , foram detectados em níveis elevados nos sedimentos proveniente de áreas de MR e MN, mostrando resultados similares aos observados por Izidorio *et al.* (2005) e por Bertol *et al.* (2007). Para Wick *et al.* (2000), o teor de nutrientes do solo é influenciada pela presença de vegetação nativa. Em AGRS, as perdas de P, Na, K, Ca e Mg foram provavelmente relacionada a uma menor produção de sedimentos (Tabela 1.6), menor teor no solo da microbacia (Tabela 1.3) e sua exportação pela cultura de milho.

As perdas de micronutrientes por arraste seguiu a ordem: $\text{Mn} > \text{Fe} > \text{Cu} > \text{Zn}$ (Tabela 1.6); diferente da seqüência observada no solo: $\text{Fe} > \text{Mn} > \text{Cu} > \text{Zn}$ (Tabela 1.2). As perdas de Mn e Cu foram provavelmente influenciadas pela produção de sedimentos (Tabela 1.5). Em contraste, a perda de Fe e Zn foi maior em AGRS e PAST, respectivamente, e isto levou a sugerir comportamentos distintos para a perda de nutrientes em agroecossistemas. Aguiar *et al.* (2006) encontrou a seguinte ordem para perdas de micronutrientes: $\text{Fe} > \text{Zn} > \text{Mn} > \text{Cu}$. Resultados parcialmente concordantes sobre perda de micronutrientes foram obtidos por Cassol *et al.* (2002), no entanto, as perdas de nutrientes não estão diretamente relacionados com o conteúdo no solo e na água. A interação de Zn e Mn, com CO pode causar a formação de complexos orgânicos, que podem ser transportados (Tsai *et al.*, 2003).

Análise multivariada das componentes principais das variáveis dos sedimentos permitiu construir *biplots* com dois factores de carga (Figura 1.2).

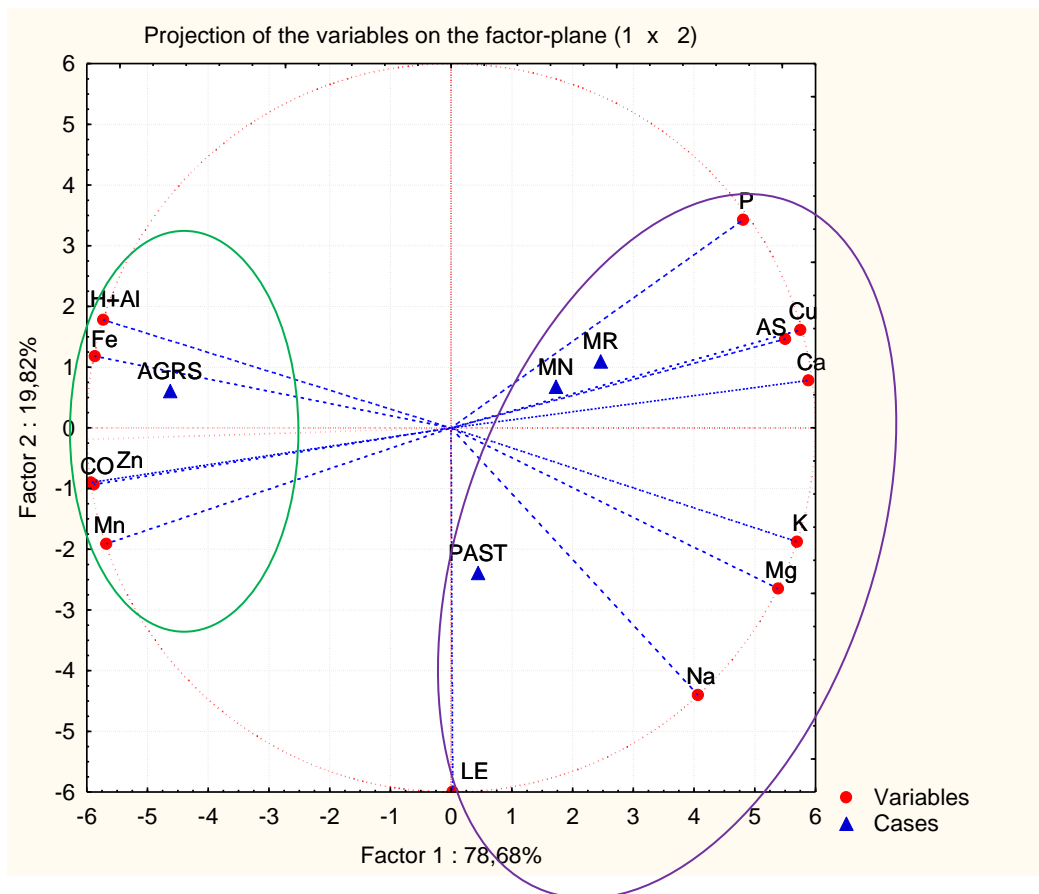


Figura 1.2 - Análise de componentes principal de atributos químicos e de perdas de sedimentos durante o período chuvoso de 2011 em agroecossistemas da região semiárida, Iguatu. (LE= lâmina de escoamento superficial; AS= produção de sedimentos de arraste; CO= carbono orgânico).

Estes grupos formados distinguem as microbacias e os sistemas de uso da terra. A componente 1 explica 78,68% da variância total para MR, MN e PAST com valores positivos, e com valor negativo para AGRS. A componente 2, na qual explica 19,82% da variância total, apresenta valores positivos para MR, MN e AGRS, e valor negativo para PAST. Isso sugere que as microbacias de MR, MN e PAST tiveram comportamentos semelhantes quanto à produção de sedimentos, diferindo de AGRS. Tais resultados são explicados, principalmente, pelas características dos Vertissolos em MR, MN e PAST e do Luvisol em AGRS.

As variáveis que influenciaram positivamente foram descritos pelo fator de carga 1 para MR, MN e PAST, sendo: K , Mg , Na, Ca , Cu , P, lâmina de escoamento superficial e perda de sedimentos. O sistema AGRS assumiu valor negativo para acidez potencial, teores de Zn , Mn , Fe e CO. As diferenças entre as variáveis dos grupos identificados com círculos na Figura 1.2, são atribuídos a

fatores edáficos, que de acordo com Díaz *et al.* (2011), estão relacionados com a erodibilidade, tipo de solo e atividade das argilas, a presença de mudança textural abrupta, a relação silte e argila (superior a 2), capacidade de troca catiônica, saturação de bases, CO e os teores de nutrientes no solo e nos sedimentos produzidos por arraste. Além disso, ao longo do eixo do fator de carga 2, observou-se que as variáveis positivas diferiram nas áreas de mata (MR e MN) quanto aos teores de P, Cu, Ca e de perda de sedimentos. Em AGRS houve uma contribuição positiva da acidez potencial e teor de Fe, enquanto os níveis de CO, Zn e Mn afetaram negativamente na diferenciação dos sedimentos. No entanto, os níveis de K, Mg e Na, e a lâmina de escoamento superficial que foram observados em PAST, assumiram valores negativos na Figura 1.2. Isso demonstra que o tipo de uso da terra pode ser um fator decisivo nos níveis dessas variáveis no solo (Fraga; Salcedo, 2004; Aguiar *et al.*, 2006; Lobato *et al.*, 2009; Sousa *et al.*, 2012) e na produção de sedimentos de arraste (Vacca *et al.*, 2000; Bartley, 2006). Ressalta-se, que apesar dos agroecossistemas de mata (MR e MN) produzir mais sedimentos de arraste, matéria orgânica e nutriente, estes são extremamente importantes na ciclagem de nutrientes e na manutenção da microbiota do solo.

4.4 CONCLUSÕES

A maior erodibilidade dos Vertissolos (das áreas de mata e pastagem) em relação ao Luvisolo do sistema de agricultura de subsistência promove maior produção de sedimentos de arraste, independentemente da vegetação típica do semiárido e dos sistemas tradicionais, e do número de eventos que geraram escoamento superficial.

Ecossistemas com vegetação natural da Caatinga hiperxerófica são incapazes de dissipar a erosividade das chuvas ou evitar maior impacto da chuva sobre a desagregação do solo e na produção de sedimentos de arraste, se o transporte de sedimentos não é afetado, enquanto os sistemas de pastagem e de agricultura de subsistência promovem aumento na lâmina de escoamento superficial e no teor de matéria orgânica do sedimento, respectivamente.

As perdas de macronutrientes por arraste decrescem seguindo a ordem Ca > Mg > P > K > Na e os micronutrientes na ordem Mn > Fe > Cu > Zn. O nutriente P apresentou maior taxa de enriquecimento nos sedimentos de arraste.

As técnicas de manejo são de grande importância para o desenvolvimento de estratégias para a gestão de bacias hidrográficas e na definição de planos de sustentabilidade na região semiárida. Técnicas sustentáveis na bacia hidrográfica podem minimizar os efeitos das atividades antropogênicas.

4.5 REFERÊNCIAS

Aguiar, M.I.; Maia, S.M.F.; Oliveira, T.S.; Mendonça, E.S.; Araujo Filho, J.A. 2006. Perdas de solo, água e nutrientes em sistemas agroflorestais no município de Sobral, CE. (Loss of soil, water and nutrients in agroforestry systems in the city of Sobral, CE). *Revista Ciência Agronômica*, 37(3):270-278.

Bartley, R.; Roth, C.H.; Ludwig, J.; McJannet, D.; Liedloff, A.; Corfield, J.; Hawdon, A.; Abbott, B. (2006) Runoff and erosion from Australia's tropical semi-arid rangelands: influence of ground cover for differing space and time scales. *Hydrological Processes*, 20:3317-3333.

Bautista, S.; Mayor, A.G.; Bourakhouadar, J.; Bellot, J. 2007. Plant spatial pattern predicts hillslope runoff and erosion in a semiarid Mediterranean landscape. *Ecosystems*, 10:987-998.

Bertol, I.; Cogo, N.P.; Schick, J.; Gudagnin, J.C.; Amara, A.J. 2007. Aspectos financeiros relacionados às perdas de nutrientes por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo do solo. (Financial aspects related to nutrient losses by water erosion under different soil management systems). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 31(1):133-142.

Cassol, E.A.; Levien, R.; Anghinoni, I.; Badelucci, M.P. 2002. Perdas de nutrientes por erosão em diferentes métodos de melhoramento de pastagem nativa no Rio Grande do Sul (Nutrient losses by erosion in different breeding methods of native pasture in Rio Grande do Sul). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 26(3):705-712.

Díaz, F.J.; Tejedor, M.; Jiménez, C.; Dahlgren, R.A. 2011. Soil fertility dynamics in runoff-capture agriculture, Canary Islands, Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 144:253-261.

Duiker, S.W.; Flanagan, D.C.; Lal, R. 2001. Erodibility and infiltration characteristics of five major soils of southwest Spain. *Catena*, 45(2):103-121.

Fernández, M.P.; Schnabel, S.; Lavado-Contador, F.; Mellado, I.M.; Pérez, R.O. 2013. Soil organic matter of Iberian open woodland rangelands as influenced by vegetation cover and land management. *Catena*, 109:13-24.

Foster, G.R.; McCool, D.K.; Renard, K.G.; Moldenhauer, W.C. 1981. Conservation of the Universal Soil Loss Equation the SI metric units. *Journal of Soil and Water Conservation*, Baltimore, 36:355-359.

Fraga, V.S.; Salcedo, I.H. 2004. Declines of organic nutrient pools in tropical semi-arid soils under subsistence farming. *Soil Science Society of America Journal*, 68:215-224.

Franco, F.S.; Couto L.; Carvalho, A.F.; Jucksch, I.; Fernandes Filho, E.I.; Meira Neto, J.A.A. 2002. Quantificação de erosão em sistemas agroflorestais e convencionais na zona da mata de Minas Gerais. (Quantification of erosion in agroforestry systems and conventional zone of Minas Gerais). *Revista Árvore*, 26(6):751-760.

Giongo, V.; Galvão, S.R.S.; Mendes, A.M.S.; Gava, C.A.T.; Cunha, T.J.F. 2011. Soil organic carbon in the Brazilian semiárid tropic. *Dynamic Soil, Dynamic Plant, Global Science Books*, 5:12-20.

Grimaldi, C.; Grimaldi, M.; Millet, A.; Baric T, Boulègue, J. 2004; Behaviour of chemical solutes during a storm in a rainforested headwater catchmen. *Hydrological Processes*, 18(1):93-106.

Izidorio, R.; Martins Filho, M.V.; Marques Júnior, J.; Souza, G.M.; Pereira, G.T. 2005. Perdas de nutrientes por erosão e sua distribuição espacial em área de cana-de-açúcar. (Nutrient losses by erosion and its spatial distribution in the area of cane sugar). *Revista Engenharia Agrícola*, Jaboticabal 25(3):660-670.

Lobato, F.A.O.; Andrade, E.M.; Meieles, A.C.; Santos, J.C.N.; Lopes, J.F.B. 2009. Perdas de solo e nutrientes em área de Caatinga decorrente de diferentes alturas pluviométricas. (Loss of soil and nutrients in Caatinga area due to different heights rainfall). *Revista Agroambiente*, 3(2):65-71.

Maia, S.M.F.; Xavier, F.A.S.; Oliveira, T.S.; Mendonça, E.S.; Araújo Filho, J.A. 2007. Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semi-arid region of Ceará, Brazil. *Agroforest Systems*, 71:127-138.

Méndez, R.V.; Ventura-Ramos, E.; Oleschko, K.; Hernández-Sandoval, L.; Parrot, J.F.; Nearing, M.A. 2010. Soil erosion and runoff in different vegetation patches from semiarid Central Mexico. *Catena*, 80:162-169.

Moreira, L.F.F.; Silva, F.O.; Chen, S.; Andrade, H.T.A.; Silva, J.H.T.; Righetto, A.M. 2011. Plot-Scale Experimental Studies. *Soil Erosion Studies*, 7:151-166.

Oliveira, F.; Cho, H. 2009. Effect of the spatial variability of land use, soil type, and precipitation on streamflows in small watersheds. *Journal of the American Water Resources Association*, 45(3):673-686.

Owens, P.N.; Xu, Z. 2011. Recent advances and future directions in soils and sediments research. *Journal Soils Sediments*, 11:875-888.

Palácio, H.A.Q. 2011. Avaliação emergética de microbacias hidrográficas do semiárido submetidas a diferentes manejos (Emergy Evaluation of semiarid watersheds under different managements, Dc. Thesis). Tese de Doutorado, Universidade Federal do Ceará, Brasil, 149 p.

Paudel, B.R.; Udawatta, R.P.; Kremer, R.J.; Anderson, S.H. 2012. Soil quality indicator responses to row crop, grazed pasture, and agroforestry buffer management. *Agroforest Systems*, 84:311-323.

Poleto, C.; Merten, G.H. 2006. *Qualidade dos sedimentos*. (Sediment quality) Porto Alegre: ABRH, 397 p.

Puigdefabregas, J.; Sole, A.; Gutierrez, L.; Barrio, G.D.; Bôer, M. 1999. Scales and processes of water and sediment redistribution in drylands: results from the Rambla Honda field site in Southeast Spain. *Earth-Sciences Reviews*, 48:39-70.

Recha, J.W.; Lehmann, J.; Walter, M.T.; Pell, A.; Verchot, L.; Johnson, M. 2013. Stream water nutrient and organic carbon exports from tropical headwater catchments at a soil degradation gradient. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 95:145-158.

Reid, I.; Laronne, J.B.; Frostick, L. 1996. Bed load as component of sediment yield from a semiarid watershed of the northern Negev. *Erosion and Sediment Yield: Global and Regional Perspectives* (Proceedings of the Exeter Symposium, July 1996). IAHS Publ 236:389-397.

Rodrigues, J.O.; Andrade, E.M.; Palácio, H.A.Q.; Mendonças, L.A.R.; Santos, J.C.N. 2013. Sediment loss in semiarid small watershed due to the land use. *Revista Ciência Agronômica*, 44(3):488–498.

Santos, C.A.G.; Silva, R.M.; Srinivasan, V.M. 2007 Análise das perdas de água e solo em diferentes coberturas superficiais no semi-árido da Paraíba (Analysis of soil and water losses in different surface coverage in semiarid region of Paraíba). *Revista Okara*, 1(1):16-32.

Santos, J.C.N.; Palácio, H.A.Q.; Andrade, E.M.A., Meireles, A.C.M.; Araújo Neto, J.R. 2011. Runoff and soil and nutrient losses in semiarid uncultivated fields. *Revista Ciência Agronômica*, 42(3):813–820.

Schick, J.; Bertol, I.; Balbinot Júnior, A.A.; Batistela, O. 2000. Erosão hídrica em cambissolo húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: II. Perdas de nutrientes e carbono orgânico. (Water erosion in Haplumbrept

under different tillage systems and soil cultivation: II. Nutrient losses and organic carbon). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 24(2):437-447.

SiBCS - Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2006. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 306 p.

Silva, F.C. 1999. *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes / editor técnico*. (Manual of chemical analysis of soils, plants and fertilizers / technical editor), 2nd edn. Brasília, DF : Embrapa Informação Tecnológica.

Sousa, F.P.; Ferreira, T.O.; Mendonça, E.S.; Romero, R.E.; Oliveira, J.G.B. 2012. Carbon and nitrogen in degraded Brazilian semi-arid soils undergoing desertification. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 148:11-21.

Spaargaren, O. 2008. *Vertisols*. In: Chesworth, W Encyclopedia of Soil Science, edn. Springer, Netherlands, pp 807-809.

Statsoft, Inc. 2007. Statistica for Windows. Computer program manual, Tulsa.

Tsai, L.J.; Ho, S.T.; Yu, K.C. 2003. Correlations of extractable heavy metals with organic matters in contaminated river sediments. *Water Science and Technology*, 47(9):101-107.

Vacca, A.; Loddo, S.; Ollesch, G.; Puddu, R.; Serra, G.; Tomasi, D.; Aru, A. 2000. Measurement of runoff and soil erosion in three areas under different land use in Sardinia (Italy). *Catena*, 40:69-92.

Vialle, C.; Sablayrol, C.; Lovera, M.; Jacob, S.; Huau, M.C.; Montrejaud-Vignoles, M. 2011. Monitoring of water quality from roof runoff: Interpretation using multivariate analysis. *Water Research*, 45:3765-3775.

Wick, B.; Tiessen, H.; Menezes, R.S.C. 2000. Land quality changes following the conversion of the natural vegetation into silvopastoral systems in semiarid NE Brazil. *Plant and Soil* 222:59-70.

Wischmeier, W.H.; Smith, D.D. 1978. Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning. Washington, USDA, Agriculture Handbook, n° 537, 58 p.

WRB – *World Reference Base for Soil Resources*. 2006. World Soil Resources Reports n° 103, FAO, Rome, 133 p.

CAPÍTULO II

5. BIOMASSA MICROBIANA E ATIVIDADE DE SEDIMENTOS DE ARRASTE EM AGROECOSSISTEMAS DO SEMIÁRIDO

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar atributos biológicos de sedimentos produzidos por arraste em quatro microbacias da Caatinga caracterizadas por mata raleada (MR) e nativa (MN) e os agrossistemas de pastagem (PAST) e agricultura de subsistência (AGRS). Os sistemas foram identificados em Iguatu, Estado do Ceará (Brasil), coletando-se durante o final do período chuvoso de 2011, os sedimentos produzidos de arraste e solos, para avaliar o carbono orgânico total (COT), a biomassa microbiana (BM), a respiração (RB), a atividade de desidrogenase (AD) e fosfatase ácida (AFA) e as populações de esporos de fungos micorrízicos arbusculares (MA). A respiração basal e a atividade microbiana no sedimento produzido por arraste reflete o estresse ambiental dos sistemas de agricultura tradicional em regiões semiáridas. As perdas de COT e BM nos sedimentos produzidos por arraste no semiárido atingem $8,65 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ e $97,23 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$ em MR e MN, respectivamente, evidenciando a não capacidade da Caatinga em dissipá-las, fatores determinantes para a manutenção da fertilidade do solo. A AFA em sedimentos produzidos por arraste demonstra em AGRS valor superior aos demais agrossistemas refletindo o baixo teor de P, enquanto AD apresenta sensibilidade às mudanças de uso da terra. As perdas carbono microbiano e de esporos de fungos micorrízicos arbusculares nos sedimentos produzidos por arraste ocorrem na seguinte ordem decrescente: mata > pastagem > agricultura de subsistência.

Palavras-chave: respiração basal, desidrogenase, fosfatase ácida, microbiologia de sedimento, Caatinga.

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate biological attributes of sediments produced by drag on four watersheds Caatinga, characterized by thinned forest (MR) and native (MN) and grassland (PAST) and subsistence agriculture (AGRS). The systems were identified in Iguatu, state of Ceara (Brazil) by collecting during the late rainy season of 2011, produced sediment by drag and soils, to assess the total organic carbon (COT), microbial biomass (BM), baseline respiration (RB), the activity of dehydrogenase (AD) and acid phosphatase (AFA) and spore populations of arbuscular mycorrhizal fungi (MA). The basal respiration and microbial activity in the sediment produced by drag reflects the environmental stress of traditional farming systems in semiarid regions. Losses of COT and BM in sediment produced by drag in semiarid region reach $8.65 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ and $97.23 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}$ in MR and MN, respectively, demonstrating the inability of the Caatinga to dissipate them, factors determining for the maintenance of fertility in the soil. The AFA in sediments produced by drag shows in AGRS higher value than in other systems reflecting the low level of P, while AD had sensitivity to changes in land use. The losses of carbon and microbial spores of mycorrhizal fungi in the sediments produced by drag occur in the following order: forest > grassland > subsistence agriculture.

Keywords: baseline respiration, dehydrogenase, acid phosphatase, microbiology sediment, Caatinga.

5.1 INTRODUÇÃO

A gestão inadequada dos agroecossistemas em regiões semiáridas, especialmente na Caatinga, tem sido sugerida como uma das causas dos avanços na degradação do solo (Giongo *et al.*, 2011; Araújo *et al.*, 2012.). A substituição da vegetação nativa favorece o processo de erosão hídrica (Garcia *et al.*, 2005), dada a variabilidade espacial e temporal da precipitação que ocorre neste bioma vulnerável, típico do Nordeste brasileiro. A consequente perda de matéria orgânica e nutrientes (Freitas *et al.*, 2013), afeta a biodiversidade e a qualidade do solo, o que limita a sua capacidade produtiva (Cardozo-Júnior *et al.*, 2012; Chaplot *et al.*, 2012). Deve notar-se que a matéria orgânica está envolvida na atividade biológica funcional do solo, e quaisquer mudanças neste compartimento promove alterações na atividade microbiana no solo (Powlson *et al.*, 1987; Araújo *et al.*, 2012; Lopes *et al.*, 2012).

A atividade microbiana do solo tem sido considerada como um indicador da sustentabilidade dos agroecossistemas, refletindo mudanças na ciclagem de nutrientes (Visser, Parkinson, 1992; Acosta-Martinez *et al.*, 2003; Paudel *et al.*, 2012), sendo também sensível ao manejo da cobertura do solo em áreas produtivas (Kandeler *et al.*, 2000; Balota *et al.*, 2004). Por outro lado, o tamanho, a composição e atividade da microbiota, especialmente dos fungos micorrízicos arbusculares (MA), têm sido utilizados para monitorar alterações em agroecossistemas (Bainard *et al.*, 2011; Pagano *et al.*, 2011; Singh *et al.*, 2011).

Os indicadores de solo não devem ser considerados isoladamente. É necessário estabelecer relações destes com os sistemas de produção (Porto *et al.*, 2009; Duarte *et al.*, 2012). Por sua vez, acredita-se que a atividade biológica do solo da Caatinga está intimamente relacionado com o estoque de matéria orgânica na crosta na superfície do solo, e a perda deste componente foi evidenciado por Freitas *et al.* (2013). Os sedimentos desagregados e transportados por erosão hídrica podem realmente ser uma contribuição importante nas emissões globais de CO₂, sendo que as maiores emissões geralmente relatadas em sedimentos quando comparado com os solos (Chaplot *et al.*, 2012). A fim de minimizar essas perdas e a degradação do meio ambiente, afigura-se oportuna a definição de indicadores de sustentabilidade, que são sinais do grau de conservação de um sistema de produção específico (De-Polli; Pimentel, 2005), em especial dos solos (Mendes *et al.*, 2009; Kaschuk *et al.*, 2010). Neste estudo, foram avaliados vários atributos biológicos de sedimentos produzidos por arraste, e foram estabelecidas relações com os solos

de origem para quatro microbacias hidrográficas da Caatinga, caracterizadas por sistemas de mata raleada e nativa, por agroecossistemas de pastagens e de agricultura de subsistência.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1 Área de estudo

As microbacias hidrográficas foram caracterizadas como de mata nativa (MN) e mata raleada (MR) e pelos agroecossistemas com *Andropogon gayanus* Kunt grassland (PAST) e agricultura de subsistência com o cultivo do milho (AGRS), e inseridas em áreas do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia em Iguatu (IFCE - Iguatu Campus), na região centro-sul do estado do Ceará, Brazil (6°23'42" to 6°23'47" S and 39°15'24" to 39°15'29" W) (Figura 2.1).

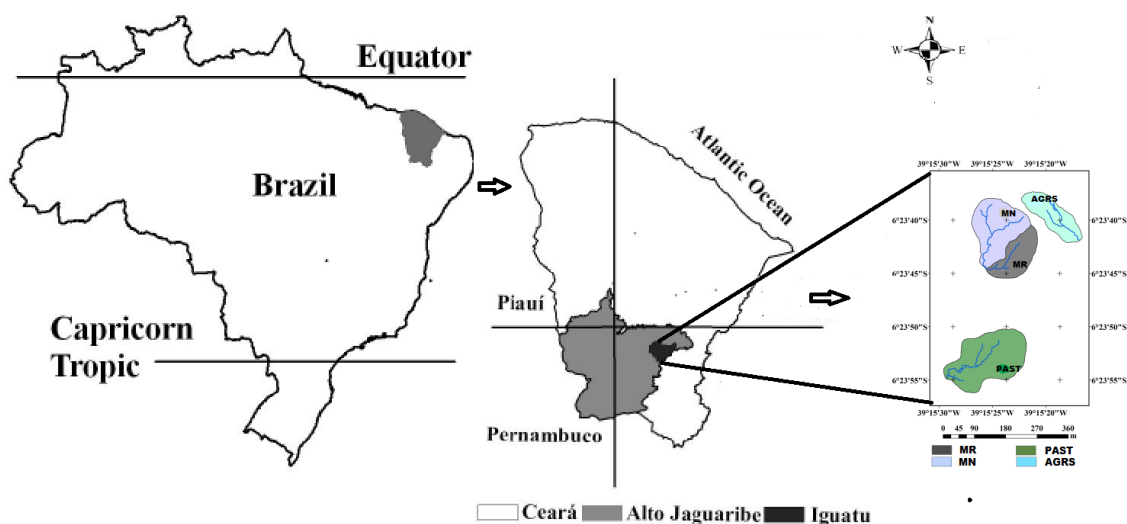


Figura 2.1 – Localização das microbacias em Iguatu, estado do Ceará, Brazil, com mata nativa (MN), mata raleada (MR), pastagem (PAST) e agricultura de subsistência (PAST).

5.2.2 Caracterização das microbacias

As microbacias selecionadas para este estudo foram hidrologicamente caracterizadas (Santos *et al.*, 2011; Rodrigues *et al.*, 2013), e os solos de acordo com WRB (2006), sendo representados por *Calcic Vertisol* típico de MR, MN e PAST e *Calcic Luvisol* (Abruptic, Chromic) típico de AGRS (Freitas *et al.*, 2013).

O clima na região é do tipo BSw'h', de acordo com a classificação de Köppen (1948), com precipitação concentrada, totalizando 1.457 mm entre janeiro e maio de 2011, valor superior à média histórica anual de 970 ± 316 mm (Rodrigues *et al.* 2013). Os valores de precipitação mensal em 2011 (Figura 2.2) favoreceram a produção de sedimentos de arraste (Freitas *et al.*, 2013).

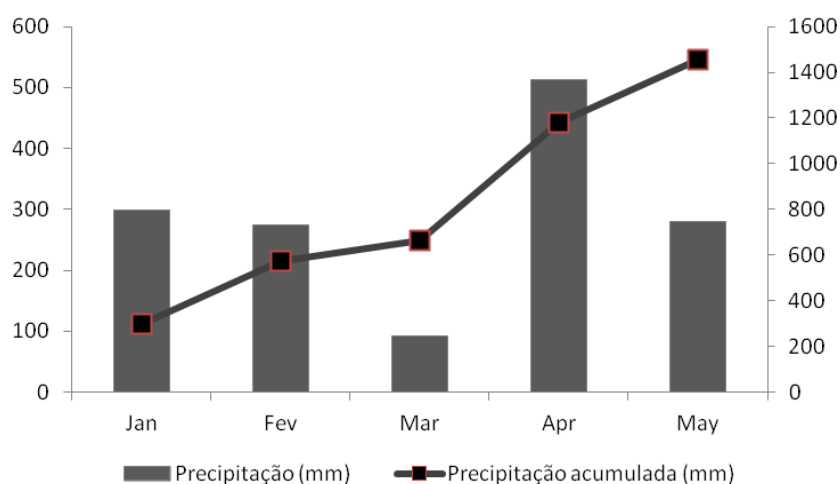


Figura 2.2 – Precipitação mensal em agroecossistemas de Iguatu e valores acumulados de janeiro a maio, 2011.

5.2.3 Amostragem e análises químicas, biológicas e bioquímicas

Os sedimentos produzidos por arraste em microbacias selecionadas foram coletados em armadilhas do tipo *bedload* situados à montante das calhas Parshall, e amostras de solo (0-20 cm) foram coletadas em seis locais escolhidos aleatoriamente em cada microbacia hidrográfica, em junho de 2011, representando o final do período de chuvas na região. Todas as amostras foram secadas ao ar, passadas através de malha de 2 mm e analisadas quanto às suas características químicas e pH em água (1:2,5) (Smith, 1999) e várias propriedades biológicas. As características químicas e pH em água das amostras podem ser observados na Tabela 2.1. Foram determinados os atributos biológicos: teor de carbono orgânico total (COT) (Silva, 1999), biomassa microbiana (BM) segundo Mendonça e Matos (2005) e modificado pelo método proposto por Islam and Weil (1998), respiração basal (BR) (Jenkinson; Powlson, 1976), atividade da enzima fosfatase ácida (Tabatabai, 1994) e da enzima desidrogenase (Casida; Klein; Santoro, 1964), e número de esporos de fungos micorrízicos arbusculares (MA) segundo Sieverding *et*

al. (1991). Para estimar a BM, um fator de 0,33 foi assumido (Sparling, 1992). Além disso, o quociente metabólico (qCO_2) (Silva *et al.*, 2007) das amostras coletadas foram calculados.

Tabela 2.1 – Características químicas de sedimentos e solos de microbacias do semiárido de Iguatu.

Atributos	Unidades	Sedimentos				Solos			
		MR	MN	PAST	AGRS	MR	MN	PAST	AGRS
pH (H ₂ O)	-	-	-	-	-	7.39	7.74	6.77	5.68
P	mg.kg ⁻¹	323.58	340.13	46.27	11.7	2.15	1.88	0.99	0.99
Na	mmolc.dm ⁻³	1.35	1.29	1.90	0.68	1.96	1.44	5.93	0.78
K	mmolc.dm ⁻³	3.42	3.37	3.56	1.04	5.55	4.09	2.76	1.71
Ca	mmolc.dm ⁻³	445.36	462.56	307.91	73.27	400.84	405.02	247.39	27.26
Mg	mmolc.dm ⁻³	121.74	116.13	138.73	37.38	61.02	59.93	98.86	13.40
CTC	mmolc.dm ⁻³	576.4	590.17	456.10	152.94	482.57	423.09	281.33	58.63
Fe	mg.kg ⁻¹	0.91	1.00	9.04	134.23	5.51	4.19	11.16	59.97
Zn	mg.kg ⁻¹	0.52	0.82	1.82	3.62	1.46	2.3	2.62	0.75
Cu	mg.kg ⁻¹	2.05	2.03	1.67	1.32	5.15	4.40	2.48	0.83
Mn	mg.kg ⁻¹	20.42	33.03	58.4	84.01	23.10	23.52	24.15	12.5

Número de amostras: solos [6]; sedimentos [H⁺Al, P, Na, K, Ca e Mg (MR=23, MN=21, PAST=27, AGRS=16); para Fe (14,16,26,16), Zn (8,5,12,16), Cu (20,17,19,7) e Mn (23,21,27,16) de MR, MN, PAST e AGRS, respectivamente.

5.2.4 Análises dos dados

Os dados obtidos, tanto para os sedimentos produzidos por arrastae quanto dos solos das microbacias hidrográficas, foram expressos como médias seguidas de seus respectivos desvios padrão. Usando os dados das variáveis analisadas, foram calculados coeficientes de variação entre os sedimentos e solos das microbacias hidrográficas. Análise de correlação de Spearman foi utilizada para expressar a relação entre os vários atributos dos sedimentos e solos.

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.3.1 Carbono orgânico e atividade microbiana

Valores de COT, MB e BR variaram de sedimentos produzidos por arraste nas diferentes microbacias (Tabela 2.2), sendo os níveis dessas variáveis, em geral mais baixos do que os observados em solos superficiais (0-20 cm) dos respectivos

agroecossistemas. Estes resultados diferem dos observados por Chaptlot *et al.* (2012) uma vez que no período de coleta (junho de 2011), os sedimentos encontraram-se empobrecidos de carbono orgânico (CO). Apenas em AGRS, os sedimentos indicaram uma maior taxa de respiração (59,1%) e quociente respiratório (60,7%), em relação aos solos dos agroecossistemas.

Os níveis de COT foram maiores nos sedimentos produzidos por arraste em MR, enquanto BM e RB foram maiores em MR e SAGR, respectivamente. Variações nesses atributos podem estar associadas ao tipo de cobertura vegetal do solo, bem como os nutrientes e as características químicas do solo (2.1). Nota-se que o solo de PAST apresentou maior teor de COT em comparação com os solos dos outros sistemas avaliados, entretanto, os valores de BM e RB foram maiores em MN e MR, respectivamente (Tabela 2.2).

Tabela 2.2 - Valores de atributos biológicos de sedimentos de arraste e de solos de agroecossistemas do semiárido, Iguatu.

Sistemas	COT	BM	RB	qCO ₂
Sedimentos				
MR	14.91 ± 2.6	158.18 ± 7.7	0.19 ± 0.1	1.19 ± 0.1
MN	13.55 ± 1.3	283.64 ± 15.4	0.13 ± 0.1	0.47 ± 0.3
PAST	13.27 ± 0.7	136.36 ± 84.8	0.28 ± 0.1	2.24 ± 0.7
AGRS	9.72 ± 0.6	76.36 ± 15.4	0.70 ± 0.1	9.48 ± 3.1
Solos				
MR	22.87 ± 3.6	300.00 ± 141.3	0.63 ± 0.2	2.62 ± 1.4
MN	19.45 ± 6.3	314.55 ± 78.6	0.43 ± 0.1	1.44 ± 0.4
PAST	27.90 ± 6.9	269.09 ± 110.4	0.55 ± 0.1	2.57 ± 1.8
AGRS	15.78 ± 3.6	128.18 ± 115.5	0.44 ± 0.1	5.90 ± 4.1

Unidades: COT:carbono orgânico total (g Kg⁻¹); BM:biomassa microbiana (mg C-MB kg⁻¹); RB:respiração basal (mg C-CO₂ kg⁻¹ h⁻¹); qCO₂:quociente metabólico (mg C-CO₂·mg⁻¹ C-MB h⁻¹).

Os níveis de COT podem estar relacionados com a produção de biomassa vegetal, que são geralmente altos em pastagens (Lopes *et al.*, 2012; Garcia *et al.*, 2005). Valores de BM e RB são indicativos da atividade heterotrófica de microorganismos, bem como do envolvimento na ciclagem de nutrientes e transformações da matéria orgânica do solo (Garcia-Oneres *et al.* (2010). Variações em tais atributos podem estar relacionados com a diversidade da cobertura vegetal e mineralização da matéria orgânica do solo da superfície. A presença de matéria orgânica lábil (Duarte *et al.*, 2012) e a disponibilidade de nutrientes, como P e K,

(Tabela 2.1), pode refletir em variações na capacidade de troca catiônica (CTC) e nas taxas de respiração basal de sedimentos e solos de agroecossistemas. A ativação de microorganismo do solo implica em imobilização temporária de nutrientes (Kaschuk *et al.*, 2010), e a perda de sedimentos em agroecossistemas pode influenciar na diminuição de grupos funcionais que atuam sobre o agrupamento e na produtividade do solo. Em sistemas mais preservadas, a formação de agregados ajuda a proteger a matéria orgânica no solo (Balota *et al.*, 2004 ; Garcia *et al.*, 2005).

Em AGRS, tanto o sedimento produzido por arraste como o solo apresentaram níveis inferiores de COT e BM, o que pode ser devido à erodibilidade do Luvisolo e o manejo adotado para o cultivo mínimo de milho. Acredita-se que sob o sistema conservado ocorreu perda da microbiota envolvida na ciclagem de nutrientes, e presente nas frações solúvel e de fácil decomposição da matéria orgânica no solo. A qualidade da matéria orgânica influencia a atividade microbiana do solo (Kaschuk *et al.*, 2010), e a menor disponibilidade de substratos requer mais dispêndio de energia para manter a homeostase celular (Mendes *et al.*, 2009; Nunes *et al.*, 2009). Além disso, elevados quocientes metabólicos foram observadas em agrossistemas, tanto no solo quanto nos sedimentos produzidos por arraste, sendo estes valores indicativos da elevada eficiência da microbiota em usar substratos orgânicos. Por outro lado, menores valores de qCO_2 foram detectados em solos superficiais de MR e MR, respectivamente, e estes podem estar relacionados com a resiliência, a liberação de exsudato e a biomassa radicular das espécies de plantas presentes na Caatinga.

Baseado em sedimentos produzidos por arraste em microbacias hidrográficas (Freitas *et al.*, 2013) e na densidade de chuva (Tabela 2.2) foram estimadas as perdas de COT ($kg\ ha^{-1}$), sendo maior em ecossistemas naturais (8,65 $kg\ ha^{-1}$ em MR e 4,64 $kg\ ha^{-1}$ em MN) em relação à PAST (3,43 $kg\ ha^{-1}$) e AGRS (0,27 $kg\ ha^{-1}$). Nota-se que estas perdas de matéria orgânica correspondem somente ao período em que as amostras foram coletadas (junho de 2011). Em um período maior (janeiro a junho), Freitas *et al.* (2013) estimaram perdas de até 77,71 $kg\ ha^{-1}$ de COT, o que sugere, segundo os autores, que perdas mais significativas neste componente ocorrem com as primeiras chuvas em regiões semiáridas. Da mesma forma, os ecossistemas naturais produziram maiores perdas de BM (91,77 $g\ ha^{-1}$ em MR e 97,23 $g\ ha^{-1}$ sob MN) em relação aos outros sistemas avaliados (35,30

g ha⁻¹ em PAST e 2,12 g ha⁻¹ em AGRS). Seguindo a hipótese anterior, é possível inferir que perdas mais expressivas de BM nos agroecossistemas podem ocorrer, o que permite concluir que a Caatinga não é capaz de dissipar as perdas de COT e BM, atributos decisivos na manutenção da fertilidade do solo.

5.3.2 Atributos bioquímicos

Em AGRS, as amostras de sedimentos produzidos por arraste e do solo revelaram, respectivamente, os níveis mais altos e mais baixos de fosfatase ácida (Figura 2.3A), em comparação com os demais sistemas avaliados. Estes resultados permite concluir que o baixo nível de P disponível no solo (Tabela 2.1) afeta a atividade microbiana, além da absorção e exportação deste elemento no sistema (Tripathi *et al.*, 2007).

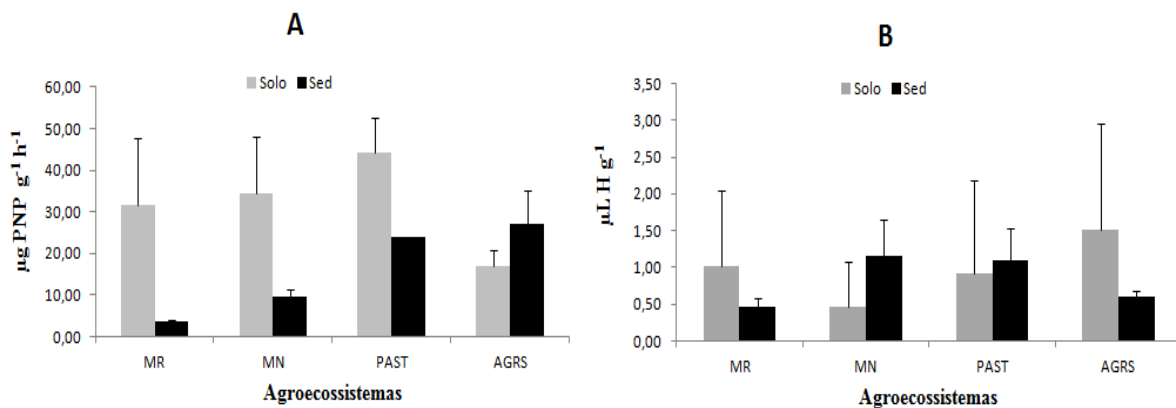


Figura 2.3 – Atividade da fosfatase ácida (AFA) e desidrogenase (AD) em sedimentos de arraste e solos de agroecossistemas do semiárido. (AFA=A; AD=B).

A diminuição de P inorgânico (García-Oneres *et al.*, 2010) e a produção de biomassa radicular (Mendes *et al.*, 2012) levaram a uma maior atividade enzimática no solo. Além disso, os sedimentos produzidos por arraste em áreas de mata revelou menor atividade da fosfatase ácida, o que pode estar relacionado com o equilíbrio P no sistema solo-mata. Quanto a desidrogenase, os sedimentos produzidos por arraste apresentaram níveis mais altos em MN e PAST, e nos solos de AGRS (Figura 2.3B). A atividade da desidrogenase está associada à matéria orgânica do solo (Pandey; Singh, 2006), com o índice de cobertura vegetal do solo (Pengthamkeerati *et al.*, 2011; Paudel *et al.*, 2012) e, possivelmente, com o manejo de resíduos de culturas. Além disso, de acordo com Ndoye *et al.* (2012), a atividade

da desidrogenase serve como um indicador de uso da terra, sendo os níveis da enzima geralmente maior nos sistemas mais conservadas.

5.3.3 Densidade de fungos micorrízicos arbusculares

As densidades de esporos de comunidades de fungos MA foram maiores nos sedimentos e solos em AGRS e PAST (Figura 2.4) em comparação com os demais sistemas avaliados. Nota-se que esses fungos biotróficos e auxiliam as plantas a absorver nutrientes do solo, em especial os elementos menos móveis, tais como P e Zn (Arias *et al.*, 2012; Ndoye *et al.*, 2012), e são influenciados pelo manejo da cobertura vegetal do solo em região semiárida (Pagano *et al.*, 2011). A arquitetura das raízes e a biomassa radicular das plantas em AGRS e PAST, juntamente com os baixos níveis de P nesses solos (Tabela 2.1), podem explicar parcialmente as altas densidades de esporos de fungos MA nos agroecossistemas.

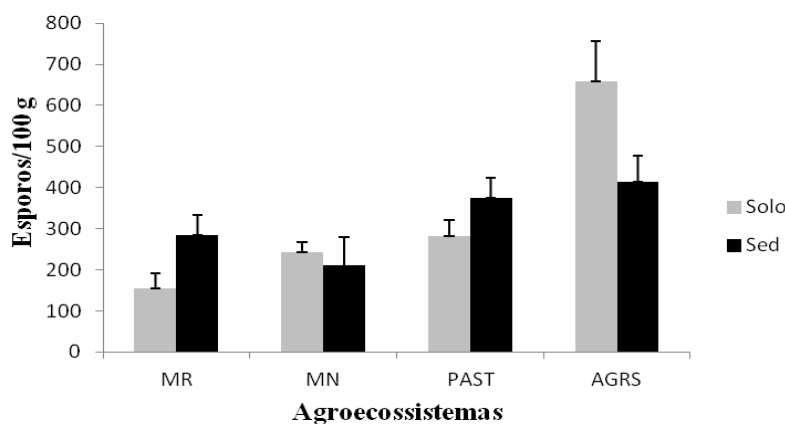


Figura 2.4 – Densidade de comunidades de esporos de fungos MA em sedimentos de arraste e solos de agroecossistemas do semiárido.

Ressalta-se que a adoção de práticas agrícolas convencionistas reduz a abundância e diversidade de fungos MA (Bainard *et al.*, 2011). Por outro lado, baixas densidades de esporos desses fungos foram verificadas em sedimentos produzidos por arrastar e nos solos das áreas de mata (MN, MR), sendo atribuídos à menor frequência de raízes finas na superfície dos solos. Nos perfis de solo das microbacias hidrográficas selecionadas foram observadas raízes até 2 m de profundidade. Além disso, nos ecossistemas mais estáveis, pode haver um melhor

equilíbrio entre os esporos de comunidades de fungos MA e os recursos disponíveis (Tótola; Chaer, 2002; Mendes *et al.*, 2009).

Levando em consideração os sedimentos produzidos por arraste (Freitas *et al.*, 2013) e as intensidades de chuva (Tabela 2.2), perdas expressivas de esporos de fungos MA podem ser esperadas em agroecossistemas da região semiárida. Nas condições ambientais deste estudo permitiu estimar as perdas (em milhões de esporos de fungos MA por ha⁻¹), atingindo 1,65; 0,72; 0,97 e 0,11 para MR, MN, AGRS e PAST, respectivamente. Comparando as perdas de esporos e biomassa microbiana, observa-se que embora os sedimentos de AGRS tenham apresentados maiores densidade de esporos, as estimativas das perdas de fungos MA e de biomassa microbiana revelaram números inferiores aos demais sistemas. Por outro lado, maiores perdas de biomassa microbiana foram estimadas nas matas (MR e MN).

5.3.4 Correlação de atributos bioquímicos e biológicos

Em sedimentos, foram observadas correlações positivas entre RB e qCO₂, e correlações negativas entre COT e qCO₂ (Tabela 2.3), enquanto nos solos houve correlações negativas entre BM e qCO₂ e correlações positivas entre AFA e qCO₂ (Tabela 2.4). No mesmo sentido, valores mais elevados para a atividade da desidrogenase (AD) e qCO₂ podem estar relacionados com a atividade microbiana e, de acordo com Pandey e Singh (2006), com o crescimento da biota do solo. Além disso, Garcia *et al.* (2005) relataram que uma parte da matéria orgânica presente está relacionada com a atividade da biota do solo. Assim, os sedimentos das matas MR e MN apresentaram menor densidade de esporos de fungos MA e respiração basal microbiana (RB), o que permite explicar a redução de qCO₂ e AFA, e na atividade da desidrogenase (AD) de MR. Em AGRS, verificou-se maiores valores de AFA em relação aos demais agrossistemas refletindo o baixo nível de P nos sedimentos de arraste. Nos solos das matas (MR e MN), o aumento da biomassa microbiana (BM), evidenciado pela diminuição de qCO₂, pode ser atribuído ao equilíbrio dos sistemas, e manutenção da atividade da fosfatase ácida (AFA).

Tabela 2.3 – Índice de correlação de Spearman entre atributos microbiológicos e bioquímicos de sedimentos de arraste em agroecossistemas de Iguatu.

Atributos	BM	RB	COT	qCO ₂	AD	AFA
BM	1					
RB	-0,80	1				
COT	0,58	-0,94	1			
qCO ₂	-0,77	1	-0,95	1		
AD	-0,64	0,77	-0,82	0,75	1	
AFA	0,59	-0,41	0,13	-0,42	0,17	1

BM:biomassa microbiana; RB:respiração basal; COT:carbono orgânico total; qCO₂: quociente metabólico; AD:desidrogenase; AFA:fosfatase ácida.Significância p < 0,05.

Tabela 2.4 - Índice de correlação de Spearman entre atributos microbiológicos e bioquímicos de solos em agroecossistemas de Iguatu.

Atributos	BM	RB	COT	qCO ₂	AD	AFA
BM	1					
RB	0,42	1				
COT	0,84	0,82	1			
qCO ₂	-0,98	-0,26	-0,71	1		
AD	0,77	0,40	0,55	-0,81	1	
AFA	-0,89	0,04	-0,49	0,95	-0,70	1

BM:biomassa microbiana; RB:respiração basal; COT:carbono orgânico total; qCO₂: quociente metabólico; AD:desidrogenase; AFA:fosfatase ácida.Significância p < 0,05.

A inobservância de outras correlações significativas entre os atributos testados pode estar relacionada com o período em que as amostras foram colhidas, em junho (final da estação chuvosa). Mendes *et al.*, (2012), na tentativa de estabelecer correlações entre as atividades das enzimas fosfatase ácida e β - glicosidase, observaram que em ambientes do Cerrado brasileiro, ambas apresentaram variações sazonais, independentemente do tipo de vegetação e do período de amostragem. Em sistemas agroflorestais, o aporte de matéria orgânica ao solo influencia positivamente a comunidade microbiana como fontes de carbono e de energia (Araújo *et al.*, 2012).

5.4 CONCLUSÕES

A respiração basal e a atividade microbiana no sedimento produzido por arraste reflete o estresse ambiental dos sistemas de agricultura tradicional em regiões semiáridas.

As perdas de carbono orgânico e biomassa microbiana em sedimentos produzidos por arraste atingem valores elevados em ecossistemas naturais em relação aos agroecossistemas de pastagens e agricultura de subsistência na região semiárida, o que demonstra certa incapacidade da Caatinga em dissipá-las, e tais fatores são cruciais para a manutenção da fertilidade do solo.

A atividade da fosfatase ácida e da desidrogenase em sedimentos produzidos por arraste apresenta sensibilidade às mudanças de uso da terra.

A perda de carbono microbiano e de esporos de fungos MA ocorre na seguinte ordem decrescente: mata > pastagem > agricultura de subsistência.

5.5 REFERÊNCIAS

Acosta-Martinez, V.; Zobeck, T.M.; Gill, T.E.; Kennedy, A.C. 2003. Enzyme activities and microbial community structure in semiarid agricultural soils. *Biology and Fertility of Soils*, 38:216-227.

Anderson, T.H.; Domsch, K.H. 1993. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 25:393-395.

Araújo, A.S.F.; Leite, L.F.C.; Iwata, B.F.; Lira Jr, M.A.; Xavier, G.R.; Figueiredo, M.V. 2012. Microbiological process in agroforestry systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 32:215-226.

Arias, R.M.; Heredia-Abarca, G.; Sosa, V.J.; Fuentes-Ramirez, L.E. 2012. Diversity and abundance of arbuscular mycorrhizal fungi spores under different coffee production systems and in a tropical montane cloud forest patch in Veracruz, Mexico. *Agroforest System*, 85:179-193.

Bainard, L.D.; Klironomos, J.N.; Gordon, A.M. 2011. Arbuscular mycorrhizal fungi in tree-based intercropping systems: A review of their abundance and diversity.

Pedobiologia, 54:57-61.

Balota, E.L.; Kanashiro, M.; Colozzi Filho, A.; Andrade, A.S.; Dick, R.P. 2004. Soil enzyme activities under long-term tillage and crop rotation systems. *Brazilian Journal of Microbiology*, 35:300-306.

Cardozo Júnior, F.M.; Carneiro, R.F.V.; Gotoz, B.T.; Bezerra, A.A.C.; Araújo, A.S.F.; Nunes, L.A.P.L. 2012. Arbuscular mycorrhizal fungi in degraded lands in Northeast Brazil. *African Journal of Microbiology Research*, 6(44):7198-7205.

Casida, L.E.; Klein, D.A.; Santoro, T. 1964. Soil dehydrogenase activity. *Soil Science*, 98:371-376.

Chaplot, V.; Mchunu, C.N.; Manson, A.; Lorentz, S.; Jewitt, G. 2012. Water erosion-induced CO₂ emissions from tilled and no-tilled soils and sediments. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 159:62-69.

De-Polli, H.; Pimentel, M.S. 2005. Indicadores de qualidade do solo. In: Aquino AM, Assis RL (Ed.) *Processos biológicos no sistema solo-planta: ferramentas para uma agricultura sustentável*. Brasília: Embrapa-SCT p. 17-28.

Duarte, B.; Freitas, J.; Caçador, I. 2012. Sediment microbial activities and physico-chemistry as progress indicators of salt marsh restoration processes. *Ecological Indicators*, 19:231-239.

Freitas, M.A.S.R.; Andrade, E.M.; Weber, O.B.; Palácio, H.A.Q.; Ferreira, T.O. 2013. Bedload sediment and nutrient losses in agro-ecosystems of the Brazilian semiarid region. *Nutrient Cycling Agroecosystems*, 96:203-213.

Garcia, C.; Roldan, A.; Hernandez, T. 2005. Ability of different plant species to promote microbiological processes in semiarid soil. *Geoderma*, 124:193-202.

García-Orenes, F.; Guerrero, C.; Roldán, A.; Mataix-Solera, J.; Cerda, A.; Campoy, M.; Zornoza, R.; Bárcenas, G.; Caravaca, F. 2010. Soil microbial biomass and activity under different agricultural management systems in a semiarid Mediterranean agroecosystem. *Soil & Tillage Research*, 109:110-115.

Giongo, V.; Galvão, S.R.S.; Mendes, A.M.S.; Gava, C.A.T.; Cunha, T.J.F. 2011. Soil organic carbon in the Brazilian semi-arid tropics. *Dynamic Soil, Dynamic Plant*, 5(1):12-20.

Islam, K.R.; Weil, R.R. 1998. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbon. *Biology and Fertility of Soils*, 27:408-416.

Jenkinson, D.S.; Powlson, D.S. 1976. The effect of biocidal treatment on metabolism in soil. A method of measuring soil biomass. *Soil Biology and Biochemistry*, 8(3):209-213.

Kandeler, E.; Tscherko, D.; Bruce, K.D.; Stemmer, M.; Hobbs, P.J.; Bardgett, R.D.; Amelung, W. 2000. Structure and function of the soil microbial community in microhabitats of a heavy metal polluted soil. *Biology and Fertility of Soil*, 32:390-400.

Kaschuk, G.; Alberton, O.; Hungria, M. 2010. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: Lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. *Soil Biology & Biochemistry*, 42:1-13.

Lopes, H.S.S.; Medeiros, M.G.; Silva, J.R.; Medeiros Júnior, F.A.; Santos, M.N.; Batista, R.O. 2012. Biomassa microbiana e matéria orgânica em solo de Caatinga, cultivada com melão na Chapada do Apodi, Ceará. *Revista Ceres*, Viçosa 59(4):565-570.

Mendes, I.C.; Hungria, M.; Reis-Júnior, F.B.; Fernandes, M.F.; Chaer, G.M.; Marcante, F.M.; Zilli, J.E. 2009. *Bioindicadores para Avaliação da Qualidade dos Solos Tropicais: utopia ou realidade?* Embrapa Cerrados. Planaltina, DF, 246 p.

Mendes, I.C.; Fernandes, M.F.; Chaer, G.M.; Reis-Júnior, F.B. 2012. Biological functioning of Brazilian Cerrado soils under different vegetation types. *Plant Soil*, 359:183-195.

Mendonça, E.S.; Matos, E.S. 2005. *Matéria orgânica dos solos: métodos de análises*. I. Ed. Ponte Nova: D & M Gráfica e Editora Ltda, v.1. 107 p.

Ndoye, F.; Kane, A.; Mangaptché, L.N.; Bakhoun, N.; Sanon, A.; Diouf, D.; Sy, M.O.; Baudoin, E.; Noba, K.; Prin, Y. 2012. Changes in land use system and environmental factors affect arbuscular mycorrhizal fungal density and diversity, and enzyme activities in rhizospheric soils of *Acacia senegal* (L.) Willd. International Scholarly Research Network ISRN *Ecology*. 13 p.

Nunes, L.A.P.L.; Araújo Filho, J.A.; Holanda Júnior, E.V.; Menezes, R.I.Q. 2009. Impacto da queimada e de enleiramento de resíduos orgânicos em atributos biológicos de solos sob caatinga no semiárido nordestino. *Caatinga*, 22(1):131-141.

Pagano, M.C.; Utida, M.K.; Gomes, E.A.; Marriel, I.E.; Cabello, M.N.; Scotti, M.R. 2011. Plant-type dependent changes in arbuscular mycorrhizal communities as soil quality indicator in semi-arid Brazil. *Ecological Indicators*, 11:643-650.

Pandey, S.; Singh, K.D. 2006. Soil dehydrogenase, phosphomonoesterase and arginine deaminase activities in an insecticide treated groundnut (*Arachis hypogaea* L.) field. *Chemosphere*, 63(5)869-880.

Paudel, B.R.; Udawatta, R.P.; Kremer, R.J.; Anderson, S.H. 2012. Soil quality indicator responses to row crop, grazed pasture, and agroforestry buffer management. *Agroforest Systems*, 84:311-323.

Pengthamkeerati, P.; Motavalli, P.P.; Kremer, R.J. 2011. Soil microbial activity and functional diversity changed by compaction, poultry litter and cropping in a claypan soil. *Applied Soil Ecology*, 48(1):71-80.

Porto, M.L.; Alves, J.C.; Diniz, A.A.; Souza, A.P.; Santos, D. 2009. Indicadores biológicos de qualidade do solo em diferentes sistemas de uso no brejo paraibano. *Ciência Agrotécnica*, 33(4):1011-1017.

Powlson, D.S.; Brookes, P.S.; Christensen, B.T. 1987. Measurement of soil microbial biomass provides a nearly indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biology and Biochemistry*, 19:159-164.

Rodrigues, J.O.; Andrade, E.M.; Palácio, H.A.Q.; Mendonça, L.A.R.; Santos, J.C.N. 2013. Sediment loss in semiarid small watershed due to the land use. *Revista Ciência Agronômica*, 44(3)488-498.

Santos, J.C.N.; Palácio, H.A.Q.; Andrade, E.M.A.; Meireles, A.C.M.; Araújo Neto, J.R. 2011. Runoff and soil and nutrient losses in semiarid uncultivated fields. *Revista Ciência Agronômica*, 42(3):813-820.

Silva, E.E.; Azevedo, P.H.S.; De-Polli, H. 2007. *Determinação da respiração basal (RBS) e quociente metabólico do solo (qCO₂)*. Embrapa Agrobiologia, Seropédica 4 p. (Embrapa Agrobiologia. Comunicado Técnico, 99).

Silva, F.C. 1999. *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes*. Embrapa Brasília, DF, 370 p.

Sieverding, E.; Friedrichsen, J.; Suden, W. 1991. Vesicular-arbuscular mycorrhiza management in tropical agrosystems. *Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit, (TZ) Eschborn, Germany*.

Singh, J.S.; Pandey, V.C.; Singh, D.P. 2011. Efficient soil microorganism: a new dimension for sustainable agriculture and environmental development. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 140:339-353.

Sparling, G.P. 1992. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indication of changes in soil organic matter. *Australian Journal Soil Research*, 30(2):195-207.

Tabatabai, M.A. 1994. Soil enzymes. In: Weaver, R.W.; Angle, J. S.; Bottomley, P.S. Methods of soil analysis: microbiological and biochemical proportions. *Soil Science Society of America*, pp. 775-833. Madison, Wisconsin.

Tótola, M.R.; Chaer, G.M. 2002. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores de qualidade do solo. In: Tópicos em Ciências do Solo. *Sociedade Brasileira de Ciências do Solo*, 2:195-276.

Tripathi, S.; Chakraborty, A.; Chakraborty, K.; Kumar, B. 2007. Enzyme activities and microbial biomass in coastal soils of Índia. *Soil Biology & Biochemistry*, 39(11):2840-2848.

Visser, S.; Parkinson, D. 1992. Soil biological criteria as indicators of soil quality: Soil microorganisms. *American Journal of Alternative Agriculture*, 7(1):33-37.

WRB – World Reference Base for Soil Resources. 2006. World Soil Resources Reports nº 103, FAO, Rome, 133 p.

CAPÍTULO III

6. MINERALOGIA DE SEDIMENTOS DE ARRASTE DE AGROECOSSISTEMAS DA REGIÃO SEMIÁRIDA DO BRASIL

RESUMO

A mineralogia dos sedimentos e solos da região semiárida do Brasil constitui importante indicativo de avaliação do manejo de agroecossistemas. A investigação das frações argila e areia constituem-se fonte de entendimento das reservas e do potencial em minerais dos solos e sedimentos de arraste. Neste sentido, objetivou-se identificar a mineralogia dos sedimentos produzidos por arraste em microbacias da Caatinga, sendo caracterizada por vegetação nativa (MN), mata raleada (MR), pastagem com *Andropogon gayanus* Kunt (PAST) e agricultura de subsistência com o cultivo de milho (AGRS), visando subsidiar a adoção de manejo adequado de agroecossistemas. As microbacias foram selecionadas no município de Iguatu, estado do Ceará, Brasil, e os sedimentos de arraste coletados em período chuvoso de 2011. Os sedimentos foram identificados qualitativamente segundo as frações de areia e argila (em pó e orientada) por meio da técnica de difração de raios X. Para tanto foram utilizadas as frações areia grossa e fina, fração argila natural e argila após eliminação de óxidos de ferro livre com ditonito-citrato-bicarbonato de sódio (DCB) e tratamento com K, Mg e Mg+glicerol. Na fração areia grossa dos Vertissolos (MR, MN e PAST) e Luvissole (AGRS) foram identificados quartzo e feldspato decorrente do processo de intemperismo e formação de minerais primários. A fração areia fina de sedimentos oriundos de agroecossistemas do semiárido permite identificar frações de quartzo e feldspato, sendo a diversidade deste último mineral maior nos sistemas com Vertissolos (MN, MR e PAST), em relação ao Luvissole presente em AGRS. As argilas naturais de sedimentos evidenciam a presença de goethita e hematita e estão relacionados à cobertura vegetal e a drenagem do solo. A identificação de esmectitas e vermiculita em argilas tratadas de sedimentos de MR, MN e PAST caracteriza a drenagem deficiente dos Vertissolos, comparado ao Luvissole de AGRS, que revela a presença de caulinita com picos mais elevados. O

Ca²⁺ e o K⁺ dos sedimentos de arraste constituem importantes reserva mineral para exploração.

Palavras-chave: Difratomia de raios-X, mineralogia de sedimentos, Caatinga, esmectitas, caulinita.

ABSTRACT

The mineralogy of the sediments and soils of the semiarid region of Brazil is an important indicator for assessing the management of agroecosystems. The investigation of clay and sand fractions promotes understanding of the potential reserves and mineral soils and sediments produced by drag. In this sense, the objective of this study was to identify the mineralogy of the sediments produced by drag in watersheds of the Caatinga, characterized by native vegetation (MN), thinned forest (MR), pasture with *Andropogon gayanus* Kunt (PAST) and subsistence agriculture with the cultivation of corn (AGRS) to support the adoption of appropriate agroecosystems management. The watersheds were selected in Iguatu, state of Ceará, Brazil, and sediments produced by drag collected in the rainy season of 2011. Sediments produced by drag were identified qualitatively according to the fractions of sand and clay using the technique of X-ray diffraction. Fine fractions of sand, clay and natural clay, and clay after removal of free iron oxides by dithionite-citrate-bicarbonate (DCB) and treated with K, Mg and Mg+glycerol. In sand fraction of Vertisols (MR, MN and PAST) and Luvisol (AGRS) were identified quartz and feldspar derived from the weathering and primary minerals process of formation. The fine sand fraction of sediments from semiarid agroecosystems allows to identify quartz and feldspar, with the latter mineral greater diversity in systems with Vertisols (MN, MR and PAST), compared to Luvisol in AGRS. The natural clay sediments produced by drag show the presence of goethite and hematite and are related to vegetation cover and soil drainage. The identification of smectites and vermiculite clays in treated sediment of the MR, MN and PAST shows poor drainage of Vertisols, compared to Luvisol of AGRS, which identify the presence of kaolinite with higher peaks. The Ca^{2+} and K^+ of the sediments by drag are important mineral reserves for exploration.

Keywords: Diffraction X-ray, mineralogy of sediments, Caatinga, smectites, kaolinite.

6.1 INTRODUÇÃO

O manejo inadequado de agroecossistemas em regiões semiáridas, especialmente da Caatinga, vem sendo apontado como uma das principais causas de degradação do solo (Giongo *et al.*, 2011; Araújo *et al.*, 2012; Sousa *et al.*, 2012). Ademais, a variabilidade espacial e temporal do regime de chuvas nessa região responde por grandes perdas de matéria orgânica e nutrientes que afetam a biodiversidade e a qualidade do solo com consequente limitação da capacidade de exploração dos sistemas (Cardozo Júnior *et al.*, 2012). Produção de sedimentos de arraste da ordem de 580 kg ha^{-1} e perdas de Ca^{2+} de $3.518,66 \text{ g.ha}^{-1}$ e K^+ de $76,91 \text{ g.ha}^{-1}$ foram observados por Freitas *et al.* (2013) em agroecossistemas da região semiárida do Brasil. Acrescente-se, a elevada intensidade e erosividade das chuvas no semiárido brasileiro associadas à grande erodibilidade dos solos da região têm contribuído para a ocorrência de erosão hídrica (Oliveira *et al.*, 2008).

Os solos da região semiárida do Brasil são poucos profundos e desenvolvidos. Entre os solos característicos encontram-se os Luvisolos (Romero; Ferreira, 2010). São solos minerais com incremento de argila em profundidade, argilas de alta atividade e representam cerca de 47 % do solos do semiárido brasileiro (Coelho *et al.*, 2002; Oliveira *et al.*, 2008). Em algumas regiões ocorrem associados aos Vertissolos que se caracterizam por apresentarem argilominerais expansíveis, com pequena variação textural e presença de fendas ou rachaduras em período de seca e superfícies de fricção (ou slickensides), a qual resulta da contração e formando fissuras com o ressecamento (Jacomine, 2008; Ferreira; Ferreira, 2009).

O intemperismo é o processo que afeta a formação de rochas, minerais e solos decorrentes da quebra mecânica e degradação química. Os minerais afetados pelo intemperismo são distinguidos em primários e secundários. Aqueles ocorrem nas rochas e, nos solos, principalmente nas frações areia e silte, enquanto estes predominam na fração argila (Lacerda *et al.*, 2001). Minerais primários, como feldspatos e micas, podem sofrer alterações, primeiramente formando argilas, como as esmectitas, vermiculitas e caulinita, e estas, por sua vez, podem ser transformados em óxidos, como por exemplo, a goethita e hematita, decorrente de forte perda de silício (Pombo *et al.*, 1982; Kämpf *et al.*, 2009).

Na região semiárida brasileira, o estudo da mineralogia e das transformações mineralógicas carece de avanços, necessitando de pesquisas que

possam elucidar tais processos (Mota *et al.*, 2002; Lima *et al.*, 2008). Por conseguinte, a identificação e o conhecimento das propriedades dos diferentes minerais dos sedimentos perdidos por arraste constituem uma excelente ferramenta para explicar o transporte e o potencial produtivo dos solos da região semiárida.

A investigação das frações argila e areia constituem-se fonte de entendimento do grau de evolução dos solos e das reservas, e do potencial em minerais dos solos e sedimentos de agroecossistemas da região semiárida.

O objetivo deste trabalho foi avaliar a mineralogia, por meio da técnica de difração de raios X, das frações areia e argila de sedimentos produzidos por arraste de Vertissolos e Luviossolo de microbacias do município de Iguatu, estado do Ceará, Brasil, em período chuvoso de 2011, visando subsidiar a adoção de práticas de manejo adequado aos agroecossistemas envolvidos.

6.2 MATERIAL E MÉTODOS

6.2.1 Área de estudo

O trabalho foi realizado em áreas da Caatinga hiperxerófila na bacia do Alto Jaguaribe, Centro Sul do Estado do Ceará, Brasil, pertencente ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Iguatu (IFCE-Campus de Iguatu). As áreas selecionadas localizam-se entre as coordenadas: 6°23'42" a 6°23'47" S e 39°15'24" a 39°15'29" W (Figura 3.1).

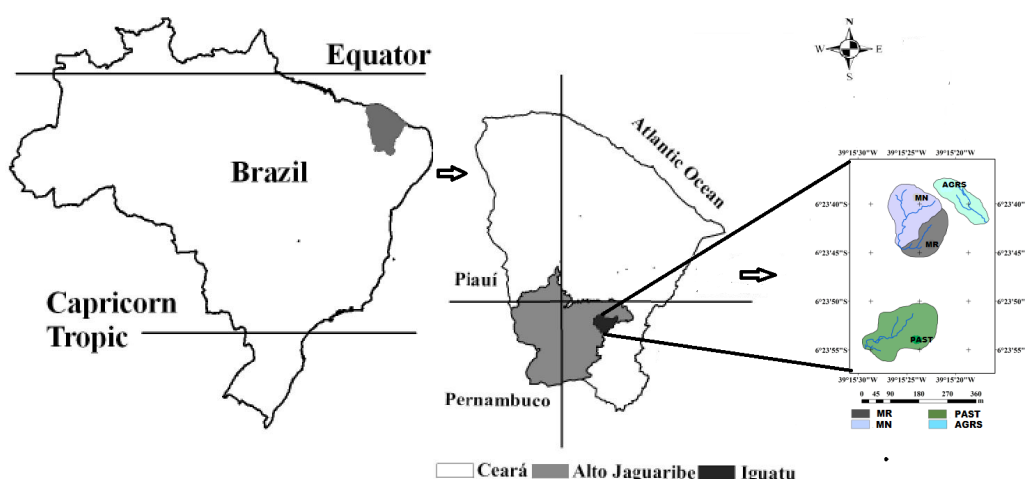


Figura 3.1 – Localização da área em estudo e das microbacias com mata nativa (MN), mata raleada (MR), pastagem (PAST) e agricultura de subsistência (PAST), em Iguatu no Estado do Ceará, Brasil.

6.2.2 Caracterização dos sistemas de uso da terra das microbacias

As quatro microbacias selecionadas, com áreas inferiores a 3,0 ha, foram hidrologicamente caracterizadas (Santos *et al.*, 2011), e após estado de pousio, passaram a ter as seguintes características de uso: mata raleada (MR); mata nativa (MN); pastagem (PAST); e agricultura de subsistência (AGRS). A mata nativa encontrava-se sob vegetação arbustivo-arbórea típica da Caatinga, sem exploração, enquanto a mata raleada apresentava plantas cujo diâmetro basal é superior a 10 cm e espécies de crescimento herbáceo, cujo manejo foi efetuado no período seco de 2008. Em PAST foi implantada a espécie *Andropogon gayanus* (no ano de 2010) e em AGRS efetuou-se o plantio direto de milho (*Zea mays* L.), no início período chuvoso (março de 2011).

6.2.3 Dados de clima, geologia, solos e sedimentos

O clima da região, segundo a classificação de Köppen (1948) é do tipo BSw'h', semiárido quente, com precipitações pluviométricas máximas entre os meses de março e maio, e temperatura média mensal superior a 18 °C. No período de janeiro a maio (período chuvoso) totalizaram-se 1.457,29 mm de precipitação pluviométrica, superando em 50% a média anual observada nessa região (Figura 3.2).

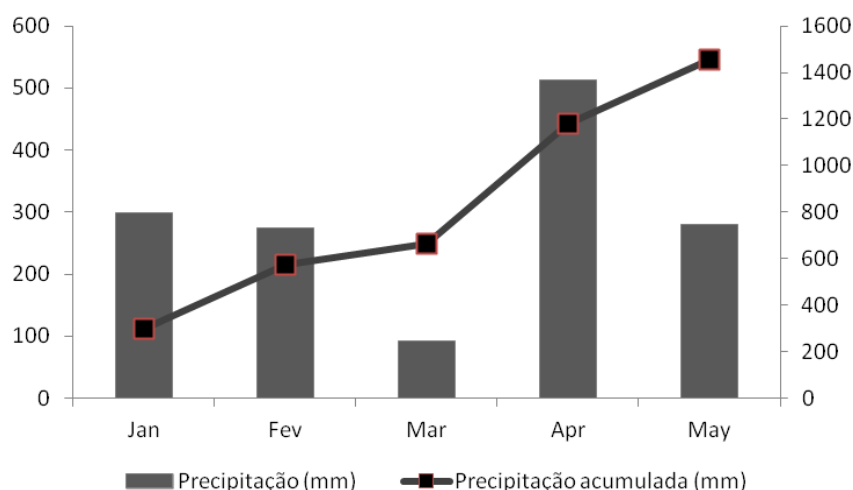


Figura 3.2 – Precipitação mensal e acumulada de janeiro a maio de 2011 nos agroecossistemas de Iguatu, estado do Ceará.

As microbacias selecionadas integram a depressão sertaneja setentrional e a geologia dessa região é formada por sedimentos mesomicroclástico, com relevo plano a suave ondulada, sendo o substrato geológico constituído por quartzitos, gnaisses e migmatitos do Pré-Cambriano indiviso, conglomerados, siltitos, folhelhos e calcários do Mesozóico e sedimentos arenosos inconsolidados, aluviais, do Quaternário (SiBCS, 2006).

Os solos foram classificados por Palácio (2011) e de acordo com o sistema de classificação WRB (2006) são classificados como *Calcic Vertisol typical*, nos sistemas MR, MN e PAST; e *Calcic Luvisol (Abruptic, Chromic) typical* em AGRS. O teor de argila presente em MR, MN e PAST diminuem com a profundidade, enquanto que em AGRS houve aumento acentuado, caracterizando mudança textural abrupta. Nas áreas de Vertissolos há o surgimento de rachaduras na superfície nas épocas secas do ano e encharcamento no período chuvoso (Santos *et al.*, 2011). De acordo com Palácio (2011), as texturas de MN e MR foram classificadas com franco-argilosa, PAST como franco-arenosa e AGRS como arenosa, podendo a descrição morfológica dos perfis de solo ser observada na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 – Descrição morfológica dos perfis dos solos representativos dos agroecossistemas do semiárido de Iguatu.

Horiz.	Prof. (cm)	Cor Munsell		Textura	Descrição
		Seco	Úmido		
Perfil PAST - Vertissolo Ebânico Carbonático típico					
A	0 - 5	7,5YR 2,5/2	7,5YR 2/2	argilosa	Estrutura forte média a grande granular. Consistência extremamente dura; muito friável, plástica e ligeiramente pegajosa. Transição plana e abrupta; Raízes muitas finas e médias; Fendilhamento até o horizonte BC de menos de 1 cm.
B	5-21	7,5YR 3/2	7,5YR 2/2	argilosa	Estrutura forte grande a muito grande blocos angulares; Consistência extremamente dura, friável, muito plástica e ligeiramente pegajosa; Transição plana e clara; Raízes comuns finas e médias e raras grossas; Presença de carvão nos horizontes A, B e BC.
BCv	21-36	7,5YR 3/2	7,5YR 3/3	argilosa	Estrutura forte média prismática; Consistência extremamente dura, friável, plástica e pegajosa; Raízes comuns finas e médias; Transição irregular e gradual; Presença de slickensides no horizonte BCv.
C1	36-65	-	-	-	Consistência dura, friável, plástica e ligeiramente pegajosa; Raízes poucas finas e raras médias; Transição ondulada e clara.
Cr2	65-180	-	-	-	Consistência dura, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; Raízes raras finas e médias.
Perfil MR e MN - Vertissolo Ebânico Carbonático típico					
A	0-25	7,5YR 3/3	7,5YR 3/2	muito argilosa	Estrutura forte média granular; Cerosidade pouca e fraca; Consistência muito dura, friável, muito plástica e pegajosa; Transição plana e gradual; Raízes comuns finas e médias e raras grossas; Presença de slickensides nos horizontes A, B1 e B2.

B1	25-103	10YR 4/3	7,5YR 3/2	muito argilosa	Estrutura forte grande a muito grande blocos angulares; Cerosidade pouca e fraca; Consistência muito dura, friável, plástica e ligeiramente pegajosa; Transição plana e clara; Raízes poucas finas e raras médias; Presença de concreções ferruginosas "chumbo de caça" até o horizonte B2.
B2	103-116	10YR 4/2	10YR 3/3	argilosa	Estrutura forte muito grande blocos angulares; Consistência muito dura, firme, plástica e pegajosa; Transição plana e abrupta; Raízes poucas finas; Fendas de 1 cm no horizonte B1 e 2 cm no horizonte B2.
C1	116-137	2,5YR 4/410GY 7/1	2,5YR 3/3	argilosa	Estrutura forte média blocos angulares; Consistência muito dura, muito friável, muito plástica e pegajosa; Transição plana e abrupta; Raízes raras finas.
Cr2	137-190	-	-	-	-
Perfil AGRS - Luvissole Crômico Carbonático típico					
A	0-33	10YR 6/3	10YR 3/3	franco arenosa	Estrutura fraca a moderada grande granular; Consistência macia, friável, não plástica e não pegajosa; Transição plana e abrupta; Raízes muitas finas e poucas médias; Presença de linha de seixos no horizonte A a partir de 9 cm de profundidade.
B	33-55	5YR 4/4 10GY 7/1	2,5YR 4/6	argilosa	Estrutura forte média a grande blocos angulares; Consistência extremamente dura, firme, muito plástica e pegajosa; Transição plana e clara; Raízes muitas finas e comuns médias; Concreções pretas no horizonte B; Presença de slickensides nos horizontes B e BC. Fendilhamento nos mesmos de até 1 cm.
BC	55-148	5YR 4/6 10GY 7/1	5YR 3/3	argilosa	Estrutura forte grande blocos angulares; Consistência extremamente dura, firme, plástica e pegajosa; Transição plana e gradual; Raízes raras médias e finas; Presença de <i>slickensides</i> nos horizontes B e BC; Fendilhamento nos mesmos de até 1 cm.
Cr	148-185	-	-	-	-

6.2.4 Amostragem e determinações analíticas dos sedimentos

Em cada microbacia selecionada foram coletadas ao acaso seis amostras compostas de solo (0-20 cm), após o período final das chuvas (junho de 2011), e sedimentos produzidos por arraste utilizando-se coletores (*bed load*) à montante das calhas tipo Parshall, após eventos com escoamento superficial tendo erosividade (EI_{30}) entre 20 e 50 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹. Em AGRS as amostras de sedimentos foram coletadas em 2 de fevereiro e em MR, MN e PAST em 4 de maio de 2011, tendo erosividade de 38,44 e 49,01 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹, respectivamente.

As amostras de solos e sedimentos foram secas ao ar, e analisadas quanto às características químicas e físicas. Na determinação da acidez potencial (H^+Al^{3+}), teor de matéria orgânica (via oxidação) e do P, Na, K, Fe, Zn, Cu e Mn (extrator Mehlich 1) utilizaram-se os métodos descritos por Silva (1999). Na determinação física dos solos e sedimentos, a composição granulométrica foi obtida pelo método da pipeta (sedimentação), com base na Lei de Stokes (Gee; Or 2002), para a separação da areia (2,00-0,053 mm), silte (0,053-0,002 mm) e argila (<0,002 mm). A fração silte foi obtida por diferença das frações de areia e argila.

As análises de identificações mineralógicas das frações areia e argila foram feitas por difratometria de raios X (DRX). Empregou-se o difratômetro da marca Shimadzu 6000, operando a uma tensão de 30 kv, com corrente de 30 mA, radiação de $\text{CuK}\alpha$, com monocromador de grafite. A amplitude de varredura foi de 3 a 70° (2θ) e velocidade de registro de $1,5^\circ 2\theta \text{ min}^{-1}$ para argila e areia.

Inicialmente as amostras de sedimentos foram submetidas a um pré-tratamento com peróxido de hidrogênio (50%) para eliminação da matéria orgânica. Posteriormente, separou-se a areia por tamisação em peneiras nas frações grossa (2 a 0,2 mm) e fina de (0,2 a 0,053 mm). Em seguida, as frações de areia grossa e fina (em pó) foram submetidas à difratometria de raios-X (DRX). Parte da fração argila foi submetida a difratometria de raios-X sob a forma de pó não orientado. A outra foi inicialmente tratada com acetato de sódio 1 mol L^{-1} para eliminação do carbonatos e bicarbonatos, em seguida feita a extração dos óxidos de ferro livre pelo método ditionito-citrato-bicarbonato de sódio (DCB) (Mehra; Jackson 1960). Posteriormente, foi feita saturação da argila com $\text{KCl } 1 \text{ mol L}^{-1}$, com $\text{MgCl}_2 1 \text{ mol L}^{-1}$. Lâminas orientadas com argila saturada com K foram preparadas com secagem à temperatura ambiente e outras submetidas à temperatura de 350 e 550°C . Lâminas com argila saturada com Mg foram solvatadas com etileno glicol para realização de difratometria de raios-X sob a forma de pó orientado. Gráficos das intensidades de radiação relacionados aos ângulos de espalhamento (2° theta) foram confeccionados com os picos indicativos dos minerais encontrados nas amostras.

6.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os dados químicos e físicos dos solos e sedimentos são mostrados na Tabela 3.2. Analisando os teores de P, verifica-se expressivo enriquecimento dos sedimentos em relação aos solos, o que evidencia sua grande imobilidade. Em AGRS (Luvissole) os teores de P, K, Ca e Mg são inferiores nos solos e sedimentos em relação a MR, MN e PAST, o que caracteriza diferente tipo de solo. Elevados teores de Ca em MR, MN e PAST são confirmados pela existência de minas de exploração do calcário na região. Os cátions Ca^{2+} e Mg^{2+} são os predominantes no complexo de troca dos dois solos. Por outro lado, evidenciou-se elevados teores de Fe naquele sistema (AGRS).

Tabela 3.2 – Dados químicos e físicos dos solos (0-20 cm) e sedimentos representativos dos agroecossistemas do semiárido de Iguatu.

Atributos	MR		MN		PAST		AGRS	
	solo	sed	solo	Sed	solo	sed	solo	Sed
pH (1:2,5 H ₂ O)	7,39	-	7,74	-	6,77	-	5,68	-
P (mg.kg ⁻¹)	2,15	323,58	1,88	340,13	0,99	46,27	0,99	11,7
Na (mmol _c .dm ⁻³)	1,96	1,35	1,44	1,29	5,93	1,90	0,78	0,68
K (mmol _c .dm ⁻³)	5,55	3,42	4,09	3,37	2,76	3,56	1,71	1,04
Ca (mmol _c .dm ⁻³)	400,84	445,36	405,02	462,56	247,39	307,91	27,26	73,27
Mg (mmol _c .dm ⁻³)	61,02	121,74	59,93	116,13	98,86	138,73	13,40	37,38
H ⁺ Al(mmol _c .dm ⁻³)	13,20	4,96	12,54	6,83	25,25	4,01	28,88	40,58
SB (mmol _c .dm ⁻³)	469,37	571,87	410,75	583,34	256,08	452,09	29,75	112,36
CTC (mmol _c .dm ⁻³)	482,57	576,4	423,09	590,17	281,33	456,10	58,63	152,94
V %	97,26	99,28	97,04	98,76	91,02	99,09	50,74	72,47
PST %	0,41	0,26	0,34	0,23	2,11	0,51	1,33	0,50
Fe (mg.kg ⁻¹)	5,51	0,91	4,19	1,00	11,16	9,04	59,97	134,23
Zn (mg.kg ⁻¹)	1,46	0,52	2,30	0,82	2,62	1,82	0,75	3,62
Cu (mg.kg ⁻¹)	5,15	2,05	4,40	2,03	2,48	1,67	0,83	1,32
Mn (mg.kg ⁻¹)	23,10	20,42	23,52	33,03	24,15	58,40	12,50	84,01
Areia (g.Kg ⁻¹)	137,00	253,14	137,00	249,37	315,00	381,06	778,00	807,39
Silte (g.Kg ⁻¹)	447,00	513,46	447,00	522,03	425,00	414,21	182,00	133,28
Argila (g.Kg ⁻¹)	416,00	233,40	416,00	228,60	260,00	204,73	40,00	59,33

Número de amostras: solos [6]; sedimentos [H⁺Al, P, Na, K, Ca e Mg (MR=23, MN=21, PAST=27, AGRS=16); para Fe (14,16,26,16), Zn (8,5,12,16), Cu (20,17,19,7) e Mn (23,21,27,16) de MR, MN, PAST e AGRS, respectivamente.

Em MR e MN, a fração areia dos sedimentos de arraste apresentou valores inferiores à fração silte, porém superior à argila (Tabela 3.2). Nos sedimentos de PAST, a fração silte predomina em relação à areia, apresentando correspondência às frações existente no solo. Analisando a fração areia dos sedimentos de arraste de AGRS, verifica-se valor superior em relação à silte e argila.

As frações areia e silte dos sedimentos de MR e MN aumentam em relação aos solos de origem, o que evidencia perda de reserva de minerais alteráveis desses compartimentos promovidos pelo arraste. Em relação à argila, ocorre diminuição do teor, sendo atribuído à provável perda em suspensão. Este fato pode também explicar o teor de silte nos sedimentos de PAST. Estas perdas

minerais, especialmente da fração argila, podem representar perdas de potencial produtivo desses solos.

6.3.1 Fração areia grossa

Foi constatada a presença de grande quantidade de quartzo (com picos de 0,426 e 0,333 nm) e feldspato nas frações areia grossa dos sedimentos provenientes de MR, MN e PAST (Figura 3.3). Nestes sistemas verificou-se pouca diversidade de feldspato, com predominância de feldspatos ortoclásios e plagioclásios, provavelmente potássicos e cálcicos respectivamente, e que explica o teor destes elementos nos solos e sedimentos desses sistemas (Tabela 3.2). Para Melo *et al.* (2004) e Almeida (2013), os minerais secundários produtos da intemperização dos primários, também podem apresentar K na sua estrutura, por esse motivo constituem fontes potenciais de K.

A mineralogia da fração areia grossa dos Vertissolos e Luvisolo nos sistemas revela pouca intemperização a que estes solos foram submetidos, não obstante a promoção de alteração dos minerais facilmente intemperizáveis e produção de expressiva quantidade de quartzo. Em geral, a mineralogia da fração areia é constituída por minerais resistentes ao intemperismo, como quartzo, além de outros materiais primários em quantidades variáveis, como olivinas, anfibólios, piroxênios, feldspatos e micas (Bukman; Brady, 1989; Mota *et al.*, 2007).

A textura franco-argilosa dos solos em MR e MN, e franco-arenosa em PAST (Tabela 3.2) revela abundância de quartzo e feldspatos presentes nos sedimentos de arraste. Em AGRS, que possui textura arenosa no horizonte superficial, verificaram-se expressivos picos de quartzo e traços de feldspato (Figura 3.3). A presença de linha de seixos no horizonte A à partir de 9 cm de profundidade em AGRS (Luvisolo) relaciona-se ao material de origem e que pode explicar a textura de AGRS. As pedras no horizonte superficial podem dificultar o uso de mecanização agrícola. Por outro lado, a mudança textural abrupta em AGRS torna o solo suscetível à erosão.

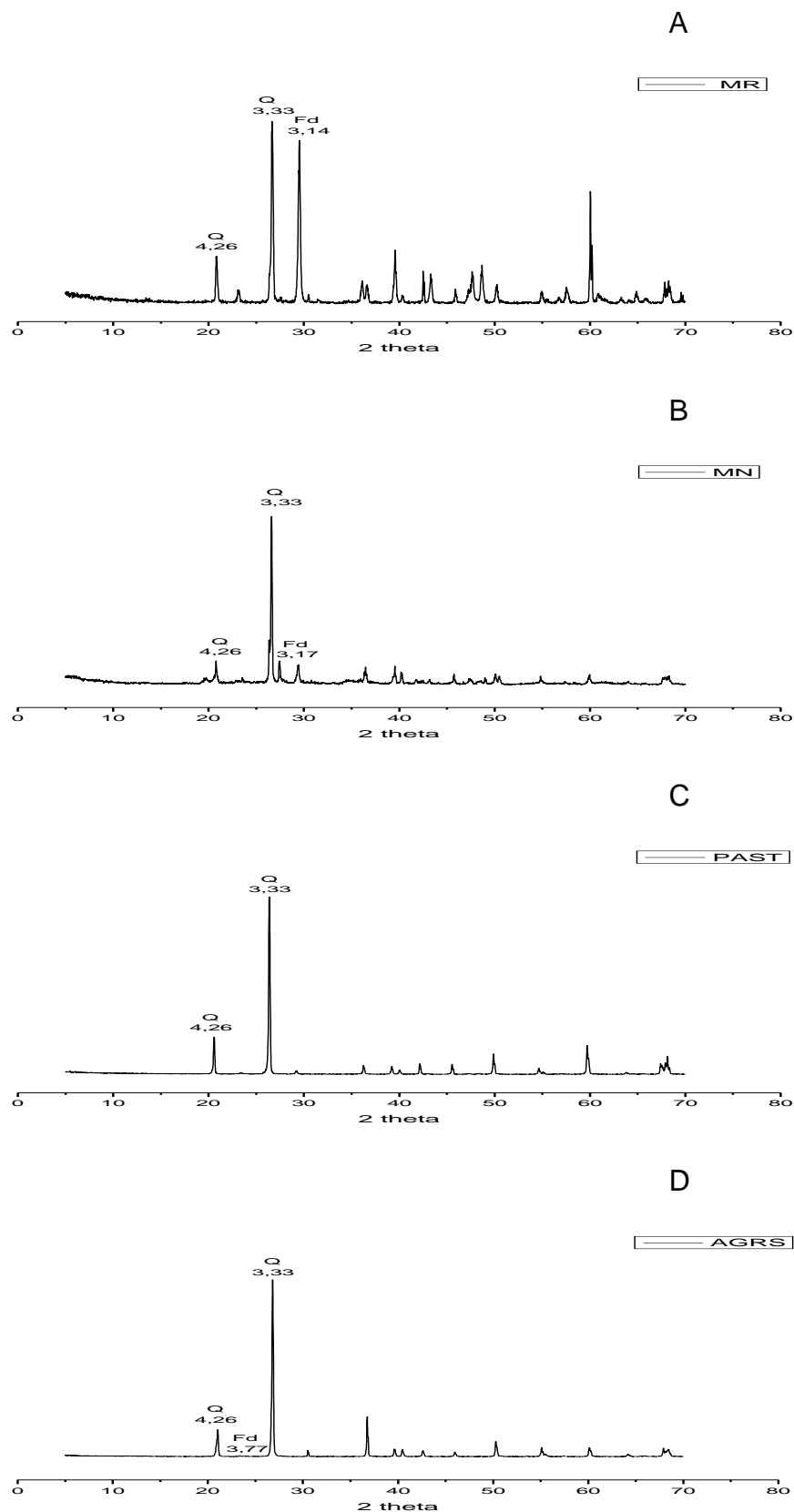


Figura 3.3 – Difratoigramas de raios X da fração areia grossa dos sedimentos dos sistemas: A= mata raleada (MR), B= mata nativa (MN), C= pastagem (PAST) e D= agricultura de subsistência (AGRS). Minerais: Q= quartzo, Fd= feldspato.

6.3.2 Fração areia fina

Na fração areia fina identificou-se presença de quartzo e grande quantidade de feldspato em todos os sistemas (Figura 3.4).

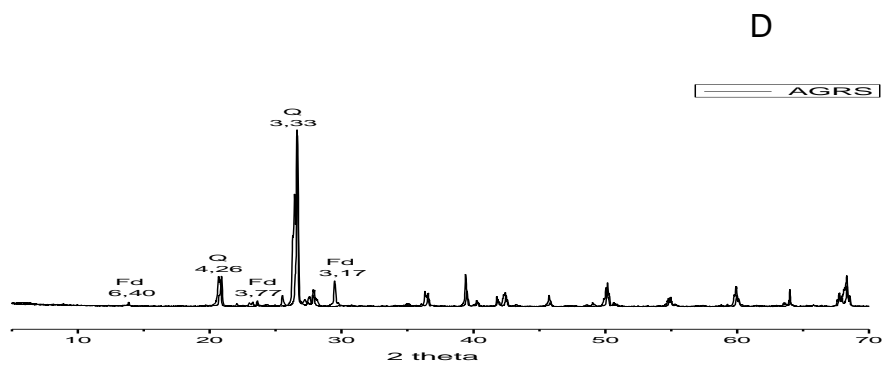
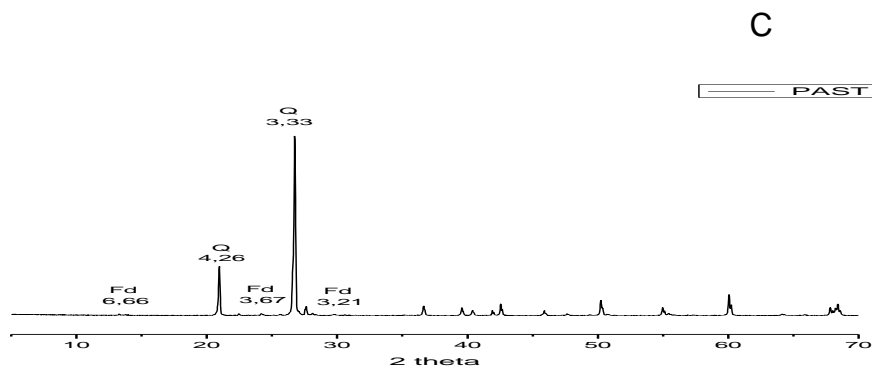
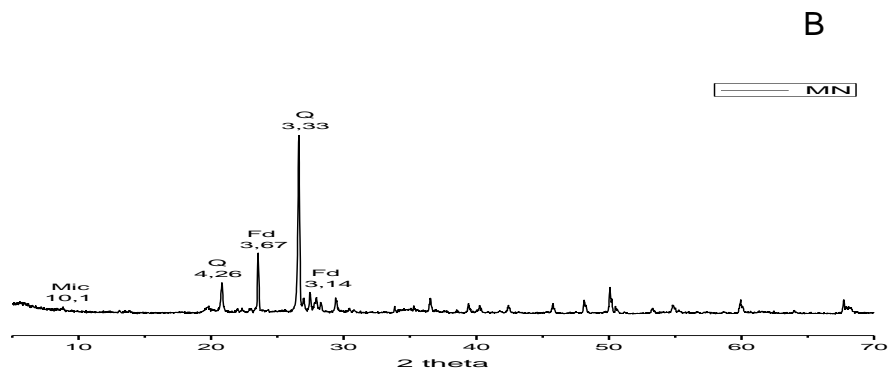
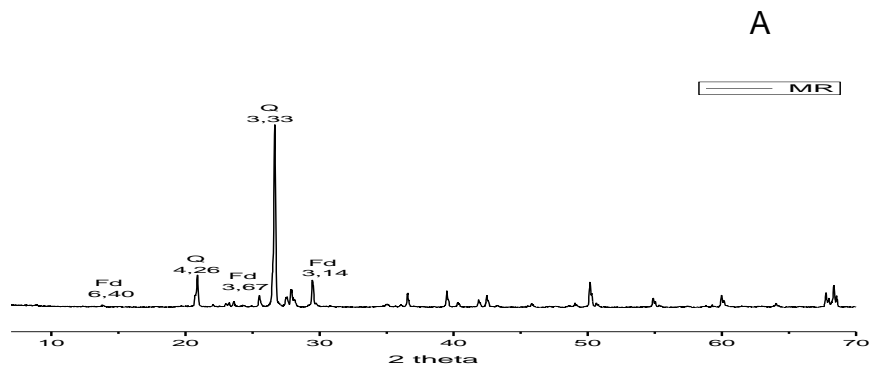


Figura 3.4 – Difractogramas de raios X da fração areia fina dos sedimentos dos sistemas: A=mata raleada (MR), B= mata nativa (MN), C= pastagem (PAST) e D= agricultura de subsistência (AGRS). Minerais: Q= quartzo, Fd= feldspato, Mic= mica.

Em MR, MN e PAST, em virtude de falha no processo de separação das frações é possível caracterizar reflexos de micas em assembleia mineralógicas com estrutura 2:1. A drenagem dos solos nos sistemas MR, MN e PAST são restritas, influenciada pelo teor de fino (silte e argila) que varia de 68 a 86%.

Em AGRS, caracterizado como Luvissole Crômico Carbonático típico, menor diversidade de feldspato foi identificado, sendo praticamente ortoclásios com picos de 0,327, 0,330 e 0,630 nm. A presença de minerais primários em AGRS, por si, poderá se tornar fonte de nutrientes para as plantas, visto que são minerais facilmente decomponíveis. Por outro lado, a composição mineralógica de um solo, entre vários aspectos, influencia os fenômenos físicos e químicos que nele ocorrem. Do ponto de vista da gênese, a composição e as transformações mineralógicas de seus materiais possibilitam melhor entendimento da evolução dos sistemas de intemperismo e pedogenéticos. Por conseguinte, os minerais presentes nos solos são indicadores da dimensão com que os diferentes processos atuam sobre as paisagens locais (Coelho; Vidal-Torrado, 2003; Mota *et al.*, 2007).

6.3.3 Fração argila natural

Foi constatada a presença de quartzo e feldspato em todos os sedimentos dos sistemas, sendo em maior quantidade em MR. Em MR, MN e PAST é evidente a presença de goethita com pico de 0,418 nm e de hematita com picos de 0,259 e 0,169 nm (Figura 3.5), provavelmente resultante do processo de hidrólise de minerais primários e que promove a cor amarelada ao solo. Nestes sedimentos (MR, MN e PAST) sugere-se ainda a presença de mineral expansivo tipo esmectita e da illita. Em MN constatou-se a presença de biotita com pico de 0,206 nm, o que evidencia o caráter jovem ou pouco intemperizado do solo, além de falha no processo de separação das frações. Por vezes, o elevado teor de quartzo de uma amostra oriundo da referida falha, e sua facilidade de orientar-se resulta em picos definidos e de grande intensidade desta fase cristalina, prejudicando muitas vezes a identificação e caracterização das demais fases (Albers *et al.*, 2002).

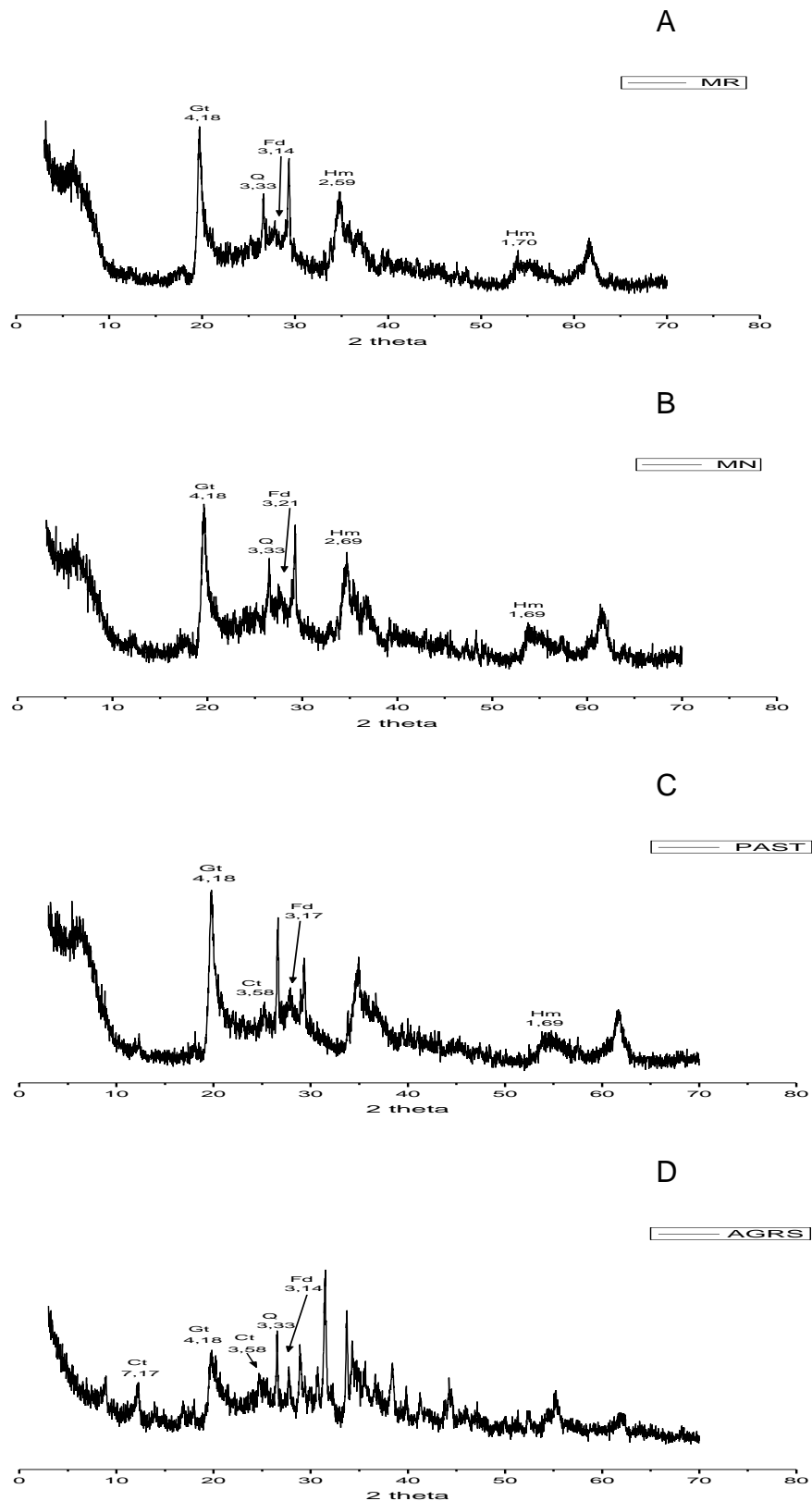


Figura 3.5 – Difractogramas de raios X da fração argila natural dos sedimentos dos sistemas: A= mata raleada (MR), B= mata nativa (MN), C= pastagem (PAST) e D= agricultura de subsistência (AGRS). Minerais: Qz= quartzo, Fd= feldspato, Gt= goethita, Hm= hematita, Ct= caulinita.

Em sedimentos de PAST e AGRS foi verificada a presença de caulinita, sendo em maior quantidade neste último, com picos bem pronunciados de 0,358 e 0,717 nm, possivelmente decorrente do tipo de solo de origem, ou seja, Luvisolo Crômico Carbonático típico (*Calcic Luvisol (Abruptic, Chromic) typical*). O DRX da fração argila natural dos sedimentos de AGRS revelou picos intermediários aproximadamente entre 2,5 e 3,0 de ângulo de espalhamento (2° theta), o que promove diferenciação deste sedimento de arraste dos demais sistemas, e sendo atribuída a ocorrência de caulinita. A goethita apresentou em AGRS picos de intensidade inferior aos encontrados em MR, MN e PAST, o que evidencia diferenciação no intemperismo do Luvisolo em relação aos Vertissolos analisados.

O processo de intemperização química do feldspato microclínico existente no solo promove a formação da caulinita pela dissolução do feldspato (Kämpf *et al.*, 2009). O mineral provavelmente predominante na fração argila dos solos de AGRS, de acordo com os resultados de DRX, é a caulinita. A presença de caulinita pode ser atribuída à forte processo de lixiviação do solo decorrente da boa drenagem e do fluxo intenso de água, em especial de AGRS, podendo constituir uma reserva nutricional importante para o solo (Mota *et al.*, 2002; Tremocoldi, 2003; Kämpf *et al.*, 2009).

Os solos de MR, MN e PAST (*Calcic Vertisol typical*) apresentam provavelmente condições de drenagem interrompida, com baixos fluxos de água, o que permite a formação de goethita. A presença na fração argila de PAST de óxidos de ferro altamente intemperizados ou em avançado estágio de desenvolvimento, e elevados teores no solo e sedimento (Tabela 3.2) serve como indicador de mudanças ambientais do pedoambiente, através da interpretação de processos que ocorrem nos solos. Os óxidos de ferro têm elevadas superfícies específicas e, devido à sua natureza química, podem adsorver ânions, principalmente os fosfatos ou metais pesados, e contêm microelementos essenciais às plantas, além de agirem como cimentantes na formação de agregados e na promoção da estabilidade (Melo *et al.*, 2001). Via de regra, a fração argila é constituída por minerais de natureza secundária resultantes dos processos de alteração física, química e biológica, e são importantes quanto à fertilidade, física, química e o manejo dos solos (Mota *et al.*, 2007).

Nota-se, por outro lado, diferenciação em relação aos picos de intensidade característicos dos minerais, quando o ângulo de espalhamento é inferior a 1,5 (2° theta). Assim, em MR, MN e PAST foi identificada a presença de micas.

Quanto aos filossilicatos evidenciou-se presença de micas entre ângulos de 0 e 10° (2° theta) nos sistemas MR, MN e PAST, diferenciando de AGRS. Por outro lado, a caulinita foi indentificada através dos picos 3,58 e 7,17 nm em PAST e AGRS. A frequência da ocorrência de caulinita se relaciona, geralmente, com a baixa reserva de nutrientes no solo, cuja composição estrutural com reduzida área de superfície específica, não admite a presença de cátions maiores, como K, Ca e Mg (Kämpf *et al.*, 2009). A caulinita, comparada com as esmectitas, tende conferir ao solo maior estabilidade física (menor plasticidade e capacidade de retenção de água) e menor erodibilidade ao solo, o que pode explicar menor perda de sedimentos por processo de arraste.

6.3.4 Fração argila tratada

A saturação das argilas com KCl e submissão à temperatura de 350 e 550 °C permitiu identificar minerais filossilicatos expansivos (Figura 3.6). As esmectitas e a vermiculita tiveram a distancia interplanar reduzida com o aumento da temperatura em MR, MN e PAST. Por outro lado, a saturação com $MgCl_2$ e posterior solvatação com $MgCl_2$ +glicerol proporcionou aumento da distancia entre as camadas de argila. A solvatação com glicerol (etileno glicerol) permitiu, portanto, expansão basal das esmectitas de aproximadamente 1,87 nm. A substituição do complexo de troca por Mg permite a formação de uma camada dupla de água estável, após secagem ao ar, pela expansão das lâminas das argilas expansivas dos grupos das vermiculitas e das esmectitas (Albers *et al.*, 2002; Fabris *et al.*, 2009). Teores de Ca e Mg nos solos e sedimentos de MR, MN e PAST proporciona expansão das vermiculitas e esmectitas e elevação da CTC (Tabela 3.2). Para Corrêa *et al.* (2003), as características de drenagem deficiente, baixas precipitações e ciclos de umedecimento e secagem de solos da região semiárida em Pernambuco condicionam um ambiente favorável a menor solubilização e saída de sílica do sistema, possibilitando a gênese de minerais 2:1, tornando assim, possível não somente a neoformação de minerais 2:1 como também sua estabilidade.

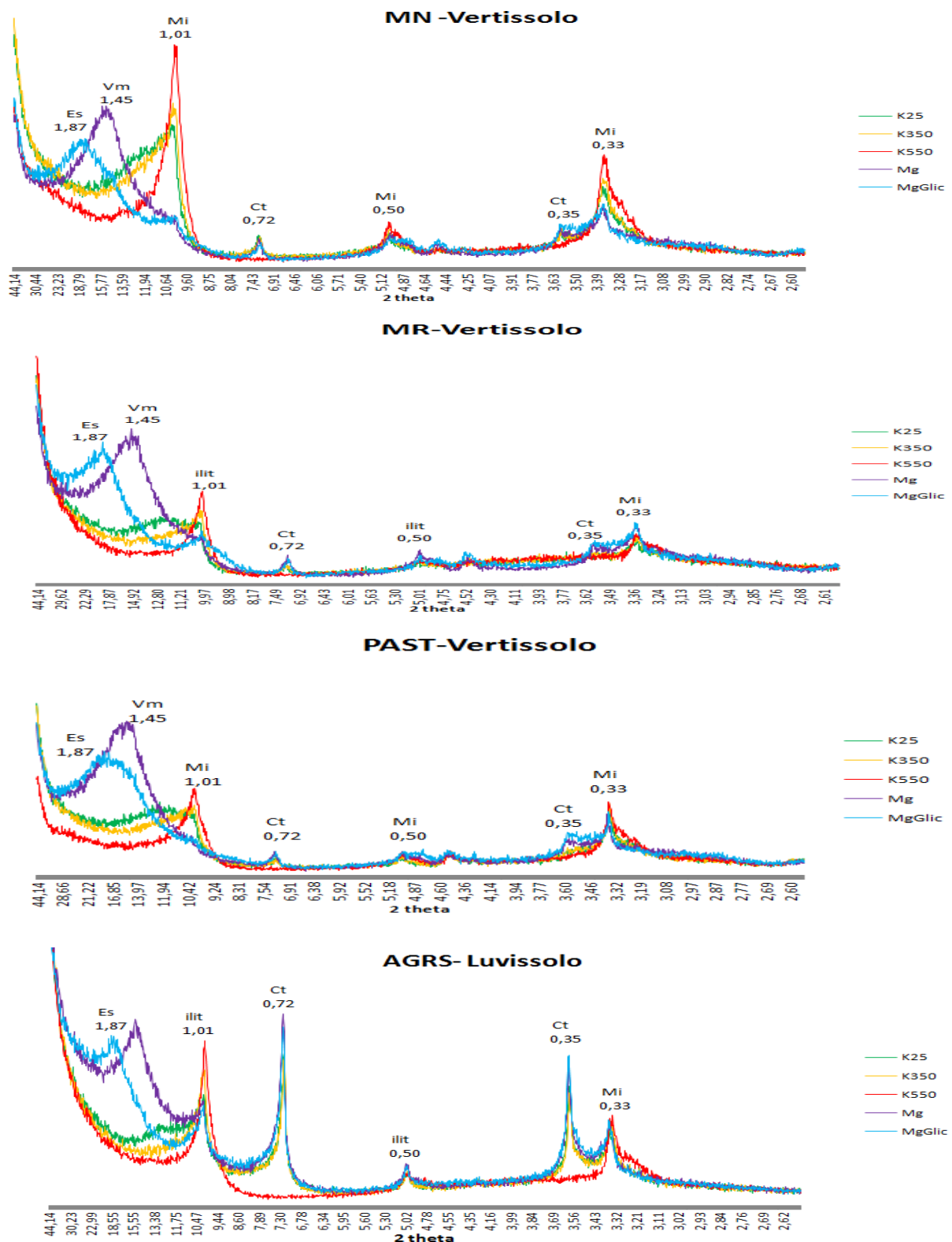


Figura 3.6 – Difratoigramas de raios X da fração argila desferrificada, saturada com K e aquecida a temperatura de 25 (K25), 350 (K350) e 550°C (K550), saturada com Mg (Mg) e Mg+glicerol (MgGlic) dos sedimentos dos sistemas de mata raleada (MR), mata nativa (MN), pastagem (PAST) e agricultura de subsistência (AGRS). Minerais: Es= esmectita, Iilit= ilita, Mi= mica, Vm= vermiculita, Ct= caulinita.

Em MR evidenciou-se a presença de illita com picos de 1,01 e 0,50 nm e caulinita com picos baixos de 0,72 e 0,35 nm. Em MN e PAST ocorreu pico de 1,45 nm característico da vermiculita, provavelmente originária da transformação da biotita, e indicando pequeno grau de intemperismo destes solos. Em AGRS, verificou-se grande quantidade de caulinita com picos altos e definidos. A presença da caulinita em quantidade em AGRS pode ser evidenciado pelo teor de H+Al (Tabela 3.2).

As melhores condições de drenagem em AGRS, em relação aos demais sistemas, favoreceu o desenvolvimento da argila, visto que os solos localizam-se na mesma zona fisiográfica, sujeitando-se às mesmas condições hídrica, litológica e vegetacional. Evidenciou-se em AGRS, ainda, a desnaturação da caulinita após o aquecimento a 550 °C.

Em outros solos de região semiárida, classificados como Cambissolo, Latossolo e Argissolo da Chapada do Apodi, Estado do Rio Grande do Norte, Mota *et al.* (2007) sugeriram que o domínio da caulinita na fração argila decorreu de condições climáticas provavelmente mais úmidas, ou a partir de um material pré-intemperizado.

A mineralogia da fração argila, por outro lado, é perfeitamente compatível com as diferenças químicas constatadas nos dois solos (Vertissolo e Luvisolo), ou seja, a maior soma de bases (SB) e maior atividade da argila do Vertissolo (CTC) (Tabela 3.2) estariam relacionadas com a presença de esmectitas (montmorilonita) e illita, enquanto a maior pobreza em bases e a menor CTC do Luvisolo estariam relacionadas com a maior presença de caulinita e com a intercalação da vermiculita nas entrecamadas, o que reduz consideravelmente a CTC efetiva deste argilomineral. Resultados semelhantes foram encontrados por Mota *et al.* (2002) em Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico (PVe) Planossolo Háplico eutrófico solódico (SXen) no semiárido do estado do Ceará.

Diferenças de picos, como no caso da illita, nos Vertissolos podem ser atribuídas à interstratificação. Assim, quando a transformação de um mineral para outro não é completa, origina-se um mineral interstratificado, que apresenta parte da estrutura com características do mineral de origem e parte do mineral que está em formação, produzindo picos em DRX na proporção daquele mineral em maior quantidade (Ferreira, 2011). A presença de minerais interstratificados em solos de clima semiárido é comum, sendo observada por Oliveira *et al.* (2008).

Na difratometria de raios X da assembléia mineralógica da fração argila dos sedimentos, não se observam grandes diferenças que possam indicar uma origem alóctone dos minerais.

6.4 CONCLUSÕES

O quartzo e feldspato presente na fração areia grossa de Vertissolos em agroecossistemas (MR, MN, PAST) são revelados a partir de processos de intemperismo e de formação de minerais primários.

A fração areia fina de sedimentos oriundos de diferentes agroecossistemas do semiárido permite identificar frações de quartzo e feldspato, sendo a diversidade deste último mineral maior nos sistemas com Vertissolos (MN, MR e PAST), em relação ao Luvissole presente em AGRS.

As argilas naturais de sedimentos evidenciam a presença de goethita e hematita, e têm relação com a cobertura vegetal e a drenagem do solo.

A identificação de esmectitas e vermiculita em argilas tratadas de sedimentos oriundos de matas (MR e MN) e pastagem (PAST) caracteriza a drenagem deficiente dos Vertissolos, comparado ao Luvissole de AGRS, cuja argila tratada revelou presença de caulinita com picos mais elevados.

O cálcio e potássio em quantidade nos sedimentos de arraste tem relação com a gênese dos solos constituindo uma importante reserva mineral para sua exploração.

6.5 REFERÊNCIAS

Albers, A.P.F.; Melchhiades, F.G.; Machado, R.; Baldo, J.B.; Boschi, A.O. 2002. Um método simples de caracterização de argilominerais por difração de raios X.

Cerâmica, 48(305):34-37.

Almeida, M.C. 2013. Mineralogia de solos e sua relação com a fertilidade natural na transição mata-agreste norte do Estado de Pernambuco. Tese de Doutorado em Ciência do Solo, , Departamento de Agronomia, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 138 p.

Araújo, A.S.F.; Leite, L.F.C.; Iwata, B.F.; Lira Jr, M.A.; Xavier, G.R.; Figueiredo, M.V. 2012. Microbiological process in agroforestry systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 32:215-226.

Buckman, H.O.; Brady, N.C. 1989. *Natureza e propriedade dos solos*. 7. ed. Rio de Janeiro. Freitas Bastos.

Cardozo Júnior, F.M.; Carneiro, R.F.V.; Gotoz, B.T.; Bezerra, A.A.C.; Araújo, A.S.F.; Nunes, L.A.P.L. 2012. Arbuscular mycorrhizal fungi in degraded lands in Northeast Brazil. *African Journal of Microbiology Research*, 6(44):7198-7205.

Coelho, M.R.; Santos, H.G.; Silva, E.F.; Aglio, M.L.D. 2002. *O recurso natural solo*. In: Manzatto, C.V.; Freitas Júnior, R.E.; Peres, J.R.R. Uso agrícola dos solos brasileiros. Rio de Janeiro, Embrapa Solos, p. 1-11.

Corrêa, M.M.; Ker, J.C.; Mendonça, E.S.; Ruiz, H.A.; Bastos, R.S. 2003. Atributos físicos, químicos e mineralógicos de solos da região das várzeas de Souza (PB). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 27:311-324.

Coelho, M.R.; Vidal-Torrado, P. 2003. Caracterização e gênese de perfis plínticos desenvolvidos de arenito do Grupo Bauru. II - Mineralogia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 27:495-507.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa. 2009. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2. ed. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura. 306 p.

Fabris, J.D.; Viana, J.H.M.; Schaefer, C.E.G.R.; Wypych, F.; Stucki, J.W. 2009. *Métodos físicos de análises em mineralogia do solo*. In: Melo, V.F.; Alleoni, L.R.F. Química e mineralogia do solo Parte I. Conceitos básicos, 1ª Ed. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Minas Gerias p.611-646.

Ferreira, J.T.P. 2011. Caracterização de Planossolos desenvolvidos em diferentes condições geoambientais do estado de Pernambuco. Dissertação de Mestrado em

Ciência do Solo, Departamento de Agronomia, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 102 p.

Ferreira, S.R.M.; Ferreira, M.G.V.X. 2009. Mudanças de volume devido à variação do teor de água em um vertissolo no semiárido de Pernambuco. *Revista Brasileira de Ciências de Solo*, 33:779-791.

Freitas, M.A.S.R.; Andrade, E.M.; Weber, O.B.; Palácio, H.A.Q.; Ferreira, T.O. 2013. Bedload sediment and nutrient losses in agro-ecosystems of the Brazilian semiarid region. *Nutrient Cycling Agroecosystems*, 96:203-213.

Gee, G.W.; Or, D. 2002. Particle-size analysis. In: Dane, J.H. & Topp, G.C. Eds. Methods of soil analysis. Physical methods. Madison. *Soil Science of America*, 4:255-293.

Giongo, V.; Galvão, S.R.S.; Mendes, A.M.S.; Gava, C.A.T.; Cunha, T.J.F. 2011. Soil organic carbon in the brazilian semi-arid tropics. *Dynamic Soil, Dynamic Plant*, 5(1):12-20.

Jacomine, P.K.T. 2008. Anais da Academia Pernambucana de Ciência Agronômica, Recife, 5:161-179.

Kämpf, N.; Curi, N.; Marques, J.J. 2009. Intemperismo e ocorrência de Minerais no ambiente solo. In: Melo, V.F.; Alleoni, L.R.F. Química e mineralogia do solo Parte I. Conceitos básicos, 1ª Ed. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Minas Gerais, pp. 333-379.

Lacerda, M.P.C.; Andrade, H.; Quéméneur, J.J.G. 2001. Transformações mineralógicas ao longo de perfis de alteração pedogenética na região de Lavras (MG). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 25:799-809.

Lima, J.G.C.; Schulze, S.M.B.B.; Ribeiro, M.R.; Barreto, S.B. 2008. Mineralogia de um Argissolo Vermelho-Amarelo da zona úmida costeira do Estado de Pernambuco. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32(2)881-892.

Mehra, O.P.; Jackson, M.L. 1960. Iron oxide removal from soils and Clay by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate *Clays and Clay Minerals* 7:317-327.

Melo, G.W.; Meurer, E.J.; Pinto, L.F.S. 2004. Fontes de potássio em solos distroféricos caulíníticos originados de basalto no Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 28:597-603.

Melo, V.F.; Fontes, M.P.F.; Novais, R.F.; Singh, B.; Schaefer, C.E.G.R. 2001. Características dos óxidos de ferro e alumínio de diferentes classes de solos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 25:19-32.

Mota, F.O.B.; Oliveira, J.B.; Gebhardt, H. 2002. Mineralogia de um argissolo vermelho-amarelo eutrófico e de um planossolo háplico eutrófico solódico numa topossequência de gnaiss no sertão central do Ceará. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 26:607-618.

Mota, J.C.A.; Assis Junior, R.N.; Amaro Filho, J.; Romero, R.E.; Mota, F.O.B.; Libardi, P.L. 2007. Atributos mineralógicos de três solos explorados com a cultura do melão na Chapada do Apodi – RN. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 31(3).

Oliveira, L.B.; Fontes, M.P.F.; Ribeiro, M.R.; Ker, J.C. 2008. Micromorfologia e gênese de luvisolos e planossolos desenvolvidos de rochas metamórficas no semi-árido brasileiro. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32:2407-2423.

Palácio, H.A.Q. 2011. Avaliação emergética de microbacias hidrográficas do semiárido submetidas a diferentes manejos. Tese de Doutorado em Manejo de Bacias Hidrográficas, Universidade Federal do Ceará, Brazil. 149 p.

Pombo, L.C.A. 1982. Identificação de óxidos de ferro na fração argila de Latossolo Roxo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 6(1):12-18.

Romero, R.E.; Ferreira, T.O. 2010. Morfologia e Classificação dos Solos

Predominantes no Semi-Árido Cearense (in press). In: Andrade, E.M.; Pereira, O.J.; Dantas, F.E.R. (Org.). O Semi-Árido e o Manejo dos Recursos Naturais, p.23-55

Santos, J.C.N.; Palácio, H.A.Q.; Andrade, E.M.A.; Meireles, A.C.M.; Araújo Neto, JR. 2011. Runoff and soil and nutrient losses in semiarid uncultivated fields. *Revista Ciência Agronômica*, 42(3):813-820

Silva, F.C. 1999. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Brasília: Embrapa, 370 p.

SiBCS - Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2006. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 306 p.

Sousa, F.P.; Ferreira, T.O.; Mendonça, E.S.; Romero, R.E.; Oliveira, J.G.B. 2012. Carbon and nitrogen in degraded Brazilian semi-arid soils undergoing desertification, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 148:11-21.

Tremocoldi, W.A. 2003. Mineralogia dos silicatos e dos óxidos de ferro da fração argila de solos desenvolvidos de rochas básicas no estado de São Paulo. *Revista Biociências* 9(1)15-22.

WRB – World Reference Base for Soil Resources. 2006. World Soil Resources Reports nº 103, FAO, Rome, 133 p.

CAPÍTULO IV

7. ATRIBUTOS FÍSICOS DE SEDIMENTOS DE ARRASTE DE DIFERENTES AGROECOSSISTEMAS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

RESUMO

A degradação das propriedades físicas do solo é um dos principais processos responsáveis pelo aumento da erosão hídrica. Neste sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos do manejo e da erosividade das chuvas sobre atributos físicos de sedimentos produzidos por arraste de Vertissolos e Luvisolo de microbacias da Caatinga, caracterizadas por vegetação nativa (MN), mata raleada (MR), pastagem com *Andropogon gayanus* Kunt (PAST) e agricultura de subsistência com o cultivo de milho (AGRS). As microbacias foram identificadas no município de Iguatu, estado do Ceará (Brasil) e os sedimentos de arrastes coletados no período chuvoso de 2011. As amostras foram analisadas segundo as frações de areia (muito grossa, grossa, média, fina e muito fina), silte e argila por granulometria. Ademais, determinou-se a estabilidade dos agregados (EA) e o diâmetro médio ponderado (DMP) dos solos nos agroecossistemas. Amostras de sedimentos foram agrupadas segundo a erosividade das chuvas (EI_{30}). Os resultados demonstram maior densidade de partícula dos solos em AGRS seguido de PAST com valores de 2,52 e 2,48 $Kg.dm^{-3}$, respectivamente. As chuvas com erosividade entre 0 a 20 $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$ não promovem produção de sedimentos em AGRS. A faixa de diâmetro médio entre 8,00 e 2,00 mm contempla os maiores valores de EA. Os resultados permitem concluir que as frações areia fina e argila dos sedimentos produzidos por arraste e dos solos possibilitam o transporte e o carreamento decorrente da erosividade das chuvas, no entanto, não há uma relação direta entre os fatores em agroecossistemas do semiárido. A granulometria da fração areia dos solos e dos sedimentos produzidos por arraste de agroecossistemas de MR, MN, PAST e AGRS têm nas frações areia muito fina (AMF) e areia fina (AF) os maiores valores. A granulometria de sedimentos de arraste permite identificar teores médios de argila de 21,48% nos Vertissolos (MR, MN e PAST) e 5,02% no Luvisolo.

Atributos biológicos, possivelmente, contribuem na promoção de maiores teores de agregados estáveis (AE) nos agroecossistemas de mata (MR e MN) em relação aos sistemas tradicionais (PAST e AGRS), favorecendo a qualidade dos solos.

Palavras-chave: Granulometria de sedimentos, areia fina, argila natural, agregados estáveis, floculação.

ABSTRACT

The degradation of soil physical properties is one of the most important factors for water erosion. In this sense, the objective of this study was to evaluate the effects of management and erosividade rainfall on physical attributes of sediments produced by drag in Vertisols and Luvisols in watersheds of the Caatinga, characterized by native vegetation (MN), thinned forest (MR), pasture with *Andropogon gayanus* Kunt (PAST) and subsistence agriculture with the cultivation of maize (AGRS). The watersheds were identified in Iguatu, state of Ceará (Brazil) and sediments by drag collected in the rainy season of 2011. Samples were analyzed according to the fractions of sand (very coarse, coarse, medium, fine and very fine), silt and clay by particle size. Furthermore, was determined the aggregate stability (AE) and mean weight diameter (DMP) of soils in agroecosystems. Sediments samples were grouped according to the rainfall erosivity (EI_{30}). The results demonstrate higher particle density on the soil in AGRS followed by PAST reaching values of 2.52 and 2.48 $\text{Kg}\cdot\text{dm}^{-3}$, respectively. Rainfall erosivity with between 0-20 $\text{MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ did not produces sediments in AGRS. The range of average diameter between 8.00 and 2.00 mm groups the highest values of EA. The results indicate that the fine sand and clay fractions of sediments produced by drag and soils allow transport and surface runoff due to rainfall erosivity; however, there is no direct relationship between the factors in semiarid agroecosystems. The highest values for size of the sand fraction of soils and sediments produced by drag of the agroecosystems (MR, MN, PAST and AGRS) are in the very fine sand fraction (AMF) and fine sand (AF). The particle size of sediment by drag allows identifying average levels of 21.48 % clay in Vertisols (MR, MN and PAST) and 5.02 % in the Luvisol. Biological attributes possibly contribute in promoting higher levels of stable aggregates (AE) in agroecosystems with native vegetation (MR and MN) compared to traditional systems (PAST and AGRS), favoring soil quality.

Keywords: Size of sediment by drag, fine sand, natural clay, stable aggregates, flocculation.

7.1 INTRODUÇÃO

Manejo inadequado de agroecossistemas de regiões semiáridas, especialmente da Caatinga, vem sendo apontado como uma das causas da degradação do solo (Giongo *et al.*, 2011). Associa-se, ainda, a variabilidade espacial e temporal do regime de chuvas nessa região que têm promovido perdas de água e solos, além de proporcionar alterações em atributos físicos e químicos dos agroecossistemas (Medeiros, 2009; Santos *et al.*, 2011; Rodrigues *et al.*, 2013).

A degradação das propriedades físicas do solo é um dos principais processos responsáveis pela perda da qualidade estrutural e aumento da erosão hídrica (Bertol *et al.*, 2001). Por atributos físicos entende-se um conjunto de caracteres que delinham o comportamento do solo como um todo. Dentre eles, merecem destaque a granulometria, densidade de partícula, densidade do solo, porosidade (total, macro e micro), retenção de água, estrutura e consistência (limites de Atterberg) (Mota *et al.*, 2008; Ferreira; Ferreira, 2009).

No que diz respeito a atributos físicos como a textura, densidade de partículas e estabilidade dos agregados estes são considerados elementos de grande importância na avaliação de qualidade do solo e do manejo a que está submetido (Fontenele *et al.*, 2009; Araújo *et al.*, 2013). Por outro lado, o uso e o manejo do solo alteram a sua densidade, e, conseqüentemente, a porosidade total e a aeração (Klein; Libardi, 2002). Para um mesmo solo, as diferentes práticas de manejo podem afetar distintamente as suas propriedades físicas. A intensidade destas alterações é afetada também pelo tipo de sistema de cultivo adotado, além de fatores edafoclimáticos (Bertol *et al.*, 2004; Guadagnin *et al.*, 2005).

Uma das principais metas da pesquisa em manejo de solos é identificar e desenvolver sistemas de manejo de solo adaptados às condições edafoclimáticas, sociais e culturais regionais (Souza *et al.*, 2009). Do ponto de vista técnico, o sistema de manejo deve contribuir para a manutenção ou melhoria da qualidade do solo e do ambiente, bem como para a obtenção de adequadas produtividades das culturas em longo prazo (Costa *et al.*, 2003).

O conhecimento da distribuição do tamanho dos sedimentos erodidos tem importância nos assuntos relacionados com a perda de solo e de nutrientes, a produção e o transporte de sedimentos, a poluição das fontes superficiais de água e a quantidade de carbono liberada para a atmosfera pelo referido fenômeno (Souza *et al.*, 2008; Volk; Cogo, 2009).

Partindo-se da hipótese de que o manejo em agroecossistema melhora as qualidades físicas do solo, o objetivo deste estudo foi avaliar os efeitos do manejo e da erosividade das chuvas em agroecossistemas sobre algumas propriedades físicas de Vertissolos e Luvisolos do semiárido do estado do Ceará.

7.2 MATERIAL E MÉTODOS

7.2.1 Área de estudo

O trabalho foi realizado em áreas da Caatinga hiperxerófila na bacia do Alto Jaguaribe, Centro Sul do Estado do Ceará, Brasil, pertencente ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Iguatu (IFCE-Campus de Iguatu). As áreas selecionadas localizam-se entre as coordenadas: 6°23'42" a 6°23'47" S e 39°15'24" a 39°15'29" W (Figura 4.1).

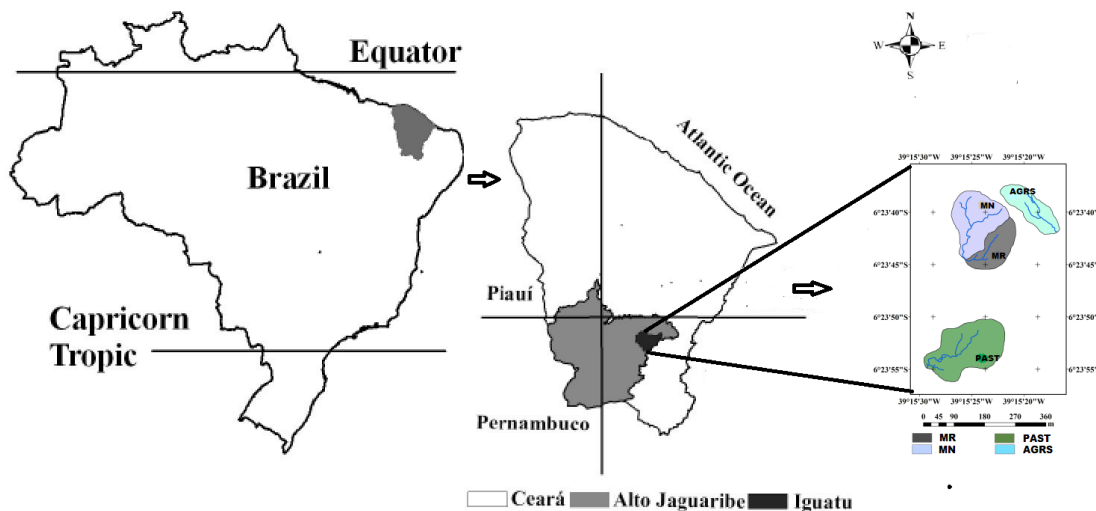


Figura 4.1 – Localização da área em estudo no Estado do Ceará, Brasil.

7.2.2 Caracterização dos sistemas de uso da terra das microbacias

As microbacias são hidrologicamente caracterizadas pelos escoamentos efêmeros de 1ª e de 2ª ordem, conforme Strahler (Santos *et al.*, 2011). Aspectos geomórficos e fisiográficos das microbacias foram descritos por Rodrigues (2013), e têm as seguintes características de uso: mata raleada (MR); mata nativa (MN); pastagem (PAST); e agricultura de subsistência (AGRS). A mata nativa apresentava vegetação Caatinga arbustiva-arbórea fechada (sem exploração por período superior a 30 anos) e poucas plantas herbáceas, enquanto a mata raleada apresentava plantas cujo diâmetro basal era superior a 10 cm e as de crescimento herbáceo. A pastagem com *Andropogon gayanus* Kunt foi implantada nos primeiros

meses de 2010 e mantida em 2011. Na área com agricultura de subsistência efetuou-se o plantio direto de milho (*Zea mays* L.), em fileira simples, após a roçagem e enleiramento da palhada e galhos vegetais em março de 2011.

7.2.3 Dados de clima e solos

O clima da região, segundo a classificação de Köppen (1948) é do tipo BSw'h', Semiárido quente, temperatura média mensal superior a 18 °C e com precipitações pluviométricas máximas concentradas entre os meses de março e maio, totalizando 1.457 mm em 2011.

Os solos das microbacias foram classificados por Palácio (2011) e, de acordo com WRB (2006), corresponderam a Calcic Vertisol, típico de MR, MN e PAST; e Calcic Luvisol (Abruptic, Chromic) típico de AGRS. O tipo de argila do tipo 2:1, do grupo montimorilonita, presente nos solos proporciona o surgimento de rachaduras na superfície nas épocas secas do ano, e encharcamento no período chuvoso (Santos *et al.*, 2011).

7.2.4 Amostragem e determinações analíticas dos solos e dos sedimentos

Para análise química dos solos, as amostras (camada de 0 a 20 cm) foram retiradas em 6 (seis) locais escolhidas ao acaso nas microbacias em junho de 2011, representando o final do período chuvoso na região. Todas as amostras foram secas ao ar, passadas em peneira de 2 mm de abertura das malhas, e analisadas quanto aos atributos químicos segundo Silva (1999). Os sedimentos produzidos por arraste foram coletados à montante das calhas tipo Parshall em coletores (*bed load*) após eventos com escoamento superficial. As características químicas e pH em água (1:2,5) dos solos e sedimentos das microbacias podem ser observadas na Tabela 4.1. Para análise física dos solos foram coletados 20 (vinte) amostras do solo (camada de 0 a 20 cm) espaçadas entre 4 (quatro) por 5 (cinco) metros nas microbacias em junho de 2011. As amostras de solo para determinação do atributo estabilidade de agregados foram coletadas e acondicionadas evitando-se a deformação dos agregados. Utilizou-se a tamisação a úmido usando um conjunto de peneiras com aberturas de malhas de 2,0 mm; 1,0 mm; 0,5 mm; e 0,25 mm com auxílio de aparelho de oscilação vertical. As amostras de sedimentos produzidos por arraste foram coletadas em coletores (*bed load*) após eventos com escoamento superficial, totalizando 83 (oitenta e três).

Tabela 4.1 - Dados de análise química dos solos (0-20 cm) e sedimentos representativos dos agroecossistemas do semiárido de Iguatu.

Atributos	MR		MN		PAST		AGRS	
	solo	sed.	solo	sed.	Solo	sed.	solo	sed.
pH (1:2,5, H ₂ O)	7,39	-	7,74	-	6,77	-	5,68	-
CO (g.kg ⁻¹)	22,87	14,91	19,45	13,55	27,90	13,27	15,78	9,72
P (mg.kg ⁻¹)	2,15	323,58	1,88	340,13	0,99	46,27	0,99	11,7
Na (mmolc.dm ⁻³)	1,96	1,35	1,44	1,29	5,93	1,90	0,78	0,68
K (mmolc.dm ⁻³)	5,55	3,42	4,09	3,37	2,76	3,56	1,71	1,04
Ca (mmolc.dm ⁻³)	400,84	445,36	405,02	462,56	247,39	307,91	27,26	73,27
Mg (mmolc.dm ⁻³)	61,02	121,74	59,93	116,13	98,86	138,73	13,40	37,38
H+Al (mmolc.dm ⁻³)	13,20	4,96	12,54	6,83	25,25	4,01	28,88	40,58
SB (mmolc.dm ⁻³)	469,37	571,87	410,75	583,34	256,08	452,09	29,75	112,36
CTC (mmolc.dm ⁻³)	482,57	576,4	423,09	590,17	281,33	456,1	58,63	152,94
V %	97,26	99,28	97,04	98,76	91,02	99,09	50,74	72,47
PST %	0,41	0,26	0,34	0,23	2,11	0,51	1,33	0,5
Fe (mg.kg ⁻¹)	5,51	0,91	4,19	1,00	11,16	9,04	59,97	134,23
Zn (mg.kg ⁻¹)	1,46	0,52	2,3	0,82	2,62	1,82	0,75	3,62
Cu (mg.kg ⁻¹)	5,15	2,05	4,40	2,03	2,48	1,67	0,83	1,32
Mg (mg.kg ⁻¹)	23,10	20,42	23,52	33,03	24,15	58,4	12,5	84,01

Número de amostras: solos [20]; sedimentos [83] sendo MR=22, MN=21, PAST=26, AGRS=14.

As amostras de solos e sedimentos foram secas ao ar e analisadas quanto à granulometria (areia muito grossa entre 1,0 e 2,0 mm; areia grossa entre 0,5 e 1,0 mm; areia média entre 0,25 e 0,5 mm; areia fina entre 0,1 e 0,25 mm; areia muito fina entre 0,05 e 0,1), densidade de partícula, argila dispersa em água, grau de floculação e agregados estáveis, segundo Silva (1999).

Na obtenção do índice de estabilidade de agregados (EA) e do diâmetro médio ponderado (DMP) considerou-se a equação descrita por Castro Filho *et al.* (1998), conforme a seguir:

$$EA = 100[(a - wp_{0,25} - \text{areia}) \div (a - \text{areia})]$$

em que:

a = massa do agregado a 105 °C (g);

wp_{0,25} = massa dos agregados da classe 0,25 mm (g);

$$DMP = \sum_{i=1}^n (w_i \cdot a_i)$$

em que:

w_i = proporção em massa de cada classe em relação ao total;

a_i = diâmetro médio das classes (mm);

7.2.5 Análises comparativas

Os atributos físicos dos solos e dos sedimentos foram expressos pelas médias, seguidas dos respectivos desvios-padrão. Os dados foram agrupados em classe segundo a erosividade das chuvas (0 - 20; 20 - 50; 50 - 200 e > 200 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹), granulometria (areia entre 0,05 e 2 mm; silte entre 0,05 e 0,002 mm; e argila < 0,002 mm), agregados estáveis segundo as classes de tamanho definidos pelas malhas das peneiras (2; 1; 0,5 e 0,25 mm) e diâmetro médio das partículas (mm). Gráficos foram elaborados para representação das classes dos diferentes atributos.

7.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

7.3.1 Precipitação e erosividade

Os valores de precipitação (mm) e erosividade (MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹) por evento podem ser observados na Figura 4.2. Na área estudada ocorreram 57 (cinquenta e sete) eventos entre os meses de janeiro e maio de 2011, totalizando 1457,29 mm (Tabela 4.2). No mês de abril verificou-se maior número de eventos, precipitação e erosividade das chuvas.

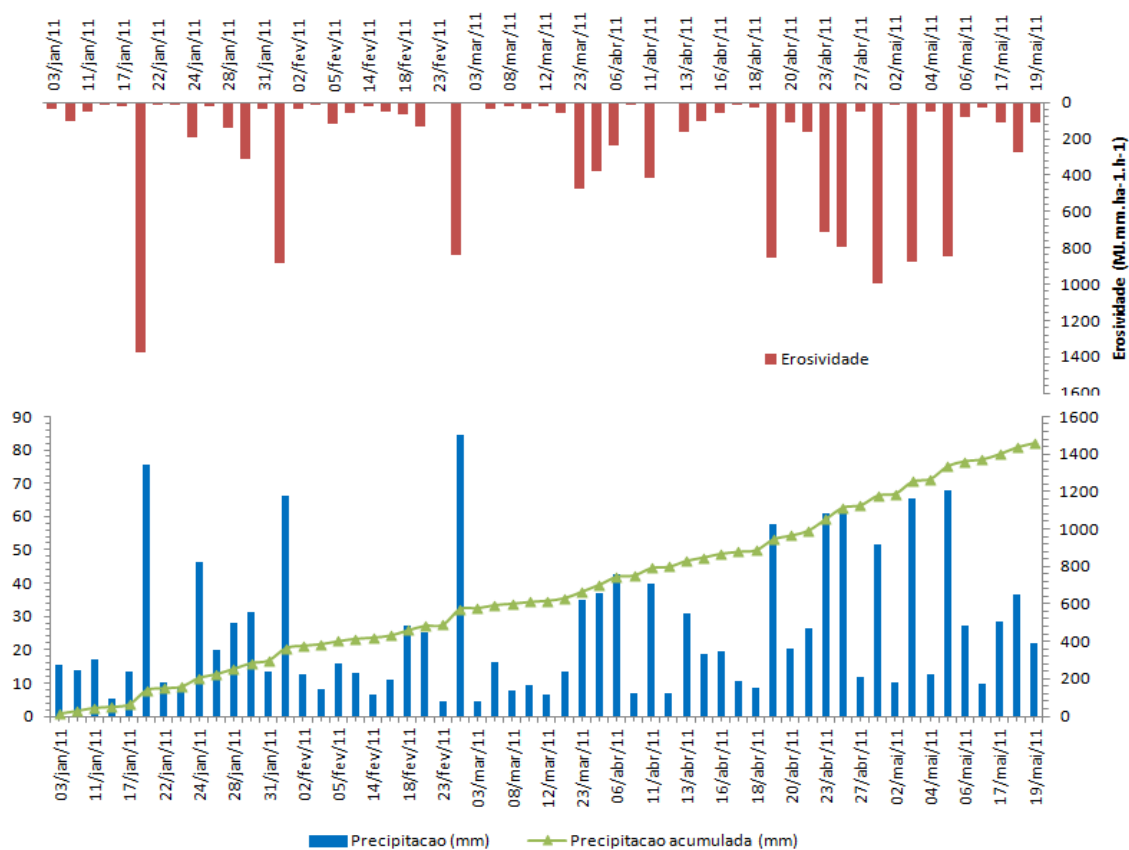


Figura 4.2 - Eventos, precipitação, precipitação acumulada e erosividade da estação chuvosa de 2011 em agroecossistemas de Iguatu.

Tabela 4.2 - Número de eventos, valores de precipitação (PPT), precipitação acumulada (PPT acum) e erosividade (EI_{30}) da estação chuvosa de 2011 em agroecossistemas de Iguatu.

Mês	Eventos	PPT (mm)	PPT acum (mm)	EI_{30} (MJ.mm.ha ⁻¹ .h ⁻¹)
	Unid.	Total	Total	Total
Jan	13	298,50	298,50	2325,94
Fev	11	274,33	572,83	2237,62
Mar	07	92,43	665,26	652,61
Abr	17	512,19	1177,45	5112,91
Mai	09	279,84	1457,29	2387,97
Total	57	1457,29	-	-

Durante a fase experimental ocorreram 83 (oitenta e três) coletas de sedimentos de arraste distribuídos entre os quatro agroecossistemas (Tabela 4.3), sendo que em PAST foi verificado maior número seguido de MR e MN. Este fato

pode ser atribuído ao tipo de solo (Vertissolo) e a cobertura vegetal presente nestes sistemas. Considerando as classes de erosividade observaram-se maior número de eventos geradores de sedimentos de arraste nas classes > 200 e 50 - 200 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.

Tabela 4.3 – Número de amostras de sedimentos de arraste por classe de erosividade em agroecossistemas de Iguatu em 2011.

Classe de erosividade (MJ.mm.ha ⁻¹ .h ⁻¹)	MR	MN	PAST	AGRS	Eventos
	Unid	Unid	Unid	Unid	Total
0-20	01	01	03	-	05
20-50	01	02	03	01	07
50-200	09	07	09	06	31
>200	11	11	11	07	40
Total	22	21	26	14	83

7.3.2 Produção de sedimentos por arraste

Analisando a produção de sedimentos por arraste entre os agroecossistemas verifica-se que em abril ocorram maiores valores em todos os sistemas, sendo decorrente do número de eventos (29,82%) e da precipitação total (35,15%) (Figura 4.3). A produção total de sedimentos de arraste atingiu 580,17; 342,79; 258,85 e 27,74 kg.ha⁻¹ em MR, MN, PAST e AGRS, respectivamente (Freitas *et al.*, 2013).

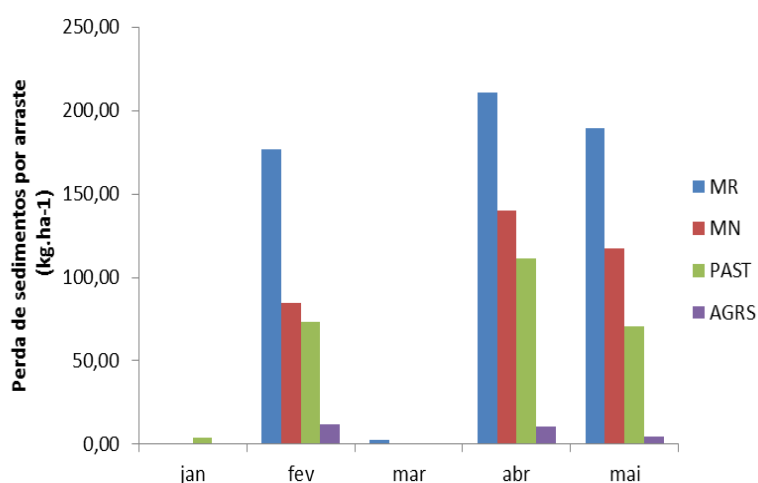


Figura 4.3 – Produção de sedimentos por arraste em agroecossistemas do semiárido de Iguatu durante o período chuvoso de 2011.

7.3.3 Granulometria, densidade, floculação e estabilidade dos agregados

Os dados de granulometria dos solos e sedimentos encontram-se na Tabela 4.4. Foi verificado teor mais elevado de areia nos solos de AGRS, caracterizando-o com arenoso. Em PAST, MR e MN, os teores de silte foram superiores em relação às demais frações. No primeiro agroecossistema (PAST), seguiram-se os teores areia e argila, enquanto nos últimos (MR e MN), argila e areia, respectivamente. Evidencia-se MR e MN, portanto, como franco-argilosos, e PAST como franco-arenoso. Os valores de granulometria das frações dos sedimentos dos agroecossistemas seguem a mesma sequência dos solos. Para Volk e Cogo (2009), vários fatores determinam o tamanho dos sedimentos erodidos transportados, dentre eles destacam-se: a intensidade da chuva e do escoamento superficial, a textura do solo e o grau de consolidação da sua superfície, a forma da erosão, a cobertura e microrrelevo do solo, a rugosidade superficial criada pelo preparo, o tamanho e a estabilidade dos agregados do solo.

Tabela 4.4 – Dados de análise física dos solos (0-20 cm) e sedimentos representativos dos agroecossistemas do semiárido de Iguatu.

Atributos Físicos	MR		MN		PAST		AGRS	
	solo	sed	solo	sed	solo	sed	solo	sed
Areias (g.Kg ⁻¹)	184,86±84,28	190,81±46,75	254,01±131,34	265,45±48,42	335,21±103,87	383,04±75,47	742,37±29,36	840,39±66,04
Silte (g.Kg ⁻¹)	513,74±0,45	555,3±47,51	512,64±9,54	515,06±41,84	357,74±164,76	412,95±45,19	173,06±28,39	108,64±47,04
Argila (g.Kg ⁻¹)	301,40±74,77	253,88±50,30	233,35±118,27	220,18±30,95	307,05±82,05	201,56±40,51	84,57±21,57	47,40±20,13
Densidade de partícula (Kg.dm ⁻³)	2,36±0,12	2,51±0,09	2,44±0,07	2,44±0,15	2,48±0,07	2,51±0,10	2,52±0,07	2,46±0,17
Argila em água (g.Kg ⁻¹)	254,19	-	225,2	-	240,86	-	35,97	-
Grau de Floculação (%)	15,66	-	3,49	-	21,56	-	57,47	-
Agregados Estáveis (%)	94,95±1,68	-	97,89±7,66	-	92,82±7,42	-	87,58±0,39	-

Os teores de argila presente nos Vertissolos de MR, MN e PAST atingiram em média 28,06%, enquanto que no Luvissole de AGRS obteve-se 8,46%. Nos sedimentos verificaram-se médias de 21,48 e 5,02%, respectivamente. Neste sentido, provavelmente, parte da argila do solo perdeu-se em suspensão. Solos de textura argilosa, de modo geral, resistem mais à desagregação de suas partículas pela ação dos agentes erosivos do que solos de textura arenosa (Volk; Cogo, 2009).

Maior densidade de partícula dos solos foi verificada em AGRS seguido de PAST com valores de 2,52 e 2,48 Kg.dm⁻³, respectivamente. Nota-se que este atributo relaciona-se com o teor da fração areia dos agroecossistemas. Nos sedimentos, entretanto, maior densidade de partícula foi constatada em MR e PAST, refletindo parcialmente as características do material erodido.

Os teores de argila dispersa em água dos solos foram superiores em MR e PAST, e concordantes com os teores obtidos na determinação granulométrica com o uso do hidróxido de sódio (NaOH 1 mol.L⁻¹). Para Pedrotii *et al.* (2003), o aumento no teor de matéria orgânica no solo favorece a dispersão da fração argila.

O grau de floculação das argilas dos solos de MN correspondeu a 3,49%, refletindo, portanto, o elevado grau de estabilidade dos agregados do solo. Menor grau de floculação provavelmente ocasionará menores perdas de argilas em suspensão. Por outro lado, a presença de argilas filossilicatadas contribui no grau de floculação e na estabilidade dos agregados. Maiores valores de floculação foram verificados nos solos de AGRS. Para Costa *et al.* (2003), fatores biológicos tais como maior atividade biológica e alterações na qualidade da matéria orgânica podem ser responsáveis pela menor dispersão de argila em solos de mata nativa.

Quanto ao percentual de agregados estáveis seguiu-se a sequência: MN>MR>PAST>AGRS. Este atributo possivelmente relaciona-se com o teor de argila presente nos solos, visto que argila pode servir como agente cimentante na formação de agregados. Além disso, provavelmente ocorreu efeito positivo do não revolvimento do solo e acúmulo de matéria orgânica e resíduos vegetais na superfície sobre a estabilidade de agregados (Bertol *et al.*, 2001; Costa *et al.*, 2003). Para Volk e Cogo (2009), o tamanho aumentado dos agregados do solo resulta em maior resistência da superfície do solo à ação desagregadora de suas partículas pelo impacto das gotas da chuva e pela ação cisalhante da enxurrada, proporcionando o transporte apenas sedimentos menores disponíveis.

7.3.4 Granulometria da fração areia de solos e sedimentos

Analisando a granulometria da fração areia do solo verifica-se que em AGRS ocorreram maiores teores e seguiram a ordem: AMF>AF>AM>AG>AMG (Figura 4.4). Por outro lado, nos sedimentos de arraste de AGRS maiores valores foram alcançados por AF e AM, caracterizando que o material erodido e transportado apresentou textura superior à do solo do respectivo agroecossistema.

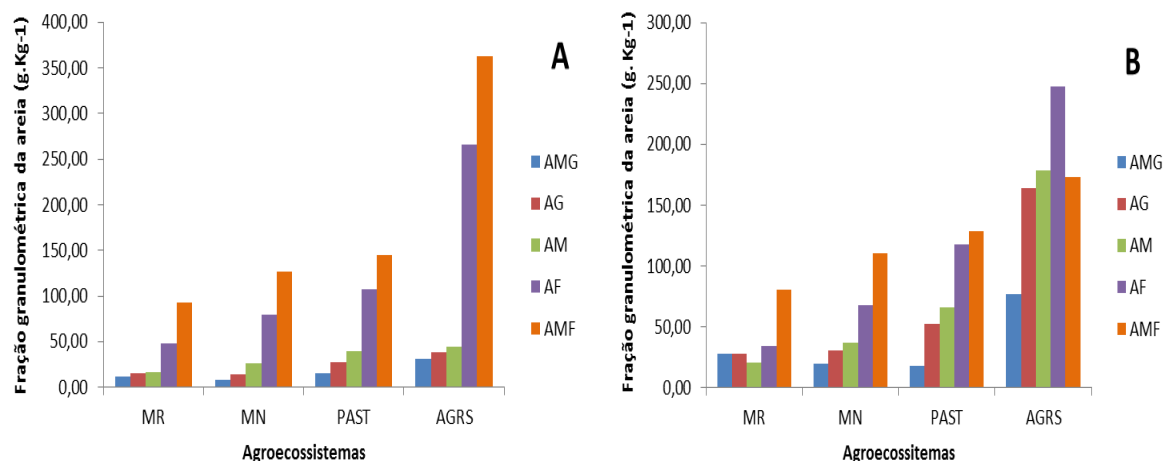


Figura 4.4 – Granulometria da fração areia de solos (A) e sedimentos de arraste (B) de agroecossistemas do semiárido de Iguatu. (AMG= Areia Muito Grossa; AG= Areia Grossa; AM= Areia Média; AF= Areia Fina e AMF= Areia Muito Fina).

Nos solos dos agroecossistemas, a fração areia muito fina apresentou 50,38; 49,83; 43,31 e 48,82% das areias para MR, MN, PAST e AGRS, respectivamente. Nos sedimentos evidenciaram-se 42,14; 41,68; 33,54 e 20,63%. A diminuição destes teores, em relação aos solos provavelmente foi decorrente da perda da fração em suspensão. Evidenciou-se, ainda, que os sistemas de matas nativas apresentaram maiores teores de areia muito fina nos sedimento.

Os teores da fração areia fina nos solos foram superiores em AGRS e PAST atingindo 35,88 e 32,14%, respectivamente. Nos sedimentos, maiores teores também ocorreram nesses sistemas. Em AGRS, a fração areia média dos sedimentos foi a que apresentou maior proporção entre os agroecossistemas. Em MR verificou-se maiores teores da fração areia muito grossa tendo 6,23 e 14,60%, nos solos e sedimentos, respectivamente.

Evidenciou-se, entretanto, que os solos dos agroecossistemas de MR, MN e PAST são semelhantes (Vertissolos), visto que apresentam teores aproximados da fração argila e da granulometria das areias. Em AGRS, os elevados teores da fração areia, promove diferenciação do tipo de solo (Luvissole).

7.3.5 Granulometria da fração areia dos sedimentos por classe de erosividade

A produção de areia nos sedimentos de arraste dos ecossistemas não foi influenciada pela erosividade das chuvas (Figura 4.5). Considerando os sistemas

classificados como Vertissolos, verificou-se que em MR, a maior produção foi gerada pela erosividade das chuvas da classe 20-50, enquanto que em MN e PAST pela classe 0-20 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹. Acredita-se que nesses sistemas de mata e de pastagem que eventos desta magnitude, mesmo em menor quantidade, contribuem enormemente na definição da fração areia dos sedimentos de arraste desses agroecossistemas. Este fato poder ser explicado pelo fato de que a maioria dos eventos da classe aconteceu no mês de abril, quando o solo provavelmente ainda se encontrava exposto e a cobertura morta vegetal já não mais existia (Figura 4.2). Por outro lado, acredita-se que seja influenciado pelo processo de salpicamento promovido pela cobertura vegetal. Em AGRS, que possui Luvissole e textura arenosa, a produção da fração areia variou conforme o aumento da erosividade das chuvas por faixa, alcançando valores $\geq 829,50$ g.kg⁻¹, no entanto, as chuvas com erosividade na faixa 0-20 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹ não promoveram produção de areia nos sedimentos de arraste.

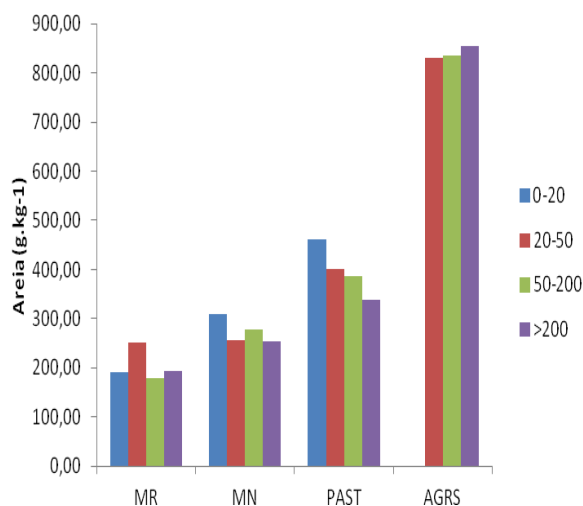


Figura 4.5 – Granulometria da fração areia dos sedimentos de arraste de agroecossistemas do semiárido de Iguatu considerando as diferentes classes de erosividade (EI_{30}) em 2011.

Considerando a produção de areia dos sedimentos de arraste, constatou-se em todas as classe de erosividade a seguinte ordem decrescente: AGRS>PAST>MN>MR. Isto evidencia que a referida produção relaciona-se fortemente com o teor de areia presente no solo e fracamente com a magnitude da erosividade. Em AGRS foram obtidos maiores produções de areia nas classes 20-50, 50-200 e >200 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹, seguido de PAST, MN e MR. Ressalta-se que as

chuvas com erosividade entre 0 a 20 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹ não promoveram produção de sedimentos em AGRS. Entretanto, em MN e PAST eventos com erosividade desta magnitude, e em menor quantidade, contribuíram enormemente na definição da fração areia dos sedimentos de arraste destes agroecossistemas.

Nos sistemas de mata nativa, considerando as classes de erosividade estabelecida, verificaram-se as seguintes ordens decrescente de contribuição de areia:(20-50)>(200)>(0-20)>(50-200) e (0-20)>(50-200)>(20-50)>(200) MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹ para MR e MN, respectivamente.

7.3.6 Granulometria da fração argila dos sedimentos por classe de erosividade

Os teores da fração argila nos sedimentos dos sistemas seguiram a ordem decrescente: MR, MN, PAST e AGRS (Figura 4.6). Nas matas (MR e MN) e na pastagem (PAST) obteve-se em média 21,48%, enquanto que no sistema de agricultura de subsistência (AGRS) atingiu-se 5,02%. Em MR e PAST, o aumento da erosividade relacionou-se diretamente com o teor de argila arrastada. No ecossistema MN, as chuvas com erosividade na faixa 50-200 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹ promoveu maior produção de argila nos sedimentos. Não foi verificada produção de argila nos sedimentos de AGRS decorrente das chuvas com erosividade na faixa 0-20 MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹, visto a não ocorrência de escoamento superficial.

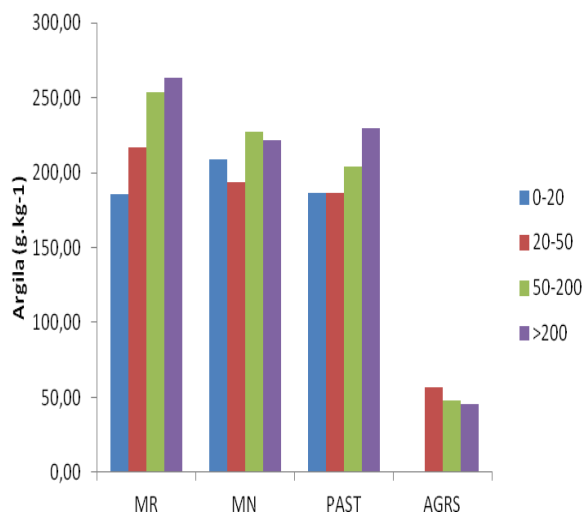


Figura 4.6 – Granulometria da fração argila dos sedimentos de arraste de agroecossistemas do semiárido de Iguatu considerando as diferentes classes de erosividade (EI₃₀) em 2011.

Verificando a faixa de erosividade $0-20 \text{ MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}$, nota-se que maiores produções de argila nos sedimentos de arraste foram obtidos em MN e PAST, seguido de MR, sendo atribuído ao provável efeito das gotas de chuva acumulada sobre as folhas da vegetação nativa e da pastagem. Igualmente à produção de areia nos sedimentos de arraste, em AGRS não ocorreu produção de argila promovido por eventos com erosividade na faixa $0-20 \text{ MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}$ (Figura 4.6). Nas demais classes ($20-50$, $50-200$ e $>200 \text{ MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}$), os valores encontrados são justificados pelos teores de argila presente no solo (Tabela 4.4). Os teores de argila nas faixas $0-20$; $20-50$; $50-200$ e $>200 \text{ MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}$ corresponderam a 21,28; 23,97; 26,86 e 27,89%, respectivamente.

7.3.7 Cronologia das frações areia e argila dos sedimentos

As dispersões das frações areia e argila ao longo do período chuvoso de 2011 podem ser visto na Figura 4.7. Observa-se que os valores de MR e AGRS assumem posições inversas quantitativamente em relação aos teores de areia e argila nos sedimentos coletados (Figuras 4.7A e 4.7B). No mês de abril maiores produções de sedimentos foram verificadas. Este fato é decorrente da maior lâmina de precipitação mensal e da conseqüente erosividade. Nos meses de janeiro e março ocorreram inexpressivas produções de sedimentos por arraste (Figura 4.3), o que pode ser verificado pelos teores de areia e argila presentes. Neste sentido, verifica-se que em AGRS os valores da fração areia, ao longo do período chuvoso, permaneceram acima de $600,00 \text{ g.kg}^{-1}$, enquanto dos demais sistemas (MR, MN e PAST) ficaram abaixo. Por outro lado, os valores de argila em AGRS se estabeleceram abaixo de $100,00 \text{ g.kg}^{-1}$ e os demais sistemas acima, sendo os maiores valores observados em MR.

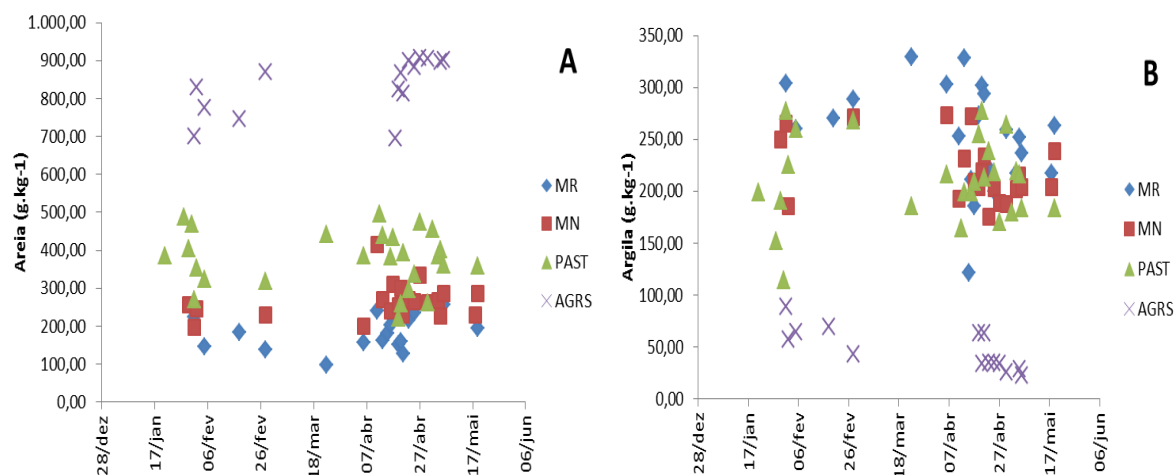


Figura 4.7 – Dispersão da fração areia (A) e argila (B) dos sedimentos de agroecossistemas do semiárido de Iguatu ao longo do período chuvoso de 2011.

7.3.8 Estabilidade dos agregados do solo e diâmetro médio ponderado

O grau de estabilidade dos agregados (EA) seguiu a ordem decrescente: MN>MR>PAST>AGRS (Figura 4.8A). Isto evidencia que em sistemas naturais sem ou com reduzido manejo, a formação de agregados é favorecido, tendo consequente melhoria da qualidade do solo (Maia *et al.*, 2006, Fontenele *et al.*, 2009). Possivelmente outros atributos de qualidade física dos Vertissolos sejam influenciados pelo grau de formação de EA em relação ao Luvissole. As práticas de manejo têm maiores impactos sobre as propriedades físicas de solos arenosos do que de solos argilosos, sendo a magnitude dependente da textura e mineralogia do solo (Costa *et al.*, 2003). Para Albuquerque *et al.* (2000), a erodibilidade de um solo pela água dependerá das propriedades que atuam na resistência à desagregação pela água e das propriedades que afetam seu transporte pela água, sendo que ambos são processos que dependem da estabilidade dos agregados. Acrescenta-se, ainda, que as substâncias orgânicas provenientes da ação de microorganismos, especialmente os fungos, contribuem no aumento da estabilidade dos agregados (Dufranc *et al.* 2004; Maia *et al.* 2008, Braghirolli *et al.* 2012).

O diâmetro médio ponderado (DMP), no entanto, apresentou a sequência decrescente: MN>MR>AGRS>PAST (Figura 4.8B). Nos sistemas inseridos em Vertissolos, os maiores valores de EA favoreceram o aumento do DMP. Diferentemente, no Luvissole (AGRS), a EA não influenciou no DMP. Concordando com os valores aqui encontrados, Bertol *et al.* (2001) estudando sistemas de manejo verificaram o DMP dos agregados estáveis, concluíram que em sistema de preparo

convencional os valores são menores que em sistemas nativo e de semeadura direta. Conclusões semelhantes foram formuladas por Mota *et al.* (2008) e Fontenele *et al.* (2009).

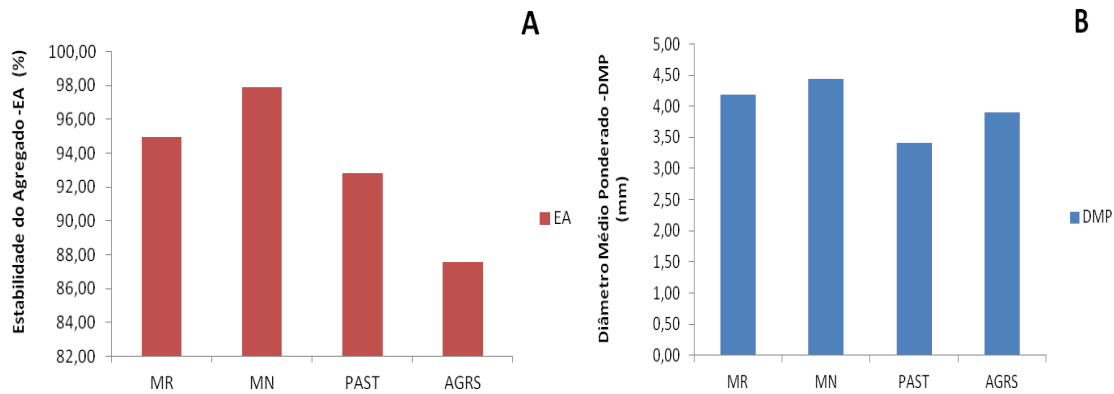


Figura 4.8 – Estabilidade dos agregados (A) e diâmetro médio ponderado (B) das partículas dos solos de agroecossistemas do semiárido de Iguatu.

7.3.9 Estabilidade dos agregados do solo por classe

Verificando a estabilidade dos agregados (EA) em cada agroecossistema, notou-se a sequencia em ordem decrescente do diâmetro médio do agregado: (8,00 - 2,00) > (2,00 - 1,00) > (1,00 - 0,50) > (0,50-0,25) mm (Figura 4.9). Considerando a EA por faixa de diâmetro médio observou-se que 8,00 - 2,00 mm é a que contempla maiores valores em todos os ecossistemas estudados. Para Mota *et al.* (2008) é fundamental do ponto de vista edáfico que os agregados do solo sejam estáveis nas maiores classes de diâmetro, para garantir, assim, boa difusão de gases e condução de água no solo e, por outro lado, maior resistência à erosão.

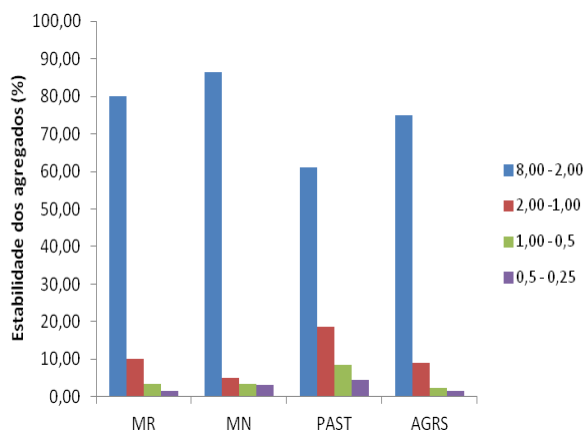


Figura 4.9 - Estabilidade dos agregados dos solos de agroecossistemas do semiárido de Iguatu considerando as diferentes classes de agregados em 2011.

7.4 CONCLUSÕES

As frações areia fina e argila dos sedimentos de arraste e dos solos em agroecossistemas do semiárido brasileiro possibilita o transporte e o carreamento superficial promovido pela erosividade das chuvas.

Não se verifica uma relação direta entre a erosividade das chuvas (EI_{30}) e a produção de areia em sedimentos de arraste nos agroecossistemas de mata (MR e MN) e tradicionais (PAST e AGRS).

A granulometria de sedimentos de arraste permite identificar teores de argila numa sequência decrescente para agroecossistemas inseridos em: Vertissolos > Luvisolos

Atributos biológicos contribuem na promoção de maiores teores de agregados estáveis (AE) nos agroecossistemas de mata (MR e MN) em relação aos sistemas tradicionais (PAST e AGRS), favorecendo a qualidade dos solos.

7.5 REFERÊNCIAS

- Araújo, A.L.; Oliveira, R.T.; Ferreira, T.O.; Romero, R.E.; Oliveira, T.S. 2013. Evaluation of soil structure using participatory methods in the semiarid region of Brazil. *Revista Ciência Agronômica*, 44(3):411-418.
- Bertol, I.; Beutler, J.F.; Leite, D.; Batistela, O. 2001. Propriedades física de um cambissolo húmico afetados pelo tipo de manejo do solo. *Scientia Agricola*, 58(3):555-560.
- Braghirolli, F.L.; Sgrott, A.F.; Pescador R.; Alexandre U.; Stürmer S.L. 2012. Fungos micorrízicos arbusculares na recuperação de florestas ciliares e fixação de carbono no solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 36(3):733-743.
- Castro Filho, C.; Muzilli, O.; Podanoschi, A.L. 1998. Estabilidade dos agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico num latossolo roxo distrófico, em função de sistemas de plantio, rotações de culturas e métodos de preparo das amostras. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 22(3):527-538.

- Costa, F.S.; Albuquerque, J.A.; Bayer, C.; Fontoura, S.M.V.; Wobeto, C. 2003. Propriedades físicas de um latossolo bruno afetadas pelos sistemas plantio direto e preparo convencional. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 27:527-535.
- Dufranc, G.; Dechen, S.C.F.; Freitas, S.S.; Camargo, O.A. 2004. Atributos físicos, químicos e biológicos relacionados com a estabilidade de agregados de dois latossolos em plantio direto no estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28(3):505-517.
- Ferreira, S.R.M.; Ferreira, M.G.V.X. 2009. Mudanças de volume devido à variação do teor de água em um vertissolo no semiárido de Pernambuco. *Revista Brasileira de Ciências de Solo*, 33:779-791.
- Fontenele, W.; Salviano, A.A.C.; Mousinho, F.E.P. 2009. Physical attributes of a Yellow Oxisol under some management systems in the cerrado of Piauí State, Brazil. *Revista Ciência Agronômica*, 40(2):194-202.
- Freitas, M.A.S.R.; Andrade, E.M.; Weber, O.B.; Palácio, H.A.Q.; Ferreira, T. O. 2013. Bedload sediment and nutrient losses in agro-ecosystems of the Brazilian semiarid region. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 96:203-213.
- Guadagnin, J.C.; Bertol, L.; Cassol, P.C.; Amaral, A.J. 2005. Perdas de solo, água e nitrogênio erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 29(2):277-286.
- Giongo, V.; Galvão, S.R.S.; Mendes, A.M.S.; Gava, C.A.T.; Cunha, T.J.F. 2011. Soil organic carbon in the Brazilian semiárid tropic. *Dyn Soil Dyn Plant Glob Sci Books*, 5:12-20.
- Maia, S.M.F.; Xavier, F.A.S.; Oliveira, T.S.; Mendonça, E.S.; Araújo Filho, J.A. 2006. Impactos de sistemas agroflorestais e convencionais sobre a qualidade do solo no semiárido cearense. *Revista Árvore*, 30(5):837-848.

Maia, S.M.F.; Xavier, F.A.S.; Oliveira, T.S.; Mendonça, E.S.; Araújo Filho, J.A. 2008. Frações de nitrogênio em Luvisolo sob sistemas agroflorestais e convencionais no semiárido cearense. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 32(1):381-392.

Medeiros, P.H.A. 2009. Processos hidrossedimentológicos e conectividade em bacia semiárida: modelagem distribuída e validação em diferentes escalas. Tese de Doutorado em Recursos Hídricos, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 139 p.

Mota, J.C.A.; Assis Júnior, R.N, Amaro Filho, J.; Libardi, P.L. 2008. Algumas propriedades físicas e hídricas de três solos na Chapada do Apodi, RN, cultivado com melão. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 32:49-58.

Palácio, H.A.Q. 2011. Avaliação emergética de microbacias hidrográficas do semiárido submetidas a diferentes manejos, Universidade Federal do Ceará, Brazil. 149 f. Tese.

Pedrotti, A.; Ferreira, M.M.; Curi, N.; Silva, M.L.N. 2003. Relação entre atributos físicos, mineralogia da fração argila e formas de alumínio no solo. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 27:1-9.

Rodrigues, J.O.; Andrade, E.M.; Palácio, H.A.Q.; Mendonça, L.A.R.; Santos, J.C.N. 2013. Sediment loss in semiarid small watershed due to the land use. *Revista Ciência Agronômica*, 44(3):488-498.

Santos, J,C,N.; Palácio, H.A.Q.; Andrade, E.M.A.; Meireles, A.C.M.; Araújo Neto, J,R. 2011. Runoff and soil and nutrient losses in semiarid uncultivated fields. *Revista Ciência Agronômica*, 42(3):813-820.

Silva, F.C. 1999 Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Embrapa Brasília, DF, 370 p.

Souza, B,I.; Suertegaray, D.M.A.; Lima, E.R.V.; 2009. Desertificação e seus efeitos na vegetação e solos do Cariri Paraibano. *Mercator* 8(16):217-232.

Souza, E.R.; Montenegro, A.A.A.; Montenegro, S.M.G.L.; Santos, T.E.M.; Andrade, T.S.; Pedrosa, E.R. 2008. Variabilidade espacial das frações granulométricas e da salinidade em um Neossolo Flúvico do semi-árido. *Ciência Rural*. 38(2)698-704.

Volk, L.B.S.; Cogo, N.P. 2009. Relações entre tamanho de sedimentos erodidos, velocidade da enxurrada, rugosidade superficial criada pelo preparo e tamanho de agregados em solo submetido a diferentes manejos. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 33:1459-1471.

Klein, V.A.; Libardi, P.L. 2002. Densidade e distribuição do diâmetro dos poros de um latossolo vermelho, sob diferentes sistemas de uso e manejo. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 26:857-867.

WRB – World Reference Base for Soil Resources. 2006. World Soil Resources Reports nº 103, FAO, Rome, 133 p.

8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A avaliação acerca dos processos hidrossedimentológicos, microbiológicos, bioquímicos e enzimáticos em agroecossistemas pode subsidiar políticas e a tomada de decisão sobre o manejo sustentável no semiárido, levando em consideração a manutenção da biodiversidade e a sustentabilidade dos ecossistemas.

Este estudo permitiu avançar na construção do conhecimento a respeito da dinâmica de atributos químicos, físicos e biológicos de sedimentos de arraste decorrente do regime pluvial típico da região da Caatinga, sujeito a variabilidade temporal e espacial, em agroecossistemas inseridos em microbacias hidrográficas. Contrariando o que se esperava, os sistemas conservacionistas (mata nativa e raleada) proporcionaram maiores produções de sedimentos de arraste em relação aos sistemas de cultivo tradicional (pastagem e agricultura de subsistência). A erodibilidade decorrente da diferenciação dos Vertissolos e Luvisolos foi o fator decisivo na produção de sedimentos de arraste, independentemente da cobertura vegetal da região semiárida e da quantidade de eventos geradores de escoamento superficial. Podem-se confirmar, ainda, expressivas perdas de matéria orgânica e nutrientes no solo, contribuindo para sua degradação e perda de potencial produtivo. Também se pode confirmar que a atividade microbiana nos sedimentos produzidos por arraste sofre alteração e é indicativo de situação de estresse dos agroecossistemas. A análise dos sedimentos de arraste produzidos comprovou grande quantidade de minerais primários e secundários alteráveis por processos de intemperismo, sendo diferenciados pela drenagem interna dos solos. A granulometria dos sedimentos de arraste de agroecossistemas do semiárido pode subsidiar pesquisas relacionadas aos processos de escoamento e transporte de sedimentos.

A quantificação das perdas de sedimentos de arraste de agroecossistemas, matéria orgânica e de microrganismos, cujos valores destes foram estimados em milhões de esporos de fungos micorrízicos arbusculares pode contribuir na definição de mecanismos de aprisionamento de carbono no solo.

Este estudo pode fornecer bases científicas para avaliação da qualidade de sedimentos de arraste de agroecossistemas inseridos em microbacias hidrográficas do semiárido, com solos classificados como Vertissolos e Luvisolos.

Ademais, permite iniciar o desenvolvimento de políticas e planos de sustentabilidade na região semiárida, considerando os aspectos edafoclimáticos, sociais e culturais.

9 SUGESTÕES E RECOMENDAÇÕES

Os resultados obtidos neste trabalho, e diante da literatura científica atual, permitem formular as seguintes sugestões e recomendações visando novos avanços no conhecimento da região semiárida:

- Avaliar as perdas de matéria orgânica e nutrientes em sedimentos de arraste e suspensão, durante o período chuvoso e em longo prazo;
- Caracterizar a matéria orgânica dos sedimentos levando em conta os compostos, moléculas e ácidos orgânicos, e biomoléculas ativas;
- Identificar e descrever o processo de perda de biomassa de fungos micorrizos arbusculares (esporos mais micélio) em agroecossistemas do semiárido;
- Investigar os fungos micorrizos arbusculares visando à identificação das espécies e avaliação da capacidade de aprisionamento de carbono nas suas estruturas em agroecossistemas da região semiárida;
- Avaliar atributos bioquímicos e microbiológicos relacionados à ciclagem e disponibilidade de nutrientes em ecossistemas naturais e em sistemas tradicionais da região semiárida considerando a variabilidade temporal e espacial da precipitação;
- Avaliar as perdas de sedimentos de arraste relacionando à gênese e formação dos solos de origem, bem como às reservas minerais do solo;
- Relacionar as perdas de argila nos sedimentos de arraste e em suspensão com o manejo do solo e com a produção agrícola no semiárido;
- Quantificar o teor de glomalina (proteína fúngica) em sedimentos de arraste e estabelecer relações com a estabilidade dos agregados.

ANEXOS



Sistema com vegetação nativa raleada (MR) na estação seca



Sistema com vegetação nativa raleada (MR) na estação chuvosa



Sistema com vegetação nativa (MN) na estação chuvosa



Sistema com vegetação nativa (MN) na estação chuvosa



Agrossistema com pastagem (PAST)



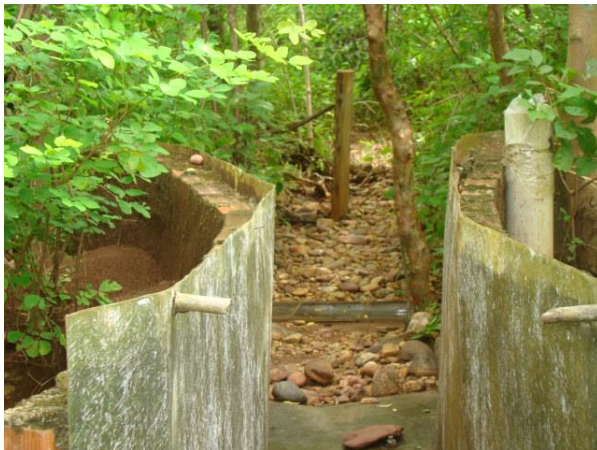
Estágio de Floração (PAST)



Agroecosistema (AGRS) com cultura de subsistência (pós-plantio de milho)



Estágio vegetativo (AGRS)



Calha Parshall e coletor (Bedload)



Pluviógrafo e pluviômetro



Análise enzimática



Respirometria



Equipamento de Raios X (DRX)



Tanque de agregados



Separação de argila



Secagem da argila



Análise granulométrica



Separação de amostras