

LYSIAS VELLOZO DA COSTA FILHO

ANÁLISE DO COMPORTAMENTO HIDROLÓGICO EM DISTINTOS USOS DA
TERRA NA REGIÃO NOROESTE DO PARANÁ

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Área de concentração em Conservação da Natureza, do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ciências Florestais.

Orientador: Prof. Dr. Nivaldo Eduardo Rizzi

CURITIBA
2014

Biblioteca de Ciências Florestais e da Madeira - UFPR
Ficha catalográfica elaborada por Denis Uezu – CRB 1720/PR

Costa Filho, Lysias Vellozo da

Análise do comportamento hidrológico em distintos usos da terra na região
noroeste do Paraná / Lysias Vellozo da Costa Filho. – 2014
165 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Nivaldo Eduardo Rizzi

Tese (doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências
Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Defesa:
Curitiba, 15/09/2014.

Área de concentração: Conservação da Natureza

1. Hidrologia - Paraná. 2. Escoamento. 3. Hidrologia florestal. 4. Solo – Uso -
Paraná. 5. Teses. I. Rizzi, Nivaldo Eduardo. II. Universidade Federal do Paraná,
Setor de Ciências Agrárias. III. Título.

CDD – 634.9
CDU – 634.0.11

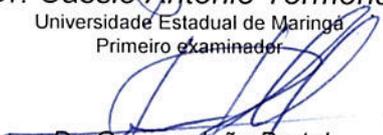
PARECER

Defesa nº. 1059

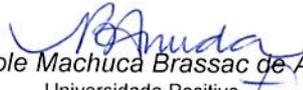
A banca examinadora, instituída pelo colegiado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, do Setor de Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Paraná, após arguir o(a) doutorando(a) *Lysias Vellozo da Costa Filho* em relação ao seu trabalho de tese intitulado "**ANÁLISE DO COMPORTAMENTO HIDROLÓGICO EM DÍSTINTOS USOS DA TERRA NA REGIÃO NOROESTE DO PARANÁ**", é de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do(a) acadêmico(a), habilitando-o(a) ao título de *Doutor* em Engenharia Florestal, área de concentração em **CONSERVAÇÃO DA NATUREZA**.



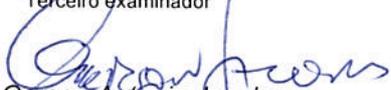
Dr. Cássio Antonio Tormena
Universidade Estadual de Maringá
Primeiro examinador



Dr. Oromar João Bertol
EMATER-PARANÁ
Segundo examinador



Dr. Nicole Machuca Brassac de Arruda
Universidade Positivo
Terceiro examinador



Dr. Gerson Antonio Jacobs
Instituto Ambiental do Paraná - IAP/SEMA
Quarto examinador



Dr. Nivaldo Eduardo Rizzi
Universidade Federal do Paraná
Orientador e presidente da banca examinadora



Curitiba, 15 de setembro de 2014.



Antonio Carlos Batista
Coordenador do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal

A Vó Violeta...

AGRADECIMENTOS

Gratidão, expressão do Amor que representa o reconhecer aos que caminham juntos sem esperar vitórias e nem derrotas, simplesmente sabendo do trabalho e levando avante, não tem começo e nem ordem só precisa a cada menção representar todos.

Assim, louvo meus Antepassados e junto a eles as Energias, MUITO OBRIGADO DEUS, que impulsionam meu ser, todos formam a base e a consistência das minhas convicções e ideologias;

Agradeço ao Prof. Eric Dibble e a todo o pessoal da Mississippi State University, pelo apoio e a oportunidade de cursar o programa de doutorado daquela universidade. Todos foram importantes na minha formação acadêmica, especialmente na definição e compreensão dos paralelos referenciais que diferenciam as culturas;

Muito obrigado à Lois Connington pela essencial participação nos meus trabalhos acadêmicos que precisavam ser na língua inglesa, além de ter propiciado, junto com a sua família, uma vivência que aliviaram as agruras que a distância traz;

Obrigado aos Maiers (Rick, Linda, Miandra, Angelica e Paquito), minha família norte americana. Rick professor, orientador, amigo e companheiro, sempre presente junto com todo o seu pessoal para ajudar material e espiritualmente;

Meus agradecimentos aos Professores da Pós Graduação da Engenharia Florestal da UFPR, pelos ensinamentos, convivência e apoio na formação do meu projeto de doutorado;

Agradeço aos companheiros, Longhini, Jorge, Waldir e Seu João que incansavelmente me acompanharam durante quase três anos nos trabalhos de levantamento de campo; estendo esse agradecimento aos parceiros da Universidade Estadual de Maringá, que também durante algumas fases do trabalho estiveram me ajudando;

Meus agradecimentos ao Prof. Nivaldo Rizzi, orientador, amigo e incentivador que batalhou desde o começo para que pudéssemos chegar por aqui com essa realização; agradeço igualmente aos Profs. Claudia e Cassio da UEM, os quais também foram essenciais na construção desse trabalho;

Muito obrigado ao amigo e parceiro Dr. João Batista Campos, que para encurtar a conversa posso considerar como coautor de todos os meus trabalhos. Sempre que estivemos juntos, de nossas conversas e discussões nunca deixaram de haver novas e importantes considerações que foram apensadas ao nosso trabalho;

Agradeço as minhas filhas Luciana e Lorena, que no silêncio característico dos filhos nunca deixaram de transparecer o apoio incondicional aos nossos trabalhos. Souberam nas muitas vezes da minha ausência levar adiante suas vidas sem percalços e, finalmente muito me orgulham por terem conseguido realizar suas obras, a despeito de tudo isso.

Meu agradecimento também a minha companheira Noemi por todo o apoio, carinho e amor dedicado por todos esses tempos, sua compreensão e o trabalho, muitas vezes executados em conjunto, foram de suma importância na nossa realização.

Minha eterna gratidão aos meus irmãos José e Naiara, por tudo que representaram em minha vida, tenham a certeza que esse trabalho nem teria começado se não houvesse o apoio moral, espiritual e material de Vocês. Agrego a esse agradecimento o que Eles representam dos anjos que os acompanham, muito obrigado Vó, Vô, Pai e Mãe.

Finalmente meu agradecimento ao Instituto Ambiental do Paraná na pessoa de seus diretores que sempre apoiaram ao meu programa de doutorado. Agradeço também ao Departamento de Agricultura dos Estados Unidos pelo suporte financeiro para os meus estudos na Universidade do Mississippi – USA.

Beleza do sol que se põem,
Como a beijar a terra que lhe abriga,
Dando-lhe guarida para os momentos
Que refará a vida.
Beleza que não se põem ao fim
Mas ao recomeço
E acordará novamente beijando sua amada
Que o descobre e o expõem
Mas belo e, mas vivo.
Refazendo a vida pelo seu caminho...

Eu, não sei quando...

RESUMO

O presente estudo teve como objetivo avaliar a efetividade do ecossistema floresta na manutenção dos processos hidrológicos que participam ativamente da erosão, do transporte, e da deposição de sedimentos no leito dos rios, visando dar mais consistência ao planejamento do uso da terra e eficiência aos trabalhos de controle da erosão hídrica do solo em bacias hidrográficas. A avaliação foi realizada comparando-se o comportamento do processo hidrológico de escoamento superficial em quatro diferentes usos do solo característicos da região noroeste do Estado Paraná: cobertura florestal e três culturas agrícolas (café, mandioca e pastagem). Os trabalhos foram realizados através de um experimento de chuvas simuladas repetidas para cada uso do solo em três bacias hidrográficas da região. Foram investigados os parâmetros físicos dos solos que se correlacionariam com os resultados obtidos do processo hidrológico para os diferentes usos pesquisados. Os solos com cobertura florestal apresentaram maiores coeficientes de infiltração com significativas diferenças em relação aos outros usos do solo. Essas diferenças foram documentadas pelo estudo, o qual mostrou que unidades de áreas com cobertura florestal resultaram em 9,71 vezes menos escoamento superficial que áreas cultivadas com pastagens; 7,86 vezes menos escoamento superficial que áreas cultivadas com café e 5,56 vezes menos escoamento superficial que áreas cultivadas com mandioca. Os resultados dos parâmetros físicos do solo que foram influenciados pelo uso da terra, especialmente para a macroporosidade, mostraram o solo sob cobertura florestal apresentando, em valores absolutos (média), $0,105 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ mais volume de macroporos (MaP) do que os solos dos demais sistemas de cultivo. No domínio dos macroporos da estrutura do solo (DMap) os resultados mostraram valores para a porosidade estrutural dos solos sob cobertura florestal 3,33 vezes maiores que os obtidos para a cultura da mandioca; 2,48 vezes maiores dos que obtidos nas pastagens e 1,51 vezes maiores que aqueles obtidos no cultivo do café. Os resultados comprovaram, dada à significativa correlação estatística encontrada, que as mudanças estruturais do solo influenciam os processos hidrológicos. Identificam claramente a eficiência da cobertura florestal na contenção do escoamento superficial, apresentando respostas com pouca probabilidade de serem superadas pelas práticas de manejo adotadas nos demais cultivos estudados. O conhecimento produzido pelo estudo, na determinação da dimensão dos efeitos da floresta no seu meio físico, caracteriza-se como essencial para o planejamento da extensão e da espacialização da área florestal, notadamente por ser essa estratégia concorrente em espaço com os outros usos da terra. Desta forma, é possível incrementar e dar segurança ao estabelecimento de modelos de uso da terra se valendo da influência positiva do ecossistema floresta nos processos hidrológicos; melhorando as iniciativas de recuperação de áreas com o propósito da conservação da biodiversidade; desenvolvendo os indicativos para a definição de boas práticas de manejo de áreas agrícolas e; apoiando a legislação ambiental que estabelece as necessidades mínimas de áreas com cobertura florestal por unidade de planejamento.

ABSTRACT

The present study attempted to evaluate the effectiveness of the forestry ecosystem on the maintenance of the hydrological processes, which has active participation on river's erosion, transport, and sedimentation, to support better the land use planning, and the works of the soil's hydrological erosion control in a watershed. An experiment was made by comparing the runoff's behavior for four different typical land uses of the Northwest region of the State of Paraná: forest cover and three agricultural crops (coffee, cassava and pastureland). The work was done through of a simulated rainfall experiment replicated on three different watersheds, for each land use. The soils' physical parameters were investigated to observe possible correlations with the result obtained from the hydrological process. The soils under forest cover showed greater infiltration coefficient, with significant difference to other land uses. These differences were documented by the research, showing that unit area with forest cover resulted in 9,71 times less runoff than area with pasture, 7,86 times less runoff than area with coffee crop, and 5,56 times less runoff than area with cassava crop. The results of the soil's physical parameters, which were affected by the land use, especially for the soil macroporosity (Macro), showed that soil under forest cover have $0,105 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ more macroporos volume than the soils under other crop systems. In the soil's structural macropores domain (Dmacro) the results showed a soil structural porosity under forest cover statistically different from soils under other treatments. The values obtained for forests showed 3,33 times higher values than those obtained for cassava crop; 2,48 times higher than those obtained for pasture; and 1,51 times higher than those obtained for coffee crop. The results proved, with significant statistical correlation, that soil's structural changes influence the hydrological processes. The results show the forest cover efficiency to develop ideal soil structure to reach effective control in erosive processes, showing responses that virtually are not possible to be superseded by the management practices adopted on the other cropping systems studied. The knowledge developed by the study, defining the range of the forest's effect on its environment, characterizes itself as essential to plan forest cover regarding to size area, and spatial distribution, especially due to forest cover approach is concurrent with other land uses. By this research will be possible to improve, and to give reliance in the establishment of land use models with forest's ecosystem as support for hydrological processes, to improve recovering areas for biodiversity conservation, to develop the indicatives for best management practices, and to support environmental law for the establishment of minimal necessities of the forest cover area.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 –	ENTRADAS, ARMAZENAMENTO E SAÍDA DE ÁGUA DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA	28
FIGURA 2 –	IETOGRAMA/HIDROGRAMA DE VAZÃO	46
FIGURA 3 –	LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	65
FIGURA 4 –	BACIAS HIDROGRÁFICAS E REDE DRENAGEM	66
FIGURA 5 –	CLASSES DE DECLIVIDADE E INFRAESTRUTURA VIÁRIA DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS	70
FIGURA 6 –	USO DO SOLO DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS	72
FIGURA 7 –	MAPA DA CLASSIFICAÇÃO CLIMÁTICA DO ESTADO DO PARANÁ	73
FIGURA 8 –	BACIAS HIDROGRÁFICAS DO PARANÁ, DESTAQUE REGIÃO DO ESTUDO	74
FIGURA 9 –	CLASSES DE SOLOS DA REGIÃO DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS	75
FIGURA 10 –	TRATAMENTOS DEFINIDOS PARA O EXPERIMENTO FLORESTA, MANDIOCA, CAFÉ E PASTAGEM	79
FIGURA 11 –	SIMULADOR DE CHUVA. DETALHES DA ESTRUTURA “B” E DA UNIDADE AMOSTRAL	80
FIGURA 12 –	ASPECTOS DA UNIDADE AMOSTRAL INSTALADA NO CENTRO DO SIMULADOR DE CHUVAS	82
FIGURA 13 –	LOCALIZAÇÃO DO SISTEMA DE AMOSTRAGEM	80
FIGURA 14 –	GRÁFICO DO COEFICIENTE DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL, TOMADO DE 20 EVENTOS EQUIDISTANTES DOS TEMPOS EXTREMOS DO EXPERIMENTO	99
FIGURA 15 –	GRÁFICO DO COEFICIENTE DE INFILTRAÇÃO, TOMADO DE 20 EVENTOS EQUIDISTANTES DOS TEMPOS EXTREMOS DO EXPERIMENTO	102
FIGURA 16 –	FLUXOGRAMA DA DEFINIÇÃO DO OBJETIVO E DO MODELO RECUPERAÇÃO	116
FIGURA 17 –	FLUXOGRAMA DOS PROCESSOS DE IMPLANTAÇÃO DO MODELO E AVALIAÇÕES, MONITORAMENTO E REPLANEJAMENTO	119
FIGURA 18 –	LOCALIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA RIBEIRÃO DIAMANTE DO NORTE	122
FIGURA 19 –	VEGETAÇÃO DA BHDN	127
FIGURA 20 –	USO DO SOLO DA BHDN	130

FIGURA 21 –	PERFIL DO LEITO DO RIBEIRÃO DIAMANTE DO NORTE ...	131
FIGURA 22 –	LOCALIZAÇÃO DO PONTO DE MEDIÇÃO DO LEITO DO RDN E DAS PARCELAS (TRANSECTÓS) AO LONGO DO RIBEIRÃO DIAMANTE DO NORTE	132
FIGURA 23 –	REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DAS DIFERENÇAS MÉDIAS DAS ALTURAS DOS PINOS POR PARCELA	133
FIGURA 24 –	REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DAS RESPOSTAS RELATIVAS AOS DIFERENTES TIPOS DE VEGETAÇÃO E USO DO SOLO	134
FIGURA 25 –	USO DO SOLO DA BHDN COM A IMPLANTAÇÃO DO CORREDOR ECOHIDROLÓGICO DA BIODIVERSIDADE (CEB)	138

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 –	PROCESSO HISTÓRICO DO DESFLORESTAMENTO NO ESTADO DO PARANÁ (1890 - 2012)	23
TABELA 2 –	INDICES DE INFILTRAÇÃO PARA DIFERENTES TIPOS DE SOLO, VEGETAÇÃO E USO DO SOLO	34
TABELA 3 –	RESULTADOS DE CONDUTIVIDADE HIDRAULICA E TAXA BÁSICA DE INFILTRAÇÃO	34
TABELA 4 –	ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM PORCENTAGEM EM CADA TRATAMENTO ESTUDADO	35
TABELA 5 –	INFILTRAÇÃO EM PORCENTAGEM EM CADA TRATAMENTO ESTUDADO	35
TABELA 6 –	ESCOAMENTO SUPERFICIAL,% DA PRECIPITAÇÃO E EROSÃO DO SOLO	43
TABELA 7 –	PERDA DE SOLO POR EROSÃO HÍDRICA EM TRÊS COBERTURAS VEGETAIS E CLASSE DE SOLO	44
TABELA 8 –	PERDAS DE SOLO E NUTRIENTES EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS E CONVENCIONAIS	45
TABELA 9 –	CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS ESTUDADAS	68
TABELA 10 –	COMPRIMENTO (EXTENSÃO) DA DRENAGEM (m) NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS	69
TABELA 11 –	CLASSES DE DECLIVIDADE NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS	70
TABELA 12 –	INFRAESTRUTURA VIÁRIA DAS BACIAS ESTUDADAS	71
TABELA 13 –	USO DA TERRA ATUAL NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS ESTUDADAS E PORCENTAGEM EM RELAÇÃO À ÁREA TOTAL DAS BACIAS	71
TABELA 14 –	VALORES MÉDIOS E DESVIO PADRÃO DA ANÁLISE GRANULOMÉTRICA DO SOLO DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS	75
TABELA 15 –	CLASSES DE SOLO E EXTENSÃO DE SUAS ÁREAS E PORCENTAGEM DE OCORRÊNCIA NAS BACIAS HIDRODRÁFICAS	76
TABELA 16 –	VALORES MÉDIOS E DESVIO PADRÃO DA ANÁLISE QUÍMICA DO SOLO DOS TRATAMENTOS	76
TABELA 17 –	LOCALIZAÇÃO DO SISTEMA DE AMOSTRAGEM	84
TABELA 18 –	LOCAL, DATA, HORÁRIO E PRECIPITAÇÃO EM CADA UNIDADE AMOSTRAL	86

TABELA 19 –	MÉDIA DOS DADOS BRUTOS DO PARÂMETRO HIDROLÓGICO	94
TABELA 20 –	CORRELAÇÃO DE <i>SPERMAN</i> ENTRE OS PARÂMETROS E_s , CE_s E $estCE_s$	95
TABELA 21 –	ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS PARÂMETROS HIDROLÓGICOS (TESTE NÃO PARAMÉTRICO DE <i>KRUSKAL-WALLIS</i>)	96
TABELA 22 –	TESTE ESTATÍSTICO DE <i>MANN-WHITNEY (M-W)</i> PARA OS PARÂMETROS HIDROLÓGICOS	97
TABELA 23 –	ANÁLISE ESTATÍSTICA MULTIVARIADA (MANOVA)	104
TABELA 24 –	ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS PARÂMETROS FÍSICOS DO SOLO PARA TRATAMENTOS E PROFUNDIDADES. TESTE DE TUKEY	104
TABELA 25 –	COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO DE <i>SPEARMAN</i> ENTRE OS PARÂMETROS HIDROLÓGICOS E OS PARÂMETROS FÍSICOS DO SOLO	109
TABELA 26 –	VEGETAÇÃO DA BHDN	120
TABELA 27 –	USO DA TERRA DA BHDN E PERCENTAGEM RELATIVA À SUA ÁREA TOTAL	129
TABELA 28 –	USO DA TERRA E PERCENTAGEM RELATIVA À SUA ÁREA TOTAL E USO DA TERRA E PERCENTAGEM EXCLUÍDA A EEC	130
TABELA 29 –	COMPOSIÇÕES DA PAISAGEM COM OS DIFERENTES TRATAMENTOS PESQUISADOS, PARA DETERMINADOS COEFICIENTES DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL	137
TABELA 30 –	USO DA TERRA COM AS ÁREAS DE FLORESTAS PLANTADAS (CEB), CONSIDERANDO EXCLUÍDA A ÁREA DA EEC	139

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
2 OBJETIVOS	20
2.1 GERAL	20
2.2 ESPECÍFICOS	20
2.3 COMPLEMENTAR	20
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
3.1 PRÁTICA DO USO DA TERRA NO PARANÁ	21
3.2 O CICLO HIDROLÓGICO NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS	26
3.2.1 Infiltração – I	29
3.2.1.1 Cobertura do solo e a infiltração	33
3.2.2 escoamento Superficial – Es	36
3.2.2.1 Método Curva Número	37
3.2.2.2 Cobertura do solo e o escoamento superficial	42
3.2.3 Deflúvio/Vazão – Q	45
3.3 ECOHIDROLOGIA	49
3.4 PLANEJAMENTO TERRITORIAL DE BACIAS HIDROGRÁFICAS	52
3.4.1 Serviços dos ecossistemas	53
3.4.2 Uso de florestas	56
3.4.3 Planejamento e gerenciamento de ecossistemas	59
4 MATERIAL E MÉTODOS	65
4.1 CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO	65
4.1.1 Bacias Hidrográficas	66
4.1.1.1 Bacia Hidrográfica do Ribeirão Diamante do Norte (BHDN)	66
4.1.1.2 Bacia Hidrográfica do Ribeirão Maria Acorsi (BHMA)	67
4.1.1.3 Bacia Hidrográfica do Rio Maracanã (BHMC)	67
4.1.2 Morfologia das bacias hidrográficas	68
4.1.3 Uso do solo das bacias hidrográficas	71
4.1.4 Clima e hidrografia das bacias hidrográficas	73
4.1.5 Geologia e solos das bacias hidrográficas	74
4.1.6 Vegetação	76
4.2 EXPERIMENTO DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL	77
4.2.1 Tratamentos – tipos de vegetação	78
4.2.2 Simulador de chuvas	79
4.2.3 Sistema de amostragem	82
4.2.4 Determinação dos parâmetros hidrológicos	85
4.2.4.1 Definição do escoamento superficial e da taxa de infiltração.....	87
4.2.5 Determinação dos parâmetros físicos do solo	88

4.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA	90
4.3.1 Parâmetros hidrológicos	90
4.3.2 Parâmetros físicos do solo	91
4.3.3 Parâmetros hidrológicos X parâmetros físicos do solo	93
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	94
5.1 EXPERIMENTO DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL	94
5.1.1 Parâmetros hidrológicos	94
5.1.1.1 Coeficiente de escoamento superficial	97
5.1.1.2 Tempos do escoamento superficial	99
5.1.1.3 Coeficientes de infiltração	101
5.1.2 Parâmetros físicos do solo	103
5.1.2.1 Densidade do solo	105
5.1.2.2 Porosidade do solo.....	106
5.1.3 Parâmetros hidrológicos X parâmetros físicos do solo	108
6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	110
6.1 QUANTO A ANÁLISE DOS PROCESSOS HIDROLÓGICOS.....	110
6.2 QUANTO AO IMPACTO DO USO DO SOLO NOS PROCESSOS HIDROLÓGICOS	111
6.3. QUANTO AO MODELO DE GESTÃO E PLANEJAMENTO DE USO DA BHDN	112
PROPOSTA DE MANEJO DO ECOSISTEM A DA BHDN	114
1 INTRODUÇÃO	114
2 PRIMEIRA FASE – RECONHECIMENTO CIENTÍFICO DOS PROCESSOS ECOLÓGICOS	115
3 SEGUNDA FASE – CONTEXTO SÓCIO ECONÔMICO E IMPLANTAÇÃO DO PROJETO	118
4 A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DIAMANTE DO NORTE	120
4.1 LOCALIZAÇÃO	121
4.2 CLIMA	122
4.3 GEOLOGIA	123
4.4 RELEVO	123
4.5 SOLOS	124
4.6 VEGETAÇÃO	125
4.7 USO DO SOLO	128
5 ALTERAÇÕES OBSERVADAS NO ECOSISTEMA BHDN	131
6 PROPOSTA DE GESTÃO DO ECOSISTEMA BHDN – ESTRATÉGIA E DIMENSIONAMENTO	135
6.1 ESPACIALIZAÇÃO E DIMENSÕES DA PROPOSTA DE GESTÃO DO ECOSISTEMA BHDN	136
6.2 OBSERVAÇÕES COMPLEMENTARES À PROPOSTA DE GESTÃO DO ECOSISTEMA BHDN	140

6.3 PROPOSTA DE IMPLANTAÇÃO PARA A GESTÃO DO ECOSISTEMA	
BHDN	143
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	145
REFERÊNCIAS	148

1 INTRODUÇÃO

As sociedades contemporâneas, dada a crescente impossibilidade de adaptar suas necessidades às disponibilidades ambientais, frequentemente adotam práticas que resultam em drásticas mudanças nas paisagens naturais que, de forma generalizada, acarretam a degradação de ecossistemas comprometendo as suas funcionalidades.

A produção agropecuária, um dos mais expressivos usos da terra, é responsável pela remoção do ecossistema floresta em várias regiões do planeta. No Estado do Paraná, como exemplo, o avanço da agricultura reduziu os ecossistemas florestais em aproximadamente 91% de sua área original (GUBERT, 2010). Como resultado o que frequentemente se observa são solos degradados com evidência de intensa erosão e empobrecimento, não obstante a utilização de práticas conservacionistas nos sistemas agrícolas.

Nossa história contemporânea tem reportado constantes e trágicos desastres decorrentes da movimentação dos solos que é carregado pela água das precipitações que incidem na superfície e se deslocam num processo de escoamento superficial, reagindo e carregando o material que se encontra no percurso que a água está fluindo.

No Estado do Paraná os trabalhos de controle da erosão hídrica iniciaram em 1963 com o Projeto Noroeste. Em 1975 foi desenvolvido o Programa Integrado de Conservação dos Solos (Proics), que basicamente preconizava a conservação do solo com práticas de terraceamento e plantio em nível. Na sequência foi implantado o Programa de Manejo Integrado dos Solos, que tinha como estratégia o uso do solo baseado em sua capacidade de uso, tendo as bacias hidrográficas como unidades de planejamento.

No período que se seguiu, o Estado do Paraná desenvolveu o mais importante dos seus programas, o Programa de Manejo das Águas, Conservação dos Solos e Controle da Poluição em Microbacias Hidrográficas (Paraná Rural). Financiado pelo Banco Mundial e pelo governo do Estado do Paraná. O programa foi a base de outras políticas públicas de conservação dos recursos naturais que se seguiram.

O principal objetivo do Paraná Rural era controlar a erosão hídrica e reverter o processo de degradação dos recursos naturais renováveis com fundamento em alternativas tecnológicas que aumentassem a produção vegetal, a produtividade agrícola e a renda do agricultor do Estado do Paraná (SABANÉS, 2002). Como principais estratégias propunham o aumento da cobertura vegetal do solo, o aumento na infiltração da água no solo, o controle do escoamento superficial e a redução da poluição.

Os resultados do Paraná Rural foram determinantes na criação, no ano de 1987, do Programa Nacional de Microbacias Hidrográficas (PNMH), que tinha por princípio básico a descentralização das ações para a gestão rural na área da microbacia.

No período de 2002-2008, o Estado do Paraná, com o apoio financeiro do Fundo Mundial para o Meio Ambiente, desenvolveu o Projeto Paraná Biodiversidade que objetivou a formação de corredores de biodiversidade ao longo dos três principais rios do estado ligando as unidades de conservação existentes nas regiões.

O projeto teve como alicerce fundamental na sua estratégia de implantação a conexão dos fragmentos florestais e a reorientação da produção rural para modelos menos impactantes. Também utilizando as bacias hidrográficas como unidade de planejamento, o desenvolvimento das ações do projeto foi baseado no envolvimento da sociedade em um processo de construção de novos modelos de produção.

O Projeto Paraná Biodiversidade foi sucedido pelo Programa de Gestão Ambiental Integrada em Microbacias – PGAIM, o qual tinha como objetivo melhorar a qualidade das águas no Paraná por meio da gestão ambiental integrada. Preconizava o manejo e a conservação adequada do solo, da água e das florestas nos ambientes urbano e rural, intentando a utilização correta das terras, a sustentabilidade dos meios produtivos e a melhoria da qualidade de vida. Também usando as bacias hidrográficas como unidade de planejamento, priorizava as microbacias de captação de água para consumo humano e as microbacias de contribuição de reservatórios de uso múltiplo e previa o trabalho em 61 microbacias (1.569.742,00 ha) até o ano de 2012.

No ano de 2012, foi lançado no Paraná o Programa de Gestão do Solo e Água em Microbacias com a meta da instalação referencial de uma microbacia

hidrográfica em cada um dos 399 municípios do estado. O programa conta, como diferencial, com a contribuição participativa dos produtores rurais, entendendo que são eles que vão determinar a realização ou não da microbacia no município.

Segundo Bertol (2013), o objetivo de aumentar a produção e a produtividade das atividades rurais produzindo mais e preservando o solo, a água e a biodiversidade, é reforçado pela tese que o produtor rural quer uma agricultura sustentável fazendo a parte dele, seja com plantio direto, adotando práticas conservacionistas na propriedade e outros procedimentos tecnológicos fundamentais de sustentabilidade econômica, social e ambiental.

Embora os requisitos básicos para o manejo de ecossistemas nos conceitos correntes estivessem presentes nas estratégias utilizadas em todos esses trabalhos, a pouca eficiência constatada nos resultados indicam a necessidade de ativamente engajar mais ciência no planejamento para a gestão desses ecossistemas.

Os reflexos da pouca eficiência desses trabalhos podem ser claramente constatados nos diagnósticos das bacias hidrográficas do Paraná, os quais mostram seus principais rios com a vida severamente afetada pela contaminação por agrotóxicos e pelo assoreamento, especialmente nas regiões agrícolas do estado (IPARDES, 2010).

Dessa constatação é deduzido que os trabalhos desenvolvidos por esses projetos e programas foram baseados, possivelmente, em estratégias decididas em cima de julgamentos profissionais originados de tendências derivadas de experiências próprias, em vez de se valer do conhecimento científico com a clara articulação das teorias ecológicas. Compreender claramente essa dinâmica é preponderante quando se objetiva o planejamento de paisagens alteradas pelo uso da terra.

Uma estratégia corrente utilizada por esses e por outros projetos, pelo mundo afora, é de implantar áreas florestais (VAN DIJK; KEENAN, 2007; ILSTEDT *et al.*, 2007). Com o mesmo propósito, o Brasil desde 1965 tem a própria legislação florestal observando a necessidade de se manter áreas mínimas cobertas por florestas nativas, bem como algumas áreas estratégicas para a conservação dos recursos naturais, notadamente a água.

As florestas sempre estiveram envolvidas com o suprimento de serviços e produtos que acompanham os homens desde seu nascimento até o final de seu ciclo no ecossistema terrestre. As florestas sempre foram utilizadas para o

abastecimento de inúmeros produtos diretos e indiretos, tais como alimentos, fertilizantes, energia, material de construção, matéria prima para indústrias locais, como também para a provisão de serviços como habitação de alguns povos, cercas vivas, sombra, gerenciamento da água e do solo, quebra vento etc.

Contudo, sempre se deve ter claro que a obtenção e a utilização desses produtos e serviços são muitas vezes concorrentes e a sua exploração, quando inadequadamente gerenciada, pode acarretar prejuízos aos ambientes, especialmente com a perda de funcionalidades das florestas, muitas vezes exclusivas desses ecossistemas. Soma-se a isso a concorrência que remove as florestas para a liberação de áreas, quer para a instalação dos serviços e moradia das sociedades modernas quer para a produção de alimentos e outros bens de consumo.

A razão do insucesso do alcance desse entendimento, no viés do contexto ora discutido, é que o planejamento e o gerenciamento dos ecossistemas não têm sido desenvolvidos com a necessária clareza a respeito de que funcionalidade se pretende obter da floresta. Sempre propondo a sua implantação com a única certeza de que esses serviços existem e estão na floresta, sem reconhecer a sua dimensão, as suas relações com o processo natural danificado e principalmente a forma como atua nos ecossistemas.

Dessa forma o que se tem são projetos que buscam replicar ambientes pouco alterados como referência, em vez de se valer de uma sólida base científica que identifique: quais são os danos que se busca evitar; que processos naturais se encontram envolvidos nesse dano; qual o grau de alteração que se observa nos processos naturais envolvidos; que funcionalidades e que sistemas as detêm e são necessárias para sanar as alterações observadas nos processos naturais, e, finalmente, dimensionar as grandezas de todos os seus parâmetros.

A necessidade dessa base científica, conforme menciona Carpenter (2002), decorre de que os limites da previsão ecológica são pouco conhecidos e frequentemente apresentam uma variância muito elevada, determinando resultados probabilísticos para as previsões quantitativas.

Finalmente, dos fatos discutidos, há que se desenvolverem protocolos que foquem, em um primeiro plano, na integração da ciência ecológica e no planejamento da gestão de ecossistemas, e desta forma buscar minimizar as incertezas e clarear os riscos que envolvem grande parte das decisões do manejo

ecológico (PETERSON; CARPENTER; BROCK, 2003). Desta maneira, possibilitando aos planejadores e gestores mais consistência na definição do objetivo e das estratégias de trabalho, passo decisivo para o sucesso de qualquer iniciativa de gestão concorrente de ecossistema com múltiplos recursos (STANFORD; POOLE, 1996).

2 OBJETIVOS

2.1 GERAL

Avaliar a efetividade do ecossistema florestal na manutenção dos processos hidrológicos que participam ativamente da erosão, do transporte, e da deposição de sedimentos no leito dos rios, visando dar mais consistência ao planejamento do uso da terra e eficiência aos trabalhos de controle da erosão hídrica do solo em bacias hidrográficas.

2.2 ESPECÍFICOS

- Avaliar o efeito de diferentes usos da terra sobre os processos hidrológicos de escoamento superficial e infiltração;
- Avaliar os parâmetros físicos dos solos (textura e estrutura) e a sua correspondência com os processos hidrológicos de escoamento superficial e infiltração para os diferentes usos da terra estudados;
- Identificar os mecanismos ecológicos que são efetivos na partição dos processos hidrológicos do escoamento superficial e da infiltração.

2.3 COMPLEMENTAR

- Desenvolver, com base nos resultados obtidos, uma proposta de planejamento do uso da terra com foco no controle dos processos que potencialmente atuam na erosão hídrica em uma bacia hidrográfica.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 PRÁTICA DO USO DA TERRA NO PARANÁ

O uso da terra no Estado do Paraná, como em outras regiões do Brasil, foi realizado sem critérios no que se refere à resiliência dos recursos naturais para manutenção da potencialidade de suas funções (BORMANN *et al.*, 2007). A utilização do espaço físico dos ambientes naturais para a produção de alimentos, produção energética, abrigo, locomoção, entre outras essencialidades da sobrevivência humana, ocorreu como se a disponibilidade dos recursos naturais fosse ilimitada, acarretando frequentemente na degradação desses ambientes que é manifestada em desequilíbrios na biosfera, na hidrosfera e na litosfera, sobretudo na sua porção mais frágil – o solo (ALVES; SUZUKI; SUZUKI, 2007). Esses ecossistemas (ambientes naturais) sustentam e suprem a vida humana através de um complexo conjunto de condições e processos (DAILY *et al.*, 1997) que quando alterados, afetam processos biogeoquímicos e mecanismos ecológicos que se refletem no ciclo hidrológico acarretando severos danos à qualidade dos solos e da água (BHAT *et al.*, 2006).

As práticas da agricultura moderna trocam o aumento na produção de alimentos, em curto prazo, por perdas em longo prazo dos serviços ambientais, incluindo serviços que são essenciais à própria agricultura (FOLEY *et al.*, 2005). Segundo a Millennium Ecosystem Assessment (2005), aproximadamente 60% dos serviços prestados pelos ecossistemas (abastecimento, ordenamento, cultural, suporte etc.), estão sendo degradados ou usados inadequadamente. Agravando essa adversidade, o que se observa é que a degradação coincide com o aumento da demanda dos serviços dos ecossistemas que são essenciais aos processos de desenvolvimento. Apesar dos aumentos verificados na produção das safras, na pastagem, na aquicultura e no sequestro de carbono, as mudanças no meio ambiente decorrentes dos usos da terra têm intensificado a degradação dos ecossistemas (CARPENTER; FOLKE, 2006). Os efeitos dessa degradação resultam em alterações que vão desde mudanças na composição atmosférica até extensas modificações nas paisagens terrestres e aquáticas (VITOUSEK *et al.*, 1997).

O que se pode, ainda, observar são essas alterações que comprometem o arranjo natural na divisão dos caminhos das precipitações (SAHIM; HALL, 1999) se refletindo no fluxo da água na superfície do solo; afetando a recarga do lençol freático e a descarga dos rios (VAN DIJK; KEENAN, 2007); o tempo de residência da água no solo e a evapotranspiração (BRUIJINZEEL, 2004; DYE; VERSFELD, 2007); promovendo violações nos padrões da qualidade da água (DeFRIES; ESHELMAN, 2004), e por fim determinando o aumento da erosão dos solos com seus catastróficos efeitos.

O total da área afetada pela erosão hídrica no mundo é de 1094 milhões de ha, dos quais 751 milhões de ha são considerados severamente afetados (LAL, 2003). No Brasil a média de perda de solo é estimada em 25 toneladas $ha^{-1} ano^{-1}$ (SANTOS, 2006), com consequências que afetam 46 milhões de pessoas (SMALL, 2008). A poluição de rios e lagos também ocorre, em grande parte, pelo escoamento superficial que favorece a contaminação das águas superficiais pela adsorção dos agroquímicos às partículas do solo erodido, ou por meio da solução do solo (SPADOTTO *et al.*, 2004). Segundo o que observa Cerdeira *et al.*, (2005), 2% dos agrotóxicos aplicados nas culturas estudadas é carregado para o corpo hídrico.

Ainda assim, as mudanças no uso da terra são presentes e alarmantes, principalmente na conversão de áreas florestais em áreas agrícolas. De acordo com a FAO (2010) no período de 2005 – 2010, o desmatamento chegou a atingir a taxa de aproximadamente 13 milhões de hectares por ano, sendo que 4,0 milhões por ano ocorreram na América do Sul. O Brasil, apesar do ritmo do desmate estar decrescendo, ainda ostenta os maiores índices de desmatamento no mundo (FAO, 2010).

No Estado do Paraná o desmatamento foi rápido e desastroso. O processo de ocupação do território paranaense ocorreu em época relativamente recente, pois até o início deste século, a atividade econômica esteve restrita a menos de um terço da área do Estado, e se concentrou no litoral e na região sul (MAACK, 2002).

A partir de 1930, com a colonização da região norte, iniciou-se a fase acelerada da destruição das matas paranaenses (MAACK, 2002; CODESUL, 1989) (TABELA 1). A evolução da área desmatada no Estado do Paraná sempre apresentou uma tendência crescente, sendo as inflexões apresentadas devidas a ajustes efetivados, como o da área do Estado do Paraná que em 1998 incluiu as ilhas (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE, 1998). Outros fatores, as técnicas

de geoprocessamento utilizadas, que no Levantamento da Cobertura Vegetal Nativa do Bioma Mata Atlântica objetivou um mapeamento na escala 1:250.000, não sendo mapeados remanescentes com área inferior a 40,00 ha. O Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica que adotou um critério mais conservador, mapeando as áreas de vegetação que possuem menor interferência antrópica e maior capacidade de proteger parte da sua biodiversidade original (ACCIOLY, 2013).

Por fim, em seu trabalho, Accioly (2013) apresentou como resultado de todo esse processo de desmatamento, o remanescente de cobertura florestal de 18,51% da área total estado (TABELA 1).

TABELA 1 – PROCESSO HISTÓRICO DO DESFLORESTAMENTO NO ESTADO DO PARANÁ (1890 - 2012). Adaptado de Campos, 1997.

Ano	Floresta virgem (km ²)	Floresta devastada (km ²)	Índice anual de desflorestamento (km ²)	Cobertura florestal (%)
1890	167.824	-	-	83,41 ¹
1930	129.024	38.800	970	64,12 ¹
1937	118.022	49.801	1.571	58,65 ¹
1950	79.834	87.990	2.938	39,67 ¹
1965	48.136	119.688	2.113	23,92 ¹
1980	23.943	143.881	1.613	11,90 ²
1985	16.468	151.356	1.495	8,39 ³
1990	15.030	152.794	287	7,59 ³
1995	17.694	-	-	8,93 ⁴
2001	4.392	-	-	2,22 ⁵
2008	1.964	-	-	10,04 ⁶
2010	1.960	-	-	9,97 ⁷
2012	2.012	-	-	18,51 ⁸

¹ MAACK (2002)

² Inventário de Florestas Nativas (IBDF) (GUBERT 2010)

³ FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE (1992/93)

⁴ FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE (1998).

⁵ Estado atual da vegetação no Paraná Paulo Roberto Castella, relatório interno 40pag, (SEMA 2005).

⁶ FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE-2005/08 (2009)

⁷ FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE-2008/10 (2011).

⁸ ACCIOLY (2013).

Sobre estes valores o autor comenta que os mesmos:

“correspondem aos remanescentes de comunidades arbóreas de espécies nativas, desconsiderando a tipologia à qual pertençam estas comunidades, sendo inclusas não apenas aquelas de estrutura florestal, mas também todas aquelas de porte arbóreo, tais como, restinga arbórea, manguezais e caxetais. O mapeamento realizado no presente trabalho considerou como remanescentes todas as áreas de comunidades arbóreas de espécies nativas adensadas, visto que não é possível avaliar remotamente o grau de

interferência antrópica, sem que haja uma verificação *in loco*” (ACCIOLY, 2013, p.74).

Na região estudada, no Noroeste do Estado do Paraná, o uso da terra seguiu os mesmos ciclos econômicos que influenciaram a colonização do Estado. Dada à fertilidade inicial dos solos da região, a ocupação das terras foi rápida e pouco foi observado quanto à necessidade de se preservar um mínimo de cobertura vegetal. Aparentemente não foi levado em conta que as classes dos solos da região noroeste apresentavam sérias restrições ao uso em sistemas de produção que exigem intenso preparo do solo, sobretudo pela acentuada suscetibilidade à erosão. Na verdade são de solos de baixa fertilidade natural que têm na matéria orgânica a principal fonte de nutrientes. Assim, logo após o desmatamento e com o uso contínuo e inapropriado os solos tornaram-se depauperados (IAP, 1997).

Com o declínio da cafeicultura os plantios de café foram substituídos por culturas temporárias e finalmente por pastagens, os quais atualmente dominam a paisagem regional.

O Noroeste do Estado do Paraná é considerado uma das regiões mais críticas no que tange a suscetibilidade à erosão hídrica dos solos (EMBRAPA, 1984; FASOLO *et al.*, 1988). A região representa 17,6% da superfície do Estado do Paraná e apresenta 71,4% do seu território coberto por solos derivados do Arenito Caiuá (ARAUJO; TORMENA; SILVA, 2004). Os solos originados do Arenito Caiuá tem o conteúdo de areia que alcançam índices da ordem de 85% a 90% (FONSECA; CZUY, 2005). Associado a esta condição de fragilidade dos solos as propriedades rurais da região, que têm a sua maior extensão perpendicular ao corpo hídrico, isto é no sentido da inclinação do terreno (FIDALSKI, 1997), favorecendo o processo erosivo. Desta maneira o que se observa é que o uso da terra na região ocorreu com a retirada das florestas em toda a extensão da inclinação da propriedade, incluindo as áreas ciliares, expondo um solo de alta suscetibilidade à erosão hídrica.

Finalmente, essa desordenada ocupação associada às condições climáticas, à natureza do solo e, principalmente, ao uso e manejo adotados causaram desequilíbrios no ecossistema, modificando as propriedades dos solos em diferentes intensidades (ARAUJO; TORMENA; SILVA, 2004). Isto se refletindo no comportamento hidrológico das bacias hidrográficas, que conforme menciona Bormann *et al.* (2007), as mudanças nas propriedades do solo decorrentes do uso

da terra resultaram em mudanças de mesma ordem de magnitude nos componentes do balanço hídrico.

Embora as práticas de conservação no manejo dos solos estejam presentes na atividade agropecuária, o que ainda se observa são solos degradados que mostram evidências de intensa erosão e empobrecimento (TORMENA *et al.*, 2002; CRUZ *et al.*, 2003; ARAUJO; TORMENA; SILVA, 2004).

A deterioração dos solos se reflete na diminuição da produtividade agrícola, no êxodo rural e na insegurança alimentar (LAL, 2005). Acarretam grandes prejuízos aos recursos naturais e ecossistemas básicos (PORPOTATO *et al.*, 2001) e causam a perda da diversidade genética e de espécies (DAILY *et al.*, 1997). A degradação dos solos também traz implicações às mudanças climáticas, uma vez que a perda de biomassa e de matéria orgânica do solo libera carbono na atmosfera, além de afetar a qualidade da terra (LAL, 2003) e a sua capacidade de reter água e nutrientes. Em termos práticos, a qualidade dos solos que pode ser julgada pelos impactos na produção agrícola e dos alimentos, na qualidade do ar e na erosão, também afeta a qualidade da água subterrânea e de superfície (WANG *et al.*, 2003).

De acordo com estudos da Universidade de Brasília, no Brasil o prejuízo com a erosão e a sedimentação chega a cerca de R\$ 12 bilhões anuais. Para cada quilo de grão produzido o país perde de 6 a 10 quilos de solo (EBC, 2009).

As estimativas dos custos da erosão do solo, realizadas entre 1933 e 2010, acusaram que o maior dos custos foi o da União Europeia, 45,5 bilhões de dólares ao ano. Nos Estados Unidos, os valores chegam a 44 bilhões de dólares ao ano. No Brasil, no Estado do Paraná, os custos atingem 242 milhões de dólares ao ano, e no Estado de São Paulo, 212 milhões de dólares ao ano (EBC, 2009). Esses valores e informações mostram, acima de tudo, que medidas adicionais às práticas de conservação de solo que são utilizadas no manejo da terra devem ser tomadas para que o sistema de produção agropecuário seja sustentável (TELLES; GUIMARÃES; DECHEN, 2011).

3.2 O CICLO HIDROLÓGICO NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS

As mudanças decorrentes do uso da terra trazem consequências para os sistemas biofísicos em diversas escalas. Os efeitos dessas mudanças são observados com mais frequência sob a ótica das mudanças climáticas e da perda de habitats. Contudo, a ação antrópica também impacta significativamente o ciclo hidrológico em uma bacia hidrográfica (BORMANN *et al.*, 2007), promovendo alterações na disponibilização da água nos processos da infiltração e do escoamento superficial (BRUIJINZEEL, 2004; DEFRIES; ESHELMAN, 2004; VAN DIJK; KEENAN, 2007; DYE; VERSFELD, 2007; RIZZI, 2013b).

Nos estudos hidrológicos, especialmente das interações de seus processos com as funções e os mecanismos ecológicos, as bacias hidrográficas oferecem a possibilidade da medição quantitativa e controlada de parâmetros como escoamento superficial e infiltração, bem como a estimativa de processos erosivos e de evapotranspiração. Em experimentos manipulativos, quando combinado com um adequado método de estudo, a bacia hidrográfica propicia consistência à magnitude do poder das pesquisas ecológicas, em vista da efetiva possibilidade no controle das intervenções a que são submetidos esses ambientes (BORMANN; LIKENS, 1967; CARPENTER *et al.*, 1995; STANFORD; POOLE, 1996; BORMANN, 1996; LIKENS, 2004).

Nesses estudos, é essencial conhecer o ciclo hidrológico localmente, isto é, no sistema bacia hidrográfica que é composto pelo que se estabelece nas suas unidades menores e homogêneas (pastagem, floresta, agricultura outros usos). Em uma bacia hidrográfica o ciclo hidrológico, considerando a massa de água constante, pode ser descrito pela equação (LIMA, 1986; MOLCHANOV, 1993; AZAGRA; HEVIA, 1996; RIZZI, 2013b):

$$P_p = I_t + I + E_s + ET \quad (1)$$

onde: P_p é a precipitação meteorológica horizontal (neblina, orvalho...) e/ou vertical (chuva, granizo e neve) em mm ou l/m^2 em um dado intervalo de tempo; I_t corresponde a interceptação da precipitação pela vegetação, em mm ou l/m^2 . Trata-se da fração da precipitação vertical que não chega ao solo, sendo armazenada na

vegetação e posteriormente evaporada; I corresponde à quantidade de água ou fração da precipitação que se infiltra no solo, sendo também expressa em mm ou l/m^2 ; E_s representa a quantidade de água ou fração da precipitação que escorre pela superfície do terreno ou solo, denominado escoamento superficial e se mede em mm ou l/m^2 ; ET é a evapotranspiração real em mm ou l/m^2 , trata-se da fração da precipitação evaporada diretamente do solo, da vegetação e/ou de uma massa livre de água, mais aquela tomada do solo pelas plantas e transpirada para a atmosfera.

Considerando a precipitação que é interceptada pela vegetação, a fração que atinge o solo é denominada precipitação efetiva P_e e pode ser determinada pela igualdade matemática $P_e = P_p - I_t$ (mm ou l/m^2). Considerando ser essa diferença conceitual, a precipitação efetiva pode então ser descrita como (AZAGRA; HEVIA, 1996; RIZZI, 2013b):

$$P_e = I + E_s + ET \quad (2)$$

Isto permite dizer que o balanço hídrico pode se modificar segundo as características do terreno onde ele está ocorrendo, segundo o espaço de tempo e o ciclo que se considera. Por exemplo, no caso de um solo inclinado, impermeável e sem vegetação onde, $P = P_e$; $I_t = 0$; $I = 0$; $T = 0$ a equação seria obtida por $P_e = E_s + E$. Por outro lado, em um solo inclinado, permeável e sem vegetação onde, $P = P_e$; $I_t = 0$; $I \neq 0$; $T = 0$, a equação seria obtida por $P_e = E_s + I + E$.

O balanço da água em uma bacia hidrográfica pode ser deduzido similarmente ao armazenamento de água em um reservatório, cujas entradas e saídas estariam representadas pela equação (AZAGRA; HEVIA, 1996):

$$\Delta V = (E_s + P_i \cdot S_v) - (Q + E_i \cdot S_v + I_i \cdot S_v) \quad (3)$$

onde representando as entradas: E_s é o aporte de água no reservatório pelo escoamento superficial, no intervalo $(i, i+1)$, em litros; $P_i \cdot S_v$ é o volume de água que entra no reservatório no intervalo $(i, i+1)$ decorrente de precipitações; P_i é a precipitação em mm ou l/m^2 ; S é a superfície anexada ao reservatório ou área de influência de drenagem. E representando as saídas: Q é o volume de água emitido pela represa, tanto pelos aliviadinhos como pelo deságue de fundo durante o tempo

considerado, em litro; $E_i \cdot S_v$ é o volume de água perdido por evaporação direta desde a superfície da represa (litro) multiplicado por E_v em l/m^2 ; $I \cdot S_v$ é o volume de água perdido por infiltração no terreno (litro) multiplicado I_i em l/m^2 ou mm (FIGURA 1).

Se ΔV negativo, as saídas de água são superiores às entradas e, portanto, há estiagem e seca que, ao se prolongarem, produzem restrições exaustivas de controle dos usos da água. Se, pelo contrário, ΔV positivo, as reservas de água na represa estarão aumentando, podendo ser disponibilizada mais água para a região. O volume de água ao final do período especificado será:

$$V_{i+1} = V_i + \Delta V, \quad (4)$$

sendo V_i o volume de água no início do período estabelecido.

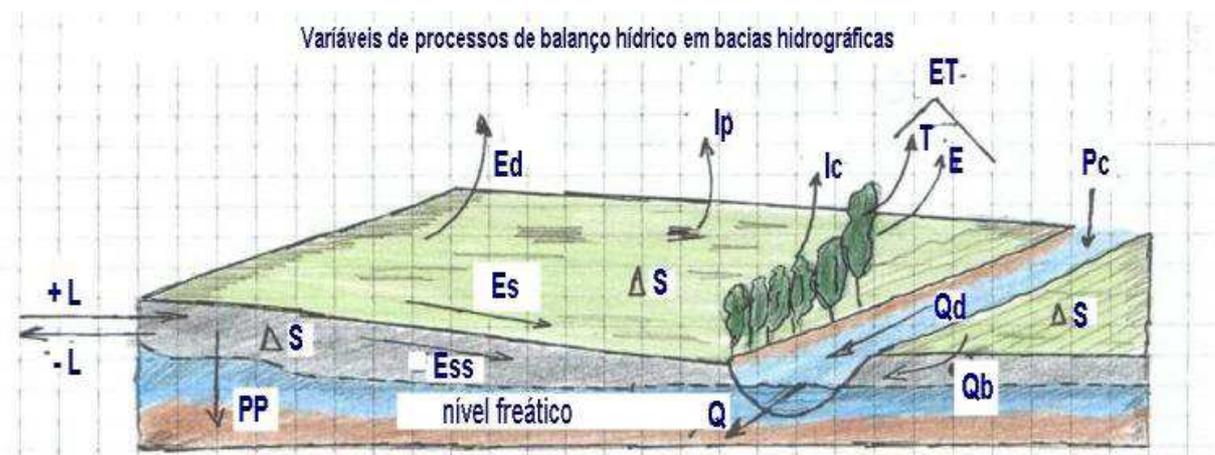


FIGURA 1 - ENTRADAS, ARMAZENAMENTO E SAÍDA DE ÁGUA DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA
Fonte Rizzi (2013b).

Os solos são poderosos reservatórios de água. Parte dos 119000 km³ da água precipitada sobre a superfície dos continentes é absorvida pelos solos e gradualmente liberada para as raízes das plantas, para os aquíferos e para os corpos hídricos (DAILY *et al.*, 1997; SHIKLOMANOV, 1999). Assim, considerando a água armazenada no solo (ΔS), o ciclo hidrológico em uma bacia hidrográfica pode ser representado pela equação simplificada do balanço da água, conforme se segue (JOFFRE; RAIMBAL, 1993; BRADY; WEIL, 2002):

$$P_e = ET + \Delta S + E_s + D \quad (5)$$

onde: P_e – precipitação efetiva; ET – evapotranspiração, ΔS – água armazenada no solo; E_s – escoamento superficial; e D – drenagem profunda (percolação). A equação (5) tem a precipitação como o componente principal e os demais termos complementares, isto é, o aumento de um implica necessariamente na alteração dos demais, permitindo que os termos do balanço da água sejam descritos de acordo com os interesses do trabalho a ser realizado.

3.2.1 Infiltração - I

No presente estudo, onde se investiga a dinâmica da infiltração em relação ao uso da terra, o processo hidrológico pelo qual a água entra no espaço poroso do solo e torna-se a água do solo se reveste de relevância. Assim, ao se incorporar nas características da precipitação, os mecanismos que produzem a infiltração ($I = P_e - E_s$) a equação (5) pode apresentar a derivação:

$$\Delta S = I - ET - D \quad (6)$$

Desta forma, passa-se a observar os resultados relativos ao comportamento da água em relação ao uso da terra, através da análise da infiltração (RODRIGUEZ-ITURBE, 2000).

A infiltração, processo pelo qual a água entra na superfície do solo, é um processo rápido resultado da combinação das forças gravitacional (gravidade) e matricial (força em que a água é retida no espaço poroso do solo – a capilaridade do solo) (RIZZI, 2013; DISKIN; NAZIMOV, 1995). O conceito de infiltração no ciclo hidrológico foi introduzido por Horton em 1933, Rizzi (2013), e a velocidade com que ela ocorre é chamada de capacidade de infiltração ($fc = mm/h$). Tipicamente no início é alta e na medida em que os macroporos do solo vão sendo preenchidos, a infiltração diminui tendendo a ser constante (BROOKS et al., 2003).

Segundo Rizzi (2013), os principais fatores que afetam a taxa de infiltração são: a qualidade da água (limo, químicos,...), em geral o fator mais limitante (em solo seco a energia da água da chuva dispersa substâncias coloidais que tendem a entupir os poros do solo reduzindo a infiltração); a textura e estrutura do solo (porosidade); a umidade antecedente do solo; a atividade biológica e matéria

orgânica; a presença de cobertura morta e vegetação; a hidrofobia do solo; o congelamento do solo; o ar retido no solo; a compactação e o impacto da gota d'água.

A infiltração ocorre tão rápido quanto a água possa se movimentar através dos macroporos do solo ou ser drenada, pela força da gravidade, no movimento de percolação (NIEHOFF *et al.*, 2002; ALAOUI; HELBLING, 2006). Trata-se de um caso especial e transitório de movimento da água que ocorre na superfície do solo, é um processo que severamente influencia a disponibilidade de água para as plantas, o escoamento superficial, a erosão e o assoreamento dos corpos hídricos (BRADY; WEIL, 2002).

A infiltração é o termo positivo do mecanismo de abastecimento da água do solo. Brady; Weil (2002) referem-se aos solos como poderosos reservatórios que ajudam a moderar os efeitos adversos do excesso e da deficiência de água, o que determina a infiltração como uma variável chave das características físicas do solo que influencia a recarga do lençol freático, atenua a perda de água das camadas superficiais do solo pela erosão e particiona o escoamento superficial em lento e de rápido fluxo (ILSTED *et al.*, 2007). A infiltração é fortemente influenciada pelos usos da terra (NIEHOFF *et al.*, 2002; SCHWARTZ; EVETT; UNGER, 2003; MULUNGU; ICHIKAWA; SHIIBA, 2005).

A água, após infiltrar no solo, tem seu fluxo guiado pelas características físicas do solo, sendo a sua densidade o parâmetro básico dessa orientação (DORAN; PARKIN, 1994; ALVES; CABEDA, 1999). A densidade é uma propriedade física do solo que envolve processos biológicos, químicos e físicos ocorrentes no ecossistema, e quando alterada afeta outras propriedades dos solos, como por exemplo, a sua porosidade total (ANJOS *et al.*, 1994).

Aumentos nos valores da densidade dos solos decorrentes de seu uso, normalmente indicam um ambiente impróprio para o desenvolvimento de raízes e indesejáveis para as funções hidrológicas do solo. Acarretam reduções na aeração do solo e mudanças na dinâmica da água do solo, o que pode afetar a recarga do lençol freático e o potencial erosivo do solo (ILSTEDT *et al.*, 2007). Devem servir de sinal de alerta aos planejadores do uso do solo (BRADY; WEIL, 2002).

Maiores valores de densidade e menores de porosidade total e de macroporosidade foram verificados por Araujo; Tormena; Silva (2004) em solos sob cultivo em comparação com solos sob mata nativa. Estas modificações têm

consequências para a infiltração e o fluxo da água nesses solos (WEILER; NAEF, 2003; ALAOUI; HELBLING, 2005).

A infiltração e o fluxo da água no solo são descritos por vários modelos (Green e Ampt; Horton; Mein e Larson; Green-Ampt Mein-Larson) (VAN DEN PUTTE *et al.*, 2013) os quais diferem pouco na sua conceituação e basicamente assumem que a água flui através do solo em um fluxo geométrico de dois domínios que são determinados pela matriz do solo e pela estrutura do solo (CAMEIRA *et al.*, 2000). Esses domínios têm seus limites demarcados pela altura da pressão da água nos poros do solo, ou um equivalente em diâmetro dos poros. A matriz do solo compreende poros de diâmetros menores ou igual a 0,3 mm e os macroporos aqueles maiores que 0,3 mm (REYNOLDS *et al.*, 2002). Segundo os autores esses domínios podem ter funções diferentes em termos de armazenamento e fluxo de ar e água no solo, ambos têm um importante impacto no transporte de água e nutrientes dentro dos solos.

No armazenamento e no fluxo de ar e água no solo, os macroporos definidos pela estrutura dos solos prevalecem sobre os macroporos da matriz do solo (BORMANN; KLAASSEN, 2008). Os macroporos da estrutura do solo se tratam de importantes componentes que decisivamente influenciam a infiltração da água; dependem essencialmente da matéria orgânica e atividade biológica (LÉONARD; PERRIER; RAJOT, 2004; CHAN, 2004; BASTARDIE; RUY; CLUZEAU, 2005). Depois que a infiltração atinge o estado de estabilização, apenas os macroporos contínuos estarão conduzindo a água e contribuindo para a infiltração (CAMEIRA *et al.*, 2000). As práticas utilizadas no cultivo da terra modificam a distribuição do tamanho de poros, especialmente dos macroporos originados biologicamente (BORMANN; KLAASSEN, 2008). A redução do aporte de materiais orgânicos e a perda de matéria orgânica em função do intensivo uso da terra também afetam a estrutura do solo (ILSTEDT *et al.*, 2007) e modificam a qualidade dos solos (DORAN; ZEISS, 2000).

Mudanças na qualidade do solo, invariavelmente, são consequências da retirada das florestas para a introdução de sistemas agropecuários (DORAN; PARKIN 1994). Esses autores definiram como qualidade do solo a sua capacidade de ser funcional para preservar a produtividade biológica, a qualidade ambiental e promover a saúde das plantas, animais e humana, dentro dos limites impostos pelo ecossistema e pelo uso da terra. Este conceito sempre apresenta como critério a

habilidade do solo de reter, fornecer e liberar água para as plantas e para o subsolo bem como de nutrientes para as plantas (DORAN; ZEISS, 2000; DORAN 2002; WANG *et al.*, 2003; WEILER, 2005; BARRIOS *et al.*, 2006; ZORNOZA *et al.*, 2007). Dado que o solo detém um balanço próprio entre suas propriedades físicas, químicas e biológicas, a indicação de sua qualidade também poderia ser composta pela combinação de fatores como o índice de infiltração da água no solo e a aeração do solo (BARRIOS *et al.*, 2006). A infiltração da água é um dos fenômenos que melhor reflete o efeito das modificações nas condições físicas do solo (ALVES; CABEDA, 1999).

A maioria dos estudos sobre o comportamento dos processos hidrológicos em resposta aos usos da terra analisa os efeitos da mudança da cobertura vegetal sem considerar que essas mudanças também afetam outras características associadas da paisagem (BORMANN *et al.*, 2007), determinando um conjunto de interações que são fundamentais no contexto dessas análises. Em termos de disponibilidade de água, a resposta dos ecossistemas não é unicamente controlada pela escassez de chuvas, mas também pela sua variabilidade temporal, pelas mudanças de temperatura durante o ano e pelas características do solo que controlam os processos de infiltração (RODRIGUES-ITURBE, 2000). Parte do total da água doce (33%) que se movimenta ativamente dentro do ciclo da água (BRADY; WEIL, 2002) refere-se à parcela da água precipitada sobre a superfície da terra e que é retida pelos solos e gradualmente liberada para as raízes das plantas, para os aquíferos e para os corpos hídricos (DAILY *et al.*, 1997).

Outro importante parâmetro a ser considerado para os efeitos de análise do ciclo hidrológico é a taxa de infiltração dos solos que pode ser estimado através do método da avaliação do Escoamento Superficial (**Es**) versus Precipitação (**Pp**), onde o escoamento superficial é coletado para determinar as taxas de infiltração, que é dada pela diferença entre o escoamento superficial e a intensidade da precipitação (HOLDEN; BURT, 2002; BROOKS *et al.*, 2003).

As taxas de infiltração podem ser obtidas com os dados do escoamento superficial produzido a partir de precipitações controladas com a utilização de simuladores de chuva.

O uso de simuladores de chuvas tem sido largamente utilizado por cientistas em estudos de erosão e hidrologia dos solos, desde os anos 30. É uma ferramenta muito eficiente e útil para diferentes disciplinas como agronomia, hidrologia e

geomorfologia (HOLDEN; BURT, 2002; DELAUNE *et al.*, 2004; SUTHERLAND; ZIEGLER, 2006; JORDÁN; MATÍNEZ-ZAVALA, 2008; MARTINEZ-MURILLO *et al.*, 2013; ISERLOH *et al.*, 2012; CORONA *et al.*, 2013).

Não obstante às críticas havidas aos métodos de simulação de chuvas (Hall, 1970), a sua eficácia é reconhecida no controle da intensidade total e duração de precipitações artificiais, bem como de variáveis como o tamanho e a distribuição das gotas (FOSTER *et al.*, 2000). O método também é utilizado em experimentos que têm gerado relevantes informações para o entendimento dos efeitos de diferentes fatores dos processos hidrológicos e da erosão (MARTINEZ-MURILLO *et al.*, 2013). Apesar dos dados obtidos de chuvas simuladas não ser facilmente extrapolável para condições naturais (JORDÁN; MATÍNEZ-ZAVALA, 2008), as pequenas áreas amostrais fornecem detalhadas informações sobre os processos que governam a infiltração com a possibilidade de replicar medições para diferentes condições de uso da terra. Permitem, ainda, avaliar os efeitos de fatores específicos relativos ao escoamento superficial e à erosão (LANGE *et al.*, 2003; ISERLOH *et al.*, 2012).

3.2.1.1 Cobertura do solo e a infiltração

Embora um solo possa apresentar excelentes condições internas de transmissão e de armazenamento de água, as condições de superfície podem reduzir a taxa de infiltração. A vegetação é um dos fatores importantes que podem influir sobre esta condição superficial do solo. De fato, as presenças de vegetação e da camada de material orgânico fornecem proteção contra o impacto das gotas da chuva, reduzindo a compactação (LIMA, 2008).

Em seu trabalho sobre as influências da vegetação e do uso da terra nas propriedades do solo e na infiltração da água, Neris *et al.* (2012), concluíram que as condições naturais dos solos que estudaram apresentavam alta capacidade de infiltração. Contudo, mostrou grande susceptibilidade às mudanças havidas nas condições ambientais, com resultados mostrando os reflexos dos impactos devidos às mudanças no uso da terra, da condição de floresta nativa para a agricultura e mesmo, com a troca do tipo de vegetação florestal dominante, TABELA 2.

TABELA 2 – ÍNDICES DE INFILTRAÇÃO PARA DIFERENTES TIPO DE SOLO, VEGETAÇÃO E USO DO SOLO. Fonte NERIS *et al.* (2012).

Solos	Índices de Infiltração mm.h ⁻¹											
	Floresta Nativa				Plantio de Pinus				Agricultura			
	med	max	min	dp	med	max	min	dp	med	max	min	dp
Udands	796	1224	480	279	188	380	80	106	67	110	40	32
Ustands					150	205	108	47	68	105	21	28

Obs. med = média; max = máxima; min = mínima; dp = desvio padrão.

Da mesma forma que a taxa básica de infiltração (TBI), a condutividade hidráulica saturada (K_{sat}) é maior em áreas florestadas, quando comparada com áreas agrícolas. Isso se deve ao fato de que nas áreas florestadas ocorre um conjunto de características que favorecem a porosidade dos solos como um sistema radicular mais desenvolvido, maior presença de matéria orgânica e uma maior quantidade de serapilheira (LAWALL *et al.*, 2009). Os resultados são os que constam da TABELA 3.

TABELA 3 – RESULTADOS DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA (K_{sat}) E TAXA BÁSICA DE INFILTRAÇÃO. Fonte LAWALL *et al.* (2009).

Cobertura e uso do solo	K_{sat} (10^{-5} cm/s)		Taxa Básica de Infiltração (cm/h)
	20 cm	50 cm	
Horticultura (couve)	0,54 . 10^{-5} cm/s	0,22 . 10^{-5} cm/s	12
Horticultura (couve)	0,12 . 10^{-5} cm/s	0,12 . 10^{-5} cm/s	48
Horticultura (couve)	5,39 . 10^{-5} cm/s	2,94 . 10^{-5} cm/s	72
Floresta Atlântica	4,57 . 10^{-5} cm/s	0,28 . 10^{-5} cm/s	180
Floresta Atlântica	4,20 . 10^{-5} cm/s	1,22 . 10^{-5} cm/s	144

O conhecimento da influência das florestas no ciclo hidrológico se reveste de suma importância na elaboração de normas práticas de manejo florestal com a finalidade de conservação da água e do solo (RIZZI, 2013).

Nesse sentido, Parchen (2007) analisou o escoamento superficial e a infiltração em cinco condições diferentes de vegetação e relevo, cujos resultados agregados a outros trabalhos com propósitos similares, por exemplo, Santos (2008), permitem como conclusão geral afirmar que a taxa de infiltração é maior quanto mais densa for a cobertura florestal (TABELA 4).

TABELA 4 – ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM PORCENTAGEM EM CADA TRATAMENTO ESTUDADO (PARCHEN, 2007).

Tipo de cobertura do solo (Tratamento)	Precipitação Pp (mm)	Escoamento Superficial - Es			
		Médio		Máximo	
		mm	% de Pp	mm	% de Pp
Tratamento 1: Floresta Ombrófila Mista , relevo plano, posição “a” na topossequência, declividade de 5%; solo Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico Típico.	20,8	2,39	11,5	5,39	25,9
Tratamento 2: Floresta Ombrófila Mista , relevo de meia encosta, posição “b” na topossequência, declividade de 26%; solo Associação Cambissolo Háplico Distrófico Típico com Neossolo Litólico Distrófico Típico.	21,0	2,27	10,8	6,45	30,7
Tratamento 3: Área aberta (sem cobertura florestal) , relevo suave ondulado, posição “a” na topossequência, declividade de 9%; solo Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico Típico.	21,9	5,02	22,9	11,1	50,7
Tratamento 4: Povoamento com Pinus , relevo ondulado, posição “b” na topossequência, declividade de 18%; Solo: Associação Cambissolo Háplico Distrófico Típico com Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico Câmbico.	20,5	2,26	11,1	6,36	31,0
Tratamento 5: Povoamento com Pinus , relevo forte ondulado, posição “c” na topossequência, solo Associação Cambissolo Háplico Distrófico Típico com Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico Câmbico.	20,7	2,17	10,5	5,75	27,8

Dos resultados alcançados (TABELA 5) também é possível concluir que a infiltração é maior em povoamentos densos e de mais idade, desde que o desenvolvimento das raízes compense (RIZZI, 2013e).

TABELA 5 – INFILTRAÇÃO EM PORCENTAGEM EM CADA TRATAMENTO ESTUDADO (PARCHEN, 2007).

Tipo de cobertura do solo (Tratamento)	Precipitação Pp (mm)	Infiltração - I	
		Média	
		mm	% de Pp
Tratamento 1: Floresta Ombrófila Mista , relevo plano, posição “a” na topossequência, declividade de 5%; solo Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico Típico.	20,8	17,4	83,7
Tratamento 2: Floresta Ombrófila Mista , relevo de meia encosta, posição “b” na topossequência, declividade de 26%; solo Associação Cambissolo Háplico Distrófico Típico com Neossolo Litólico Distrófico Típico.	21,0	17,8	84,8
Tratamento 3: Área aberta (sem cobertura florestal) , relevo suave ondulado, posição “a” na topossequência, declividade de 9%; solo Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico Típico.	21,9	14,9	68,1
Tratamento 4: Povoamento com Pinus , relevo ondulado, posição “b” na topossequência, declividade de 18%; Solo: Associação Cambissolo Háplico Distrófico Típico com Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico Câmbico.	20,5	16,8	81,9
Tratamento 5: Povoamento com Pinus , relevo forte ondulado, posição “c” na topossequência, solo Associação Cambissolo Háplico Distrófico Típico com Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico Câmbico.	20,7	17,3	83,6

No resultado geral de uma meta análise elaborada por Ildsted *et al.* (2007) mostrou que a capacidade de infiltração cresce, na média o triplo, depois do reflorestamento ou do plantio de árvores em campos de agricultura.

3.2.2 escoamento Superficial - ES

Quando as taxas da precipitação excedem a capacidade de infiltração (**fc**), o excesso de água que é coletado na superfície do solo e se deslocada por essa em direção ao fundo do vale (rio), dá-se o nome de “escoamento superficial”.

Segundo a revisão realizada por Ponce; Hawkins (1996), o escoamento superficial é originado por uma variedade de processos de fluxos da água superficiais e subsuperficiais, dos quais os mais importantes são:

- i. Fluxo superficial Hortoniano – que ocorre quando as taxas de precipitação excedem a capacidade de infiltração;
- ii. Fluxo superficial de saturação – que ocorre após o perfil do solo tornar-se saturado;
- iii. Fluxo superficial direto – que ocorre em solos com superfícies impermeáveis (rocha exposta);
- iv. Escoamento superficial de área parcial – conceito desenvolvido para descrever a combinação dos fluxos superficial direto e de saturação, que podem ocorrer em diferentes partes da bacia hidrográfica;
- v. Precipitação direta nos canais – refere-se ao fluxo originado da precipitação que cai diretamente no rio;
- vi. Fenômenos na superfície do solo – fluxos devidos a processos de camadas de hidrofobia, desenvolvimento de crostas impermeáveis na superfície do solo, congelamento da superfície do solo etc.

De acordo com FISRWG (1998), o escoamento da água que atinge a superfície do solo, ainda pode ser dividido em três tipos básicos, classificados de acordo com o posicionamento de seus fluxos, a saber:

- i. Escoamento superficial;
- ii. Escoamento subsuperficial; e
- iii. Fluxo do lençol freático.

Cada um dos tipos de escoamento pode ocorrer individualmente ou em alguma forma de combinação no mesmo local (BROOKS et al., 2003).

O escoamento superficial é diretamente envolvido com os três processos geomorfológicos primários:

- i. Erosão: que é o destacamento das partículas do solo;
- ii. Transporte de sedimentos: que é o movimento das partículas de solo erodido no escoamento superficial; e
- iii. Deposição dos sedimentos: que é a acomodação das partículas de solo erodidas no leito do corpo hídrico ou deixadas para trás em poças de água (FISRWG, 1998).

A erosão do solo ainda permanece como um dos maiores limitantes da produtividade agrícola e florestal (ZHOU; SHANGGUAN; ZHAO, 2006).

3.2.2.1 Método Curva Número

Em vista do envolvimento direto do escoamento superficial com os processos de erosão do solo, é de suma importância conhecer o seu comportamento e a determinação de seus valores. Vários estudos foram desenvolvidos com o propósito de predizê-los da maneira mais apropriada e precisa (MIGLIACCIO; SRIVASTAVA, 2007).

Muitos desses estudos usam a método da Curva Número (CN-SCS), desenvolvido para calcular a partição entre a precipitação e o escoamento superficial (AZAGRA; HEVIA, 1996; VAN DEN PUTTE *et al.*, 2013). O modelo foi desenvolvido para estimar o escoamento superficial em pequenas bacias hidrográficas agrícolas considerando, basicamente, as condições de cobertura e tipo de solos (RIZZI, 2013d).

O método Curva Número foi desenvolvido em 1954 pela USDA Soil Conservation Service (SCS) (RALLISON¹, 1980 apud PONCE; HAWKINS, 1996) e está descrito no National Engineering Handbook. Section 4: Hydrology (NEH-4), atualmente National Engineering Handbook: Part 630 – Hydrology (USDA, 1997). Os dados necessários à sua consecução foram obtidos a partir de milhares de testes de

¹ RALLISON, R. E. Origin and evolution of the SCS runoff equation. Proc., ASCE Irrig. and Drain. Div. Symp. On Watershed Mgmt., ASCE, New York, N.Y., V. 11, p. 912-924, 1980.

infiltração realizados pelo SCS durante os anos de 1930 e 1940 em áreas demonstrativas e campos experimentais.

Segundo Ponce; Hawkins 1996, o ponto focal da modelagem para o escoamento das águas de superfície é a conversão da precipitação em escoamento superficial, o que pode ser estabelecido pela lei da conservação de massas:

$$E_s = P_p - Abs \quad (7)$$

onde, E_s – escoamento superficial; P_p – precipitação; e Abs – abstrações hidrológicas. De acordo com os autores, a complexidade da expressão está na tarefa de quantificar as abstrações hidrológicas, as quais podem ser agrupadas em cinco categorias:

- i. A interceptação pela folhagem e caule da vegetação e na camada de húmus nos cenários rurais e pelas características culturais nas paisagens urbanas;
- ii. O armazenamento superficial em lagos, poças e outros pequenos locais de armazenamento temporário;
- iii. A infiltração que alimenta e reabastece a água do solo, os fluxos subsuperficiais e das águas subterrâneas (lençol freático);
- iv. A evaporação dos corpos hídricos como lagos, reservatórios, rios bem como da umidade das camadas superficiais dos solos;
- v. A evapotranspiração de todos os tipos de vegetação.

Segundo esses mesmos autores, entre todos os tipos de abstrações hidrológicas, a infiltração é considerada como a mais importante para análise do escoamento superficial durante precipitações de curta duração.

A proposta de plotar diretamente o escoamento superficial versus as precipitações foi feita por Sherman em 1942 e 1949 (PONCE; HAWKINS, 1996). Fundamentado nessa ideia Mockus² (1949), citado por Woodward *et al.*, (2002), propôs estimar diretamente o escoamento superficial baseado em uma coleção de informações sobre o tipo de solo (extensão e localização), uso da terra (extensão e

² MOCKUS, V., Estimation of total (and peak rates of) surface runoff for individual storms. Exhibit A in Appendix B, Interim Survey Report (Neosho) River Watershed USDA. 1949.

localização), condição antecedente às precipitações, duração e intensidade dos aguaceiros, temperatura média anual e data da precipitação.

A partir da combinação das características e valores desses fatores, Mockus desenvolveu um parâmetro empírico **b** que foi usado como a segunda variável independente em um gráfico de **P_p** versus **E_s**, determinado pela equação (sendo **P_p** a variável independente primária):

$$E_s = P_p \{1 - (10)^{-bP_p}\} \quad (8)$$

onde: **E_s** – o escoamento superficial direto em polegadas e **P_p** – precipitação em polegadas e **b** – parâmetro empírico determinado pela equação:

$$b = 0,0374(10)^{0,229M} C^{1,061} / T^{1,990} D^{1,333} (10)^{2,271(S/D)} \quad (9)$$

onde: **M** – umidade 5 dias antecedente à precipitação, em polegadas; **C** – o índice de uso da terra; **T** – o índice do clima, função de data e temperatura (°F); **D** – a duração da precipitação, em horas; e **S** – o índice do solo, em polegadas por hora. Existiram outros métodos de estimar o escoamento superficial no início dos anos 40, quando todos utilizavam dados de infiltração nos seus processos (WOODWARD *et al.*, 2002).

Em 1954, Andrews desenvolveu um processo gráfico para estimar diretamente o escoamento superficial para uma combinação de textura de solo, tipo e quantidade de cobertura do solo e práticas conservacionistas. Esse procedimento denominado “complexo solo-cobertura” foi desenvolvido após o autor agrupar e analisar os resultados de diversos testes de infiltração e concluir que as classes de textura do solo era a única característica consistente, que justificava as diferenças dentro de cada grupo de resultados (PONCE; HAWKINS, 1996; WOODWARD *et al.*, 2002). No ano seguinte, 1955, G.W. Musgrave³ citado por VAN MULLEM *et al.*, 2002; WOODWARD *et al.* (2002), descreveu uma classificação hidrológica dos solos dependente de suas taxas de infiltração.

³ Musgrave, G.W. How much of the rain enters the Soil? In The Yearbook of Agriculture 1955 Water USDA Washington DC. , 1955.

Os grupos hidrológicos do solo descritos são A, B, C, D e grupos duplos A/D, B/D e C/D. Os solos do grupo A possuem baixo potencial de escoamento superficial (alta taxa de infiltração). Solos que possuem uma moderada taxa de infiltração quando completamente úmidos são do grupo hidrológico B. Solos do grupo hidrológico C possuem baixa taxa de infiltração quando completamente úmidos. Os solos do grupo hidrológico D possuem alto potencial de escoamento superficial (baixa taxa de infiltração). Os grupos hidrológicos de solos duplos são dados para determinada unidade de solos que podem ser adequadamente drenados (WOODWARD *et al.*, 2002).

Segundo Ponce; Hawkins (1996), a relação empírica precipitação-escoamento superficial de Mockus e o complexo solo-cobertura de Andrews formaram a base conceitual da relação precipitação-escoamento superficial, incorporado ao método denominado Curva Número de escoamento superficial.

O método, desde quando referido como Curva Número (CN) de escoamento superficial, teve as seguintes significantes características:

- i. A intensidade do escoamento superficial tem seus limites dados pela amplitude $0 \leq E_s \leq P_p$, assegurando sua estabilidade;
- ii. Como a intensidade da precipitação cresce ilimitadamente ($P_p \rightarrow \infty$), a retenção atual ($P_p - E_s$) assintoticamente aproxima-se de um valor constante **S**. Esse valor constante referido como “potencial máximo de retenção”, ou “potencial de retenção”, caracteriza-se pelo potencial das bacias hidrográficas para abstrair ou reter umidade de precipitações (capacidade máxima de saturação da BH), e por conseguinte seu potencial escoamento superficial.
- iii. A equação do escoamento superficial relaciona E_s à P_p , e uma curva do parâmetro CN, por sua vez, é relacionado à **S**;
- iv. A estimativa de CN é baseada em: (1) grupos hidrológicos de solos, (2) classes de uso da terra e tratamento, (3) condições da superfície hidrológica, e (4) condições antecedentes de umidade (PONCE; HAWKINS, 1996, p. 13).

Dessas características e de ajustes executados por Mockus para o parâmetro **b** (equação 8) o método assume uma proporcionalidade entre a retenção e o escoamento superficial, como se apresenta:

$$F/S = E_s/P_p \quad (10)$$

onde: **F** – Retenção atual ($P_p - E_s$); **S** – retenção potencial; E_s – escoamento superficial direto; e P_p – precipitação ou máximo escoamento superficial.

Por fim, como uma porção das precipitações é inicialmente abstraída (interceptação, infiltração e armazenamento superficial) antes do escoamento superficial iniciar, no método curva número essa abstração (**la ou Abs**) é subtraída da precipitação, permitindo a equação:

$$E_s = (P_p - la)^2 / (P_p - la + S) \quad (11)$$

Para remover a necessidade de estimar a abstração inicial foi estabelecida uma relação linear entre **la** e **S** (**la = λS**), a qual, após adequações, determinações e diferentes versões resultou na equação padrão do escoamento superficial.

$$E_s = (P_p - 0,2S)^2 / (P_p + 0,8S) \quad (12)$$

A equação (12) tem como vantagem, sobre outras propostas, a facilidade de uso em razão de requerer apenas um parâmetro relativo às características da bacia hidrográfica.

Para conveniência de aplicações práticas o parâmetro **S** foi delineado dentro de um adimensional parâmetro CN, o qual tem no máximo a amplitude $100 \geq CN \geq 0$, e relaciona-se com a Curva Número pela igualdade (WOODWARD *et al.*, 2002):

$$CN = 1000 / (10 + S) \quad (13)$$

onde, 1000 e 10 são constantes escolhidas arbitrariamente e são dadas pelas mesmas unidades de **S** (polegadas) (PONCE; HAWKINS, 1996).

Uma CN = 100 representa uma condição de potencial de retenção igual a zero, uma bacia hidrográfica totalmente impermeável, ao contrário uma CN = 0 representa o limite mais alto para a retenção potencial ($S = \infty$) isto é, uma bacia hidrográfica com alta capacidade de abstração.

Embora a escolha do método Curva Número seja óbvia para ambientes com dados esparsos e para grandes bacias hidrográficas, são os modelos dinâmicos de infiltração que permitem o monitoramento, em escala de tempo, para as variações da duração e da intensidade das precipitações (VAN DEN PUTTE *et al.*, 2013). Este fato é de particular interesse durante eventos de precipitação curtos e intensos, que são conhecidos como a causa da geração da maior parte da erosão do solo

(TAKKEN *et al.*, 1999). A esse propósito, os resultados de um estudo realizado por Sommerlot *et al.* (2013) sugeriram cautela no uso de modelos na escala de bacias hidrográficas, para as quais dados locais e reais são de suma importância na tomada de decisões de planejamento. Dados locais e reais decorrentes de precipitações podem ser obtidos através de experimentos com séries controladas de chuvas simuladas.

3.2.2.2 Cobertura do solo e o escoamento superficial

Os efeitos do uso da terra e da cobertura do solo são considerados fatores importantes na intensidade e frequência do escoamento superficial e da erosão hídrica do solo (GARCIA-RUIZ *et al.*, 2010; MOHAMMAD; ADAM, 2010; NUNES; ALMEIDA; COELHO, 2011; XU *et al.*, 2013). De acordo com Garcia-Ruiz (2010), sem exceções, o corte das florestas e sua substituição por culturas agrícolas e pastagens tem determinado um dramático crescimento na erosão do solo, resultando no desenvolvimento de voçorocas e de erosão laminar que aumentam o assoreamento dos rios.

Diversos estudos, em diferentes condições ambientais, têm demonstrado o efeito positivo da cobertura vegetal no controle da erosão hídrica, porém sempre mencionando que o tipo de cobertura vegetal estabelece condições diferenciadas no favorecimento do escoamento superficial e da erosão do solo. O tipo de cobertura vegetal reduziu mais o escoamento superficial e a erosão do solo do que a percentagem de área coberta (MOHAMMAD; ADAM, 2010). Em seu estudo Mohammad; Adam (2010), concluíram que as taxas de escoamento superficial e a erosão do solo, medidas em cinco sistemas vegetais, mostraram diferenças significativas sendo as menores taxas associadas com áreas florestais (*Pinus halepensis*) e de vegetação natural arbustiva (*Sarcopoterium spinosum*). O corte das florestas e da vegetação natural apresentou efeito direto no aumento do escoamento superficial e da erosão do solo.

Outros autores, em um estudo desenvolvido na bacia hidrográfica do Rio Côa, localizada na região nordeste de Portugal próximo à fronteira com a Espanha, também concluíram que os arbustos e as florestas são considerados melhores na conservação da água e do solo, produzindo menos escoamento superficial e, por

consequente menos erosão do solo (NUNES; ALMEIDA; COELHO, 2011). Seus resultados indicam que os solos descobertos geralmente são um indicador da vulnerabilidade à erosão e a degradação, considerando que uma boa cobertura do solo é um elemento essencial nos programas de conservação de solos.

De acordo com Nunes; Almeida; Coelho (2011), os resultados obtidos do escoamento superficial e erosão do solo para seis diferentes estruturas vegetais, monitorados durante dois anos (TABELA 6), mostraram que existem importantes diferenças no funcionamento dos processos.

TABELA 6 – ESCOAMENTO SUPERFICIAL (E_s),% DA PRECIPITAÇÃO (P_p) e EROSÃO DO SOLO (Erosão). Fonte NUNES; ALMEIDA; COELHO (2011).

	AGRÍCOLA ¹	POUSIO ²	ARBUSTO ³	FLO (ABA) ⁴	REFLORES ⁵	PASTO ⁶
E_s mm (% P_p)						
2005	37,75 (7,50)	23,25 (4,61)	0,06 (0,01)	0,00 (0,00)	43,38 (08,61)	0,13 (0,02)
2006	117,81 (9,90)	70,25 (5,90)	0,66 (0,05)	0,66 (0,05)	146,18 (12,28)	7,31 (0,61)
Média	77,70 (8,70)	46,70 (0,09)	0,33 (0,02)	0,33 (0,02)	94,78 (10,45)	3,71 (0,32)
Erosão (g.m⁻²)						
2005	412,90	12,00	0,00	0,00	301,10	0,00
2006	841,20	29,80	0,12	1,40	551,30	2,40
Média	627,10	20,80	0,62	0,68	426,20	1,30

¹Culturas agrícolas temporárias que ocupam o solo durante 10 meses entre o preparo e a colheita;

²Sistema de pousio o solo remanesce sem cultivar por 2 ou 3 anos para recuperar a fertilidade;

³Quando áreas cultivadas são abandonadas e processo de revegetação esta iniciando;

⁴Áreas restauradas com o seu abandono, já sendo encontrado espécies autóctones, florestas nativas;

⁵Áreas agrícolas convertidas em reflorestamento;

⁶Áreas agrícolas convertidas em pastagens (sem a utilização do preparo da terra e de fertilizantes).

As mudanças no uso da terra e na cobertura vegetal são um fator determinante de alterações ambientais. No seu trabalho, Xu *et al.* (2013) observaram que a remoção da vegetação e o subsequente cultivo de terras em áreas declivosas teve clara influência na geração de processos de escoamento superficial. Observaram que após a remoção da vegetação, o total do escoamento subsuperficial diminuiu significativamente, enquanto o escoamento superficial aumentou na ausência da proteção da vegetação. Os resultados desse estudo indicaram que em terras com declividade acentuada e áreas tropicais, o máximo de cobertura vegetal e o mínimo de cultivo são cruciais para a redução do escoamento superficial e da erosão do solo.

Em uma microbacia de 286 hectares no município de Aracruz, nos tabuleiros costeiros no Estado do Espírito Santo, as perdas de solo e água por erosão hídrica observadas em uma mata nativa (Mata Atlântica) foram menores que as anotadas

para áreas sob cultivo de eucalipto (clones híbridos naturais de *Eucalyptus grandis*). Essas diferenças são acentuadas quando comparadas aos dados obtidos de áreas sem cobertura vegetal, preparadas com uma gradagem e mantidas sem vegetação, através de capina manual, durante o ciclo do eucalipto (MARTINS *et al.*, 2010).

No experimento de Martins *et al.* (2010), levado a termo para três diferentes classes de solo durante 7 anos (1997 à 2004), os resultados mostraram que com o desenvolvimento do plantio do eucalipto, a diferença na perda de solo para as áreas com mata nativa decresce, evidenciando a funcionalidade da cobertura do solo propiciada pela copa das árvores (TABELA 7).

TABELA 7 – PERDA DE SOLO POR EROÇÃO HÍDRICA EM TRÊS COBERTURAS VEGETAIS E CLASSE DE SOLO. Fonte MARTINS *et al.* (2010).

Ano	Argisolos Amarelo textura média/argilosa - PA1			Plintossolo Háplico distrófico - FX			Argissolo Amarelo textura moderadamente rochoso - PA2		
	Eucalip	Nativa	Descob	Eucalip	Nativa	Descob	Eucalip	Nativa	Descob
	Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ (equivalente a t/ha/ano)								
1997	0,69	0,07	1,25	1,77	0,06	1,77	3,20	0,15	2,90
1998	3,07	0,11	2,56	2,10	0,07	0,65	0,32	0,21	1,57
1999	0,93	0,04	2,38	0,58	0,04	0,95	2,38	0,10	19,31
2000	0,29	0,08	1,87	0,21	0,08	0,77	2,04	0,08	66,37
2001	0,20	0,04	3,97	0,10	0,05	1,65	0,28	0,05	43,14
2002	0,03	0,03	0,87	0,01	0,01	1,21	0,04	0,01	18,26
2003	0,01	0,00	0,14	0,00	0,01	0,10	0,10	0,00	17,77
2004	0,19	0,01	2,08	0,07	0,02	0,79	0,02	0,03	35,15

Em unidades experimentais de observação das condições socioambientais de agricultores, utilizando metodologias participativas, Franco *et al.* (2002) compararam as perdas de solo em sistemas convencionais com as perdas de solos em sistemas agroflorestais, durante a estação chuvosa de 1998/1999. Os sistemas foram implantados como unidades. Não obstante as dificuldades para quantificação da erosão nos sistemas convencionais, dado que a dinâmica do manejo utilizado pelos agricultores dificultava o uso de métodos que dependem de equipamentos permanentes, os resultados do experimento mostraram que os sistemas com a participação de espécies arbóreas apresentaram perdas, na média, dez vezes menores do que os resultados dos sistemas sem a utilização dessas espécies (TABELA 8).

Esta observação, de que nos sistemas agroflorestais as perdas de solo e de nutrientes foram muito menores que as dos sistemas convencionais, mostrou o

grande potencial dos sistemas agroflorestais para conservação do solo e, conseqüentemente, para garantir a maior sustentabilidade aos agricultores.

TABELA 8 – PERDAS DE SOLO E NUTRIENTES EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS E CONVENCIONAIS. Fonte FRANCO *et al.* (2002).

Componentes dos sistemas agroflorestais	Declive (%)	Cobertura (%)	Erosão (kg/ha/ano)
Café + arvores nativas + frutíferas (com capina superficial)	22	90,8	6,8
Café + arv. nativas + adubação verde (com capina superficial)	31	74,2	53,3
Café + macadâmia (com capina expositora)	38	45,0	90,4
Café + arv. nativas + adubação verde (com capina expositora)	17	19,3	90,8
	23	94,5	118,2
Café + árvores nativas + adubação verde (com capina superficial)	51	64,5	197,0
	36	73,3	198,6
	30	100,0	214,5
Café + arv. nat. + frutífera + adub.verde (capina superficial)	28	100,0	419,6
Café + árvores nativas + adubação verde (com capina superficial)	30	96,3	423,1
	30	100,0	578,5
Média			217,3
Componentes dos sistemas convencionais			
Café com capina superficial	30	79,4	20,2
Café + culturas anuais + adubação verde (capina expositora)	16	26,2	199,2
Macadâmia com capina expositora	26	57,6	249,8
Café + culturas anuais (com capina expositora)	22	19,8	255,5
Café + culturas anuais + adubação verde (capina expositora)	20	25,0	259,2
Pastagem grama batatais + espontâneas	38	76,3	264,5
Café + culturas anuais (com capina expositora)	27	29,2	370,3
Café + adubação verde (com capina superficial)	48	68,1	394,2
Pastagem grama batatais + espontâneas (sobrepastejado)	34	64,9	1028,5
	23	36,8	1085,5
Culturas anuais (com capina expositora)	47	27,7	1293,4
	27	28,9	1503,8
Café + culturas anuais (com capina expositora)	27	23,3	2788,6
Café (com capina expositora)	32	38,8	22183,9
Média			2611,9

A variação de perda de solo nos sistemas agroflorestais foi de 6,8 a 578,5 kg/ha/ano, sendo comparável às das comunidades florestais, e nos sistemas convencionais variou de 20,2 a 22183,9 kg/ha/ano (FRANCO *et al.*, 2002).

3.2.3 Deflúvio/Vazão - Q

Todas as alterações no uso do solo em uma bacia hidrográfica, que afetam os processos hidrológicos podem ser avaliadas pelos resultados que se apresentam na sua vazão. Nos eventos de precipitação, a água proveniente do escoamento superficial é um componente relativamente grande da vazão em áreas com pouca

cobertura vegetal, sendo insignificante para áreas florestais com solos bem drenados (BROOKS *et al.*, 2003). Durante o período de 1960 a 1995, a Bacia do Rio Tocantins mostrou um acréscimo aproximado de 25% na vazão dos rios, sem que se constassem maiores alterações nas precipitações. Essa ocorrência é descrita como devida a redução da infiltração e conseqüente aumento do escoamento superficial após a mudança na cobertura do solo em razão da expansão da agricultura (COSTA *et al.*, 2003).

O deflúvio nos rios é governado principalmente pelo escoamento superficial sendo a vazão, ou o volume escoado por unidade de tempo (m^3/s), caracterizada como a sua principal grandeza.

Vários processos e caminhos determinam a quantidade e o tempo com que as precipitações tornam-se deflúvio. Para se entender como a bacia hidrográfica e as condições do rio afetam a vazão, poderíamos pensar em termos como “armazenamento e transporte”.

A representação gráfica da vazão no tempo, denominada hidrograma (FIGURA 2), é o resultado da interação de todos os componentes do ciclo hidrológico entre a ocorrência da precipitação e a vazão na bacia hidrográfica.

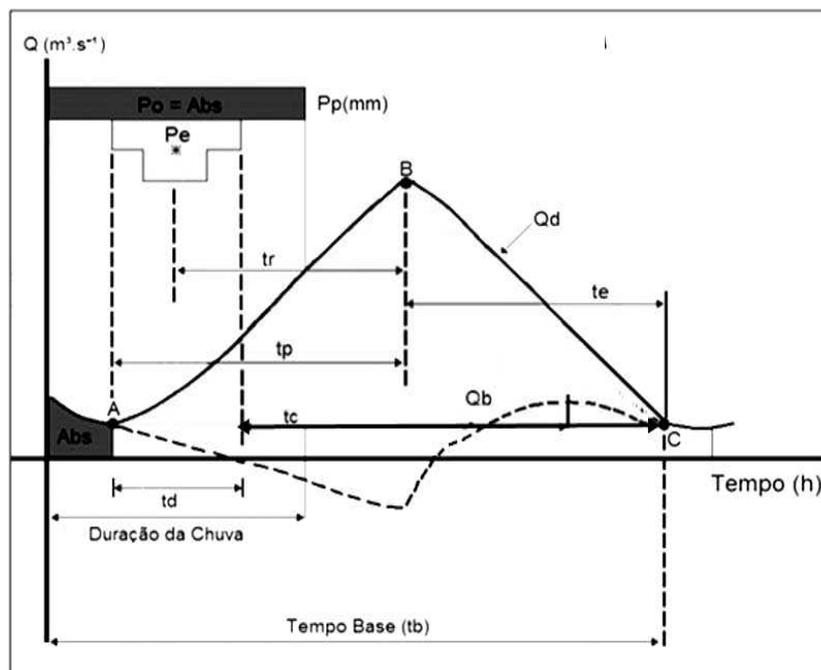


FIGURA 2 – IETOGRAMA/HIDROGRAMA DE VAZÃO. Fonte: Tucci⁴ (1997) citado por Rizzi (2013c).

⁴ TUCCI, C. (Organizador). **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. Editora da UFRGS. Porto Alegre, RS. 1997. 943p

Parte da água das precipitações escoam diretamente para os rios e produzem muito rapidamente o deflúvio. Por outro lado a água que é infiltrada no solo pode fluir e alcançar o rio através de caminhos que determinam um tempo de permanência, que pode fazer com que essa parte da precipitação demore semanas ou meses para alcançar o rio (BROOKS *et al.*, 2003).

O hidrograma é composto por três partes principais: ascensão (**A-B**), região de pico (**B**) e recessão (**B-C**), sendo sua forma dependente de diversos fatores, dos quais se destacam pela importância: o relevo, a forma e a cobertura vegetal (relativos à bacia hidrográfica); modificações artificiais no rio; e a distribuição e a intensidade das precipitações (RIZZI, 2013c).

No comportamento do hidrograma típico de uma bacia hidrográfica, após a ocorrência de uma sequência de precipitações, o que se verifica é que após o início da chuva, existe um intervalo de tempo em que o nível do rio começa a elevar-se. Este tempo retardado de resposta deve-se às perdas iniciais por interceptação vegetal e depressões do solo, além do próprio retardo de resposta da bacia devido ao tempo de deslocamento da água na mesma (**Abs**).

Os demais tempos do hidrograma são descritos por Rizzi (2013c) como:

tp = tempo de pico, tempo de resposta ou tempo de subida, é definido como o intervalo entre o centro de massa da precipitação efetiva e o tempo de produção de máxima vazão, trata-se da parte de ascensão do hidrograma;

tc = tempo de concentração, é o tempo necessário para a água precipitada, no ponto mais distante na bacia, deslocar-se até a seção principal. O **tc** é o maior tempo de percurso de uma partícula de água escoando sobre a superfície da bacia hidrográfica;

te = tempo de recessão, é o tempo necessário para a vazão baixar até o ponto C quando acaba o escoamento superficial, trata-se da parte de recessão do hidrograma;

tb = tempo de base, é o tempo entre o início da precipitação e aquele em que a precipitação ocorrida já escoou através da seção principal, ou que o rio volta às condições anteriores à da ocorrência da precipitação;

tr = tempo de retardo é definido como o intervalo entre os centros de gravidade do hidrograma (chuva efetiva) e o centro de gravidade do hidrograma superficial (escoamento superficial).

A determinação dos volumes produzidos pelo deflúvio pode ser executada por vários métodos, sendo os mais conhecidos classificados em: **a.** medições diretas; **b.** processos comparativos; **c.** métodos analíticos; **d.** fórmulas empíricas (RIZZI, 2013c).

As medições diretas e processos comparativos restringem-se mais para determinações de vazões em cursos de água perenes tais como córregos, pequenos canais, etc. As fórmulas empíricas são resultantes de equacionamento de um grande número de observações sendo, por isso, bastante confiáveis, mas de utilização restrita a localidade de origem das observações ou regiões similares (RIZZI, 2013c).

Os procedimentos mais frequentemente empregados, tanto para obras de microdrenagem como para de macrodrenagem, são os de natureza analítica, visto que trazem na sua definição estudos matemático-empíricos que promovem maior credibilidade aos seus resultados. Os três métodos analíticos conhecidos são os seguintes: Método Racional, Método do Hidrograma Unitário e a Análise Estatística (MEDEIROS FILHO, 2009).

Segundo Rizzi (2013c), para prever a vazão de uma enchente provocada por uma chuva intensa é muito usado o procedimento do Coeficiente de Escoamento (C_e), que é a razão entre o volume de água escoado superficialmente (E_s) e o volume de água precipitado (P_p). Com o conhecimento do C_e de uma determinada chuva intensa de certa duração, pode-se determinar o escoamento superficial de outras precipitações de mesma duração.

A literatura é bastante extensa no tocante ao efeito de fatores naturais sobre o deflúvio de rios, como por exemplo, as mudanças climáticas e o aquecimento global. Em contraste, estudos dos impactos antrópicos sobre a vazão dos rios, particularmente os relativos ao uso da terra e a cobertura vegetal, são bastante escassos na escala de bacias hidrográficas e menos ainda em escala regional (TRAN; O'NEILL, 2013). A esse propósito os citados autores concluíram, em um estudo da vazão de um rio da bacia do alto Mississippi, que o impacto do uso da terra sobre o deflúvio no corpo hídrico era evidente e significativo, comparado com outros fatores climáticos e geomorfológicos.

3.3 ECOHIDROLOGIA

Vários estudos têm sido desenvolvidos com o propósito de entender os mecanismos responsáveis pela dinâmica da água no solo (CAMEIRA *et al.*, 2000; GREGO, 2002; BORMANN; KLAASSEN, 2008). Um significativo número desses trabalhos mostram inter-relações funcionais entre a hidrologia e os organismos presentes nas bacias hidrográficas (ZALEWSKI; JANAUER; JOLÁNKAI, 1997; RODRIGUEZ-ITURBE, 2000; JANAUER, 2000; ZALEWSKI, 2000; ZALEWSKI, 2002; PORPORATO; RODRIGUEZ-ITURBE, 2002; WILCOX; BRESHEARS; ALEN, 2003). Como resultado, esses estudos têm demonstrado que os padrões da vegetação são determinados pelo modo como a água é distribuída ou concentrada em um ecossistema, por seu lado os padrões da vegetação podem modificar diretamente a natureza do escoamento superficial (BERGKAMP; CERDA; IMESON, 1999; VALENTIN; D'HERBE`S; POESEN, 1999). Segundo Peel *et al.* (2001), diferenças na variabilidade do escoamento superficial anual, entre os continentes, são decorrentes da distribuição das vegetações caducifólias e perenifólias e não apenas das diferenças no total das precipitações.

O recurso água em uma bacia hidrográfica não resulta apenas das condições climáticas e da sua estrutura geomorfológica, mas também, e em grande escala, da evolução e da sucessão biológica existente na bacia (ZALEWSKI, 2002). Da mesma maneira que o espaço e o tempo da dinâmica hidrológica levam ao estabelecimento de muitos padrões ecológicos (RODRIGUEZ-ITURBE, 2000), o número e a diversidade de grupos funcionais de plantas e a variação na complexidade estrutural da vegetação pode, potencialmente, afetar processos hidrológicos (BAUTISTA *et al.*, 2007). A condição hidrológica aliada ao clima e a disponibilidade de nutrientes são essenciais para a produção primária dos ecossistemas, sendo as fases subsequentes de sua evolução caracterizadas pelas estratégias exclusivas das comunidades (animais e plantas), cujas propriedades determinam a habilidade do sistema de reter água e nutrientes (ODUM, 1964).

Segundo Zalewski (1997), o comportamento dos processos hidrológicos é determinado pelo clima, pela geomorfologia e pelo uso da terra (cobertura vegetal, dinâmica da biota e interferência humana). Nas bacias hidrográficas existem mecanismos de suporte recíproco que ligam a água à vegetação através de

estruturas cujas características e propriedades dinâmicas dependem das interações entre o clima, o solo e a vegetação (PORPORATO; RODRIGUEZ-ITURBE, 2002; DEXTER, 2003; WILCOX *et al.*, 2003). Os processos hidrológicos, que ocorrem após as precipitações, são influenciados pelos organismos que se encontram na superfície da terra, os quais, basicamente, são o suporte do caminho que a água percorrerá para retornar à atmosfera, movimentar-se através dos solos ou escoar sobre a sua superfície (FISRWG, 1998).

A composição e a riqueza de espécies exercem um papel importante na dinâmica e no funcionamento de ecossistemas. A composição porque os organismos determinam os processos ecológicos, e as espécies porque podem ter grandes impactos nos processos do ecossistema dado a diversidade de suas peculiaridades funcionais tais como: potencial capacidade de fixar nitrogênio, profundidade das raízes, tecidos resistentes à combustão etc. (TILMAN, 1999).

Diversos trabalhos acadêmicos se baseiam no conceito de que organismos têm relevante participação nos processos hidrológicos. Por exemplo: diferentes tipos de vegetação determinam padrões diferenciados para os fluxos do ciclo hidrológico (JOHNSON; SWANK, 1973). Maior quantidade de água é armazenada e disponível nos solos debaixo das copas das árvores do que em áreas sem cobertura florestal (JOFRE; RAMBAL, 1993). Solos florestais têm tipicamente maior capacidade de infiltração (BROOKS *et al.*, 2003). Os macroporos dos solos, principalmente os bioporos, influenciaram as respostas hidrológicas de diferentes formas na escala estudada por Weiler & Naef (2003). A diminuição da densidade dos fragmentos de vegetação ou a mudança de seus padrões espaciais determinam um aumento do escoamento superficial e da produção de sedimentos (BAUTISTA *et al.*, 2007).

Padrões espaciais da vegetação e tipos de cobertura do solo afetam os processos hidrológicos nas bacias hidrográficas, sendo fartamente discutida e demonstrada a sua influência no escoamento superficial e consequente produção de sedimentos nos rios (SHELTON, 1981; BRUIJNZEEL, 2004; GERTEN *et al.*, 2004; LUDWIG *et al.*, 2005; SUTHERLAND; ZIEGLER, 2006; BAUTISTA *et al.*, 2007).

As plantas têm mecanismos efetivos para o uso da água que fortemente condicionam o balanço hídrico dos sistemas (RODRIGUEZ-ITURBE *et al.*, 2001), o qual, por sua vez, é fator determinante nos padrões da vegetação (WILCOX *et al.*, 2003). Através da transpiração, as plantas desempenham importantes funções no ciclo hidrológico, cujos processos podem impactar o desenvolvimento, a reprodução

e a germinação dessas plantas em eventos em que ocorre stress hídrico (FERNANDEZ-ILLESCAS *et al.*, 2001), estabelecendo desta maneira um conjunto de inter-relações responsáveis pelo equilíbrio do balanço hídrico nos ecossistemas.

Embora a dinâmica da água no solo seja essencialmente uma questão de diferenças de energia e o seu movimento ser basicamente orientado no sentido das zonas do solo de maiores potenciais para zonas com menores potenciais de energia (BRADY; WEIL, 2002), as raízes das plantas também atuam de forma eficiente na circulação dessa água (BURGESS *et al.*, 2001; RYEL *et al.*, 2002), uma vez que elas capturam, estocam, redistribuem e transpiram água, influenciando temporal e espacialmente na dinâmica da água no sistema solo-planta-atmosfera (BURGESS *et al.*, 1998; HULTIME *et al.*, 2003). Neste contexto, é reconhecido o impacto das comunidades vegetais na hidrologia e na ecologia dos solos (BURGESS *et al.*, 2001). Todas essas relações, dependências, ligações e suas reciprocidades são responsáveis por algumas diferenças fundamentais entre vários biomas (p/ex: florestas, campos, savanas etc.) e pelo desenvolvimento de seus padrões temporais e espaciais (PORPORATO; RODRIGUEZ-ITURBE, 2003).

Essas interações, interações e dependência recíproca dos organismos com o meio físico são encarregadas de promoverem os mecanismos que adequam o meio ambiente às essencialidades da existência e do desenvolvimento das espécies que o habitam. Segundo Wilcox *et al.* (2003), a ecohidrologia é a ciência que se ocupa do estudo dessas inter-relações.

A ecohidrologia é definida como o estudo das inter-relações funcionais entre a hidrologia e a ecologia em uma bacia hidrográfica. Trata-se de uma ciência muito vasta e diversificada e deve, numa análise inicial, estar focada nos componentes do sistema que se caracterizam como mais importantes (ZALEWSKI, 2000) e nessa perspectiva, a água do solo e a vegetação se apresentam, indubitavelmente, como principais objetos da ecohidrologia, o primeiro como sendo o coração do ciclo hidrológico e o segundo representando o principal componente dos ecossistemas terrestres (VALENTIN; HERBES, 1999; RODRIGUEZ-ITURBE, 2000; PORPORATO; RODRIGUEZ-ITURBE, 2002).

3.4 PLANEJAMENTO TERRITORIAL DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

Reverter processos de degradação faz parte do desafio da restauração de ecossistemas. A simples correção mecânica dos processos que deterioram os recursos naturais não tem se mostrado eficiente. Assim, torna-se imperativo somar a essas práticas mecânicas ações que deem suporte a manutenção dos padrões ideais dos processos naturais (hidrológicos). Desta maneira, a estratégia básica para o planejamento do uso da terra em bacias hidrográficas deve ter em conta o potencial, muitas vezes único, que têm os organismos que compõem os ecossistemas para regularem esses processos naturais.

Ordenar o uso da terra de forma sistêmica para obter resultados que se complementem na conservação da biodiversidade e na manutenção e melhoria dos sistemas de produção, depende da utilização de teorias (conceitos) ecológicas como o princípio fundamental para a elaboração de planos de gerenciamento do uso dos recursos naturais (STANFORD; POOLE, 1996). Isto é, usar as propriedades dos serviços dos ecossistemas como ferramenta para alcançar os objetivos propostos pelo gerenciamento, restaurando e controlando processos ecológicos que possam aumentar a resistência do ecossistema (ZALEWSKI, 2000). São cada vez mais prementes as decisões que dão mais ênfase para processos ecológicos, do que para a estrutura ou para composição dos ambientes (HARRIS *et al.*, 2007).

A redução de fontes não pontuais de poluição e as práticas de conservação do solo são ações comumente empregadas para eliminar perdas e perigos. A remoção desses riscos, embora seja crucial, não é suficiente e termina resultando, devido ao excesso de intervenções, na redução drástica da biodiversidade e dos valores estéticos e culturais e o que é mais grave, comprometem seriamente os processos homeostáticos do ecossistema (ZALEWSKI, 2002). São vários os exemplos de sistemas degradados que foram alterados para um novo estado e que não conseguem ser completamente restaurados para uma condição prévia apenas pelo seu restabelecimento físico, indicando que para obter resultados positivos na sua restauração são necessários manejos inovativos que rompam conceitos e situações antigas e que efetivamente consigam reverter os efeitos que estão limitando a ação do sistema que foi degradado (SUDING; GROSS; HOUSEMAN, 2004).

Para se ter ecossistemas capazes de manter os padrões dos processos hidrológicos adequados à obtenção da potencialidade produtiva do sistema, o uso dos seus recursos naturais deve ser planejado associando as práticas mecânicas de transformação do meio físico a trabalhos de recuperação e/ou manutenção dos processos naturais desses ecossistemas, principalmente aqueles que sejam identificados como detentor dos mecanismos capazes de manter a estrutura dos recursos naturais que estão sendo utilizados. Por exemplo, o uso de árvores na agricultura para aumentar a capacidade de infiltração do solo (ILSDET *et al.*, 2007), em razão de que solos florestais usualmente têm maior porosidade que solos cultivados (MURTY *et al.*, 2002; ALAOUÏ; HELBLING, 2006; BORMANN *et al.*, 2007); o retorno aos níveis normais do escoamento superficial e da descarga dos rios é alcançado com o abandono de áreas para serem revertidas novamente em áreas florestais (FAO, 2006).

Enfim, o que se pode concluir é que somente a redução dos impactos decorrentes do uso da terra não é suficiente para ajustar o ambiente com o propósito de adequar os processos hidrológicos, no sentido da sustentação dos recursos hídricos. Mostra-se evidente a necessidade de se somar a essas práticas procedimentos que regulem a estrutura da biota aquática e terrestre nesses ambientes (ZALEWSKI, 2000).

Os esforços para a restauração de ambientes iniciaram-se originalmente baseando-se em ecossistemas de referência, isto é, se valendo das indicações de ambientes pouco alterados que apresentavam um cenário próximo do estado primitivo. É crescente o interesse em trocar esse modelo para a restauração ecológica dos serviços dos ecossistemas, se valendo assim dos benefícios que os sistemas naturais têm para prover as necessidades humanas (PALMER; FILOSO; FANELLI, 2013).

3.4.1 Serviços dos ecossistemas

O conceito de serviços dos ecossistemas vem sendo crescentemente utilizado no campo da conservação da biodiversidade, no gerenciamento de recursos naturais, no desenvolvimento de políticas, na contabilidade e nos negócios ambientais (COWLING *et al.*, 2008; GOMEZ-BAGGETHUM *et al.*, 2010; COWX;

AYA, 2011; TRABUCCHI *et al.*, 2012; JAX *et al.*, 2013; PALMER *et al.*, 2013). A maior força do conceito de serviços dos ecossistemas é que ele permite uma sucinta descrição de como o bem estar humano depende da natureza, mostrando que negligenciar essa dependência tem consequências negativas no bem estar humano e na economia (JAX *et al.*, 2013).

Assim como o *Millennium Ecosystem Assessment* (FAO, 2006), vários países têm, ou estão planejando ter, estabelecido suas avaliações nacionais dos ecossistemas baseadas no conceito de serviços dos ecossistemas (ex: EME, 2011 e UK NEA, 2011) (JAX *et al.*, 2013). O mesmo autor informa, em seu trabalho, que em maio de 2011 a comissão europeia adotou a “Estratégia para a biodiversidade para 2020” (EUROPEAN COMMISSION, 2011), na qual a proteção da biodiversidade é intimamente ligada à proteção e restauração dos serviços dos ecossistemas. Em abril de 2012, as Nações Unidas estabeleceram uma Plataforma Intergovernamental em Biodiversidade e Serviços dos ecossistemas, se valendo do mesmo conceito.

A definição de serviços dos ecossistemas nas várias propostas analisadas por Jax *et al.*, (2013), todas com ideia central de que os ecossistemas contribuem para o bem estar humano, estabelece como serviços dos ecossistemas os processos e componentes biofísicos que *provêm* o bem estar humano (UK NEA, 2011). Em outras definições o termo é usado para os benefícios *derivados* dos ecossistemas (FAO, 2006), o que é certo é que em qualquer dos casos os processos e/ou componentes do ecossistema só se tornam ou provêm serviços dos ecossistemas se alguém requerer, demandar ou usá-los, seja ativa ou passivamente (HEIN *et al.*, 2006; BOYD; BANZHAF, 2006).

De acordo com Hein *et al.*, (2006), os serviços dos ecossistemas são fornecidos em várias escalas temporais e espaciais e a análise dessas escalas são cruciais para o gerenciamento dos ecossistemas, especialmente na interpretação do valor que deve ser atribuído a esses serviços. Essa circunstância levou alguns autores a considerar o termo “serviços dos ecossistemas” baseado em princípios econômicos mais do que ser simplesmente um uso prático na contabilidade do bem estar (BOYD; BANZHAF, 2007).

Conclusivamente tem-se que o conceito de que os ecossistemas como suporte da vida e como provedor de necessidades e serviços têm seus próprios valores é crescente nas comunidades científicas e de gerenciamento de recursos

naturais (COWX; AYA⁵, 2011 *apud* PALMER; FILOSO; FANELLI, 2013). Segundo Montes *et al.* (2012, p. 6), “A pressão sobre os ecossistemas e a biodiversidade da Espanha limita a sua capacidade de gerar serviços.”

Apesar dessas considerações relativas à dependência humana dos ecossistemas e da explícita e necessária conexão entre a ciência e a sociedade (JAX *et al.*, 2013), ainda inexistem ações consistentes que guiem os esforços da restauração no sentido de alcançar a variedade das opções propostas para realizar esses objetivos; opções que vão desde a restauração para maximizar a biodiversidade ou recuperar espécies ameaçadas até a restauração para recuperar processos perdidos dos ecossistemas (PALMER *et al.*, 2013). Neste contexto a integração do conceito dos serviços dos ecossistemas em projetos de restauração ecológica se apresenta como uma oportunidade de aumentar os benefícios para a subsistência humana, fontes de financiamento, bem como gerar apoio público para tais iniciativas (TRABUCCHI *et al.*, 2012).

A evolução dos trabalhos relativos à compreensão dos serviços dos ecossistemas nos indica que avaliar os efeitos da perda da biodiversidade sobre o bem estar humano representa o ponto chave para entender a complexidade que envolve o relacionamento dos sistemas naturais com os sistemas sociais (SANTOS-MARTIN *et al.*, 2013), envolvendo a análise das implicações éticas que estão associadas aos conceitos de serviços dos ecossistemas (JAX *et al.*, 2013). De acordo com o entendimento de Jax *et al.*, (2013, p. 261),

“Ética é a teoria da moralidade, moralidade sendo o conjunto de normas aceitas, valores e regras informais, dentro de um grupo social, que determinam o comportamento individual e coletivo”.

Contudo, ainda há que se reconhecer a necessidade do fortalecimento da incorporação do conhecimento científico na tomada de decisões para o correto uso dos serviços dos ecossistemas (SANTOS-MARTINS *et al.*, 2013). Assim, obter a máxima eficiência do que está sendo proposto para sanar processos naturais corrompidos pela perda da funcionalidade ecológica. Esses processos que, igualmente, devem ser identificados e individualizados para localizar onde e como deve (escalas espaciais e temporais) intervir os serviços dos ecossistemas utilizados (HELFENSTEIN; KIENAST, 2014; LAKE, 2013; SANTOS-MARTINS *et al.*, 2013;

⁵ Cowx, I.G., Aya, M.P., 2011. Paradigm shifts in fish conservation: moving to the ecosystem services concept. *J. Fish Biol.* 79, 1663–1680.

JAX *et al.*, 2013; TRABUCCHI, 2012). A caracterização das funções dos ecossistemas é fundamental para entender sua capacidade de gerar serviços para a sociedade (MONTES *et al.*, 2012).

Essas observações são sumarizadas na revisão e síntese publicada por Bennett; Peterson; Gordon (2009), que concluiu as razões que se seguem, como preocupações no relacionamento entre os serviços dos ecossistemas:

- i. as trocas entre serviços podem criar indesejáveis declínios em alguns serviços dos ecossistemas quando o gerenciamento foca em apenas um a cada tempo;
- ii. sugere que pode ser possível alterar essas trocas focando nos processos ecossistêmicos que ligam os serviços;
- iii. ignorando essa dinâmica pode aumentar o risco de uma mudança súbita, inesperada e sempre indesejada nos serviços dos ecossistemas que está sendo usado.

3.4.2 Uso de florestas

As florestas têm sido reconhecidas como um componente importante na construção e recuperação ecológica devido aos seus múltiplos usos (DEAL; COCHRAN; LAROCCO, 2012).

O estabelecimento de áreas florestadas é largamente utilizado para atenuar problemas decorrentes de alterações no regime hídrico tais como: o controle de inundações, escorregamento (desmoronamento) de encostas, erosão do solo, carreamento de poluentes para os rios e até mesmo o aquecimento global (VAN DIJK; KEENAN, 2007). O plantio de árvores também é usado com o objetivo da melhoria da qualidade biológica, física e química do solo, no que diz respeito à sustentabilidade de sua fertilidade e ao suprimento de água de boa qualidade e em quantidade suficiente (ILSTEDT *et al.*, 2007).

Em todo o mundo, as florestas oferecem uma ampla gama vital de serviços dos ecossistemas. Em escala local e regional, florestas têm alto valor na conservação para espécies ameaçadas e em perigo, para mitigar a poluição e para o controle de enchentes. Em escala global, as florestas exercem função principal no ciclo do carbono da terra. A floresta tem habilidade para tirar ou sequestrar carbono

servindo como um sumidouro do carbono terrestre durante a maior parte dos estágios do seu desenvolvimento (DEAL; WHITE, 2011).

A percepção pública que as florestas, em todas as circunstâncias, são necessariamente sempre boas para o ambiente da água tem sido questionada por setores da comunidade científica (CALDER, 2007).

Segundo Ellison; Futter; Bishop (2012), muitos trabalhos científicos relatam um impacto negativo das áreas florestadas na produção de água na escala de bacias hidrográficas. Exemplificando, concluem que o acréscimo de áreas florestadas diminuiria a produção enquanto a remoção dessas áreas aumentaria a disponibilidade de água nos corpos hídricos. Calder (2007) considera a existência de outro grupo de acadêmicos que argumentam o oposto. O plantio adicional de floresta poderia aumentar a disponibilidade de água e intensificar o ciclo hidrológico, ou seja: posto para escalas regionais maiores e num contexto global, a interação floresta-água desempenha uma função essencial no suprimento da umidade atmosférica que se torna precipitação no ciclo hidrológico.

O que resta claro é que as florestas são sem dúvidas os mais importantes provedores de serviços dos ecossistemas para a reabilitação ambiental, sequestro de carbono, manutenção da biodiversidade, biocombustível, produção de madeiras e outros benefícios sociais (DEAL; WHITE, 2012). Porém, as florestas usualmente não podem simultaneamente produzir esses múltiplos serviços em virtude das trocas existentes entre as suas competitivas funções, o que ocorre é que a potencialização de um serviço pode causar um declínio em outros (BENNETT; PETERSON; GORDON, 2009).

Os serviços do ecossistema florestal apresentam características diferentes nas escalas espaciais e temporais. A decisão racional no seu gerenciamento depende das condições locais, das necessidades do momento e principalmente de se conhecer os processos do ecossistema (WANG; FU, 2013).

Assim, conforme cita Wang; Fu (2013, p.145),

“para maximizar a produção dos serviços dos ecossistemas florestais, é necessário entender a base de sustentação ecológica que conduzem os processos para evitar o risco de trocas indesejáveis de serviços e ajudar a tirar partido das sinergias”.

No Brasil, particularmente no Paraná, o que se observa, é de forma geral, o plantio de árvores sem o planejamento apropriado. Normalmente, os trabalhos de

reconstituição da cobertura florestal não têm sido conduzidos adequadamente, ou seja, trabalhando a paisagem com parcelas de floresta de formas a obter um desejável balanço de valores que sejam ecologicamente possíveis (KIMMINS, 2008). Enfim, sem considerar que os impactos da floresta nos processos hidrológicos são específicos para os diferentes locais, e que toda a cautela deve ser exercitada quando extrapolamos resultados (WEI *et al.*, 2005).

Com o avanço dos estudos da hidrologia florestal a respeito das interações da floresta e da água, as funções da floresta em relação à sustentabilidade dos recursos hídricos permanecem discutíveis (ANDREASSIAN, 2004; CALDER, 2007). Apesar da inconsistência apresentada pelos resultados de alguns estudos hidrológicos, todos demonstram que a floresta tem uma importante função na redução do escoamento superficial e dos eventos extremos de enchentes (DEFRIES; ESHELMAN, 2004; BAUTISTA *et al.*, 2007). Esses estudos hidrológicos têm se mostrado muito importantes como suporte a proteção ambiental e ao desenvolvimento econômico em diversas partes do mundo (DEUCHRAS *et al.*, 1999; WEI *et al.*, 2005; ZORNOZA *et al.*, 2007; OUDIN, *et al.*, 2007). Na China, esse tipo de trabalho é que fornece as informações estratégicas para determinar a percentagem de área florestal que é necessária para proteger os recursos hídricos e para o desenvolvimento econômico, as práticas operacionais tais como, programas de regeneração florestal, recuperação de bacias hidrográficas e as adequadas práticas de manejo para regiões específicas (WEI *et al.*, 2005).

Muito embora a utilização de áreas florestadas seja uma ação amplamente indicada nos projetos de recuperação e conservação de ecossistemas (DEUCHRAS *et al.*, 1999; DEFRIES; ESHELMAN, 2004; WEI *et al.*, 2005; BAUTISTA *et al.*, 2007; ILSTEDT *et al.*, 2007; OUDIN *et al.*, 2007; VAN DIJK; KEENAN, 2007; ZORNOZA *et al.*, 2007), a completa eficiência para a obtenção de resultados desejados, depende de se conhecer a magnitude das questões a serem enfrentadas, os processos naturais que estão degradados e que são a causa dessas questões, os componentes do ecossistema que estão alterados causando a degradação dos processos naturais, e como atuam e quais são os mecanismos que podem adequar a estrutura desses componentes, para então se definir as funções desejáveis da floresta, em escala de paisagem, e efetivamente integrá-la nos processos de gestão dos ecossistemas (LORZ *et al.*, 2007).

O pouco conhecimento a respeito desses parâmetros tem dificultado a tomada de decisão na definição das estratégias, na distribuição espacial e na extensão ideal das ações a serem utilizadas no planejamento da gestão dos ecossistemas considerando a sua adequação ambiental e a sua produtividade. Esse fato indica a necessidade de se desenvolver protocolos que foquem em primeiro plano exclusivamente a integração da ciência ecológica no planejamento da gestão de ecossistemas e, desta forma buscar minimizar as incertezas e clarear os riscos que envolvem grande parte das decisões do manejo ecológico (PETERSON *et al.*, 2003), possibilitando aos planejadores e gestores mais consistência na definição do objetivo e das estratégias de trabalho, passo decisivo para o sucesso de qualquer iniciativa de gestão concorrente de ecossistema com múltiplos recursos (STANFORD; POOLE, 1996).

3.4.3 Planejamento e gerenciamento de ecossistemas

Os estudos que envolvem avaliações sobre as condições dos ecossistemas têm o foco de suas análises quase sempre voltados para a compreensão dos efeitos que as alterações nos ecossistemas e a perda da biodiversidade acarretam ao bem estar humano. O entendimento de como se vinculam a dinâmica dos processos sociais e econômicos com os processos ecológicos tem sido o ponto focal determinante da grande recorrência do tema nos trabalhos para a formulação de protocolos de gestão de ecossistemas (SANTOS-MARTIN *et al.*, 2013; STEVENSON, 2011; LIU *et al.*, 2007; GRAY, 2000, SATANFORD; POOLE, 1996). Em razão disso a atual comunidade científica tem arguido a necessidade de fortalecer a incorporação do conhecimento científico nos protocolos de gestão de ecossistema de forma a incrementar os processos de decisão e para melhor avaliar os efeitos da natureza sobre o bem estar da sociedade (PERRINGS *et al.*, 2011; MOONEY; MACE, 2009).

Desenvolver com sucesso o planejamento e o gerenciamento de ecossistemas requer que as comunidades políticas e científicas estabeleçam uma capacidade de criar e colocar em prática políticas para os sistemas sociais e ecológicos, prever consequências e monitorar os resultados (CARPENTER *et al.*, 2001). A esse propósito Liu *et al.* (2007) comentam que o sucesso ou a falha das

muitas políticas e práticas de gerenciamento está na habilidade de considerar a complexidade do relacionamento do homem com os sistemas naturais.

As características da interação do homem com os sistemas naturais devem considerar no planejamento e gerenciamento dos recursos naturais:

Primeiro, a arrogância das atitudes humanas no tratamento dos sistemas naturais é um impedimento para o progresso. Uma mudança da ideia de que o homem pode conquistar a natureza para o homem pode coexistir com a natureza ajudaria a melhorar o gerenciamento;

Segundo, como as ações humanas são mais fortemente ligadas a todo o mundo, as decisões da economia local são de maneira crescente desenhada por condições e processos a meio mundo de distância;

Terceiro, a constante mudança do acoplamento do homem com os sistemas naturais implica em um dinamismo no gerenciamento dos sistemas, porém a inércia tende a dominar as estruturas sociais, políticas e econômicas que são envolvidas em muitos aspectos do gerenciamento dos recursos naturais (LIU et al., 2007, p. 644 e 645).

Desta forma e embora se reconheça que não existirá planejamento e nem gerenciamento de ecossistemas, ou uso de serviços dos ecossistemas, que não sejam ativamente demandados para o bem estar humano (HEIN *et al.*, 2006; BOYD; BANZHAF, 2007); que a interação humana com os sistemas naturais é consagrada como essencial para as estruturas de gestão de ecossistemas (AN, 2012; AN; LÓPES-CARR, 2012); que as cinco propriedades básicas do bem estar humano (materiais básicos para uma boa vida, saúde, um bom relacionamento social, segurança e liberdade de escolha e ação) interagem com os fatores indiretos das mudanças ambientais (população, demografia, economia, política e governança, ciência e tecnologia e cultura), os quais por sua vez afetam os fatores diretos de mudanças nos ecossistemas (mudanças no uso e cobertura da terra, alterações físicas de habitats, contaminação química, introdução de espécies, prevenção de poluição e mudanças climáticas) (STEVENSON, 2011), propõem-se que a estrutura de gestão do ecossistema, em uma primeira etapa, deveria desenvolver o conhecimento científico sobre os processos ecológicos de forma integrada para então, numa segunda etapa, agregar os processos socioeconômicos na gestão do ecossistema.

A diretriz desse modelo de estrutura de gestão proposto por Stevenson (2011) simples e explicitamente sugere que o gerenciamento ambiental é iniciado quando o bem-estar humano é ameaçado pela falta dos serviços dos ecossistemas, é baseado:

- i. no entendimento que, embora o contexto socioeconômico esteja sempre presente, é determinante que as decisões relativas aos objetivos e estratégias de ação sejam tomadas unicamente a luz do conhecimento científico sobre o ambiente e seus componentes;
- ii. no entendimento que o claro conhecimento sobre os mecanismos e os componentes naturais envolvidos na gestão, podem minimizar os riscos devidos à complexidade e ao tempo dos processos ecológicos. Segundo Suding *et al.* (2004), se existe apenas um efeito negativo as decisões sobre que medidas restaurativas a usar, tornam-se relativamente mais diretas e seguras;
- iii. na experiência com os resultados de gestões anteriores de ecossistemas, as quais mostram que uma base científica sólida é importante para o trabalho no contexto socioeconômico, principalmente para obter, com sucesso, o envolvimento dos produtores rurais na adoção das práticas necessárias à correta utilização dos ecossistemas (SANTOS-MARTIN *et al.*, 2013; PARUELO, 2012; DEAL; COCHRAM; LAROCCO, 2012; VIHERVAARA, *et al.*, 2012).

A estratégia básica para o planejamento do uso da terra, no contexto das considerações anteriores, deve ser baseada na teoria do aumento das oportunidades para a redução dos riscos. Ou seja, utilizar a potencialidade que tem o ecossistema, muitas vezes única, de regular os processos naturais (hidrológicos) e então incrementá-la com as práticas mecânicas necessárias para atenuar os desgastes ambientais. Desta maneira, evitando o risco do desequilíbrio na aplicação da teoria que geralmente tende a adotar mais ações corretivas, que implicam em mudanças no meio ambiente sempre muito severa e rápida, em detrimento de ações que expressem o aumento da oportunidade da solução definitiva da questão, com a restauração da resistência e a resiliência da entidade trabalhada de forma que o serviço se autoperpetue e não necessite de novas intervenções (LAKE, 2013).

O manejo dos recursos hídricos, objetivando melhorar sua ampla gama de funcionalidades e utilizações, tem sido planejado se valendo de diferentes métodos, dos quais pode ser destacado o uso da vegetação (LARSON; DANELL, 2001; VANHA-MAJAMAA; JALONEN, 2001; BRUIJNZEEL, 2004; KEENAN; LIMA *et al.*, 2006; VAN DIJK, 2007; ILSTED *et al.*, 2007; ÁLVAREZ-YÉPIZ *et al.*, 2008, ZHENG *et al.*, 2008), e a adoção de boas práticas de manejo do solo (BRADY; WEIL, 2002).

Ambos os métodos têm seu foco na adequação da estrutura do solo para maximizar os efeitos positivos da dinâmica da água e conseqüentemente minimizar os seus efeitos deletérios (PUIGDEFABREGAS *et al.*, 1999; WILCOX *et al.*, 2003; PUIGDEFABREGAS, 2005; WEILER, 2005).

É crescente e necessário o reconhecimento que dar função à conservação da biodiversidade é essencial para a recuperação e manutenção de ecossistemas e, conseqüentemente, para a sobrevivência da espécie humana. Esse propósito é claramente evidenciado nas alterações que se observa no ciclo hidrológico, as quais não têm sido controladas de maneira eficiente por obras de engenharia e por práticas mecânicas de conservação.

O planejamento de uma nova estrutura ambiental, com vista à recuperação dos serviços de um ecossistema, deve ser precedido do reconhecimento das funções ecológicas afetadas, as quais devem apresentar a resiliência necessária para ser uma efetiva alternativa de recuperação do sistema degradado (CARPENTER *et al.*, 2001). Torna-se imperativo, portanto, que as limitações do serviço dos ecossistemas e as suas funções ecológicas sejam identificadas através de experimentos e/ou de análises comparativas, evitando assim erros de estratégia nas tentativas de sanear casos específicos (SUDING *et al.*, 2004).

Os diversos modelos utilizados no planejamento com vistas à restauração e/ou recuperação de ecossistemas contam com uma variedade considerável de planos e estratégias. Contudo, a definição dos objetivos da restauração ecológica ainda remanesce como o componente mais importante, porque é esse componente quem estabelece e organiza os resultados que se espera desses trabalhos, identifica e orienta quais as estratégias e modelos a serem utilizados, detalha o desenvolvimento dos planos de ação e determina os tipos e a extensão dos monitoramentos necessários para serem aplicados após a implantação do projeto (EHRENFELD, 2000).

Diversos fatores condicionam os meios pelo qual os objetivos da restauração são definidos e o grau da possibilidade deles serem realizáveis (HOBBS, 2007). Dentre esses fatores, destaca-se o reconhecimento do nível de organização (comunidade de espécies, ecossistemas, bacias hidrográficas, paisagens) que será envolvido no processo da restauração, e que ordenadamente reflita os mecanismos e funções ecológicas que podem ser apontados como críticos para os esforços da restauração (ALLEN *et al.*, 1997).

As bacias hidrográficas se caracterizam como uma das organizações mais completa de um ecossistema, com limites geográficos claramente definíveis que possibilitam a mensuração direta das ligações entre os componentes atmosféricos, hidrológicos e geológicos. Permitem, também, estimar como a composição do cenário de seu ambiente influencia e é influenciada pelas inter-relações, ligações e interdependência desses componentes (LIKENS, 2004).

Seguindo-se com o conjunto de elementos para o planejamento da restauração ecológica, de acordo com o que sugere Brooks *et al.* (2003), um outro grupo de considerações diz respeito à avaliação dos resultados que podem ser observados no ambiente e que sugerem perdas ou constrangimentos decorrentes de transformações acarretadas pelo uso da terra. Ponto chave no planejamento da restauração, esses resultados complementam a necessária clareza para o entendimento do objetivo e dos resultados a serem alcançados. Conforme menciona Heissenbuttel (1996), se o processo da restauração ecológica pretende ser ciência, ele deve partir do entendimento do que é conhecido, do que não é conhecido e que problemas devem ser resolvidos. No manejo de ecossistemas o que não conhecemos também afeta as decisões (CARPENTER, 2002).

Completando o grupo de fatores para o planejamento da restauração, temos o conjunto das informações ecológicas que poderão ser aplicadas à área do estudo. Trata-se de informações geradas através da análise dos dados medidos e monitorados na ação de experimentos manipulativos, os quais simulam cenários onde é avaliado o comportamento de processos naturais em relação às mudanças que se verificam nesses ambientes (CHAUCHARD *et al.*, 2007; REYNOLDS *et al.*, 2008) ou ainda, de experimentos comparativos que se baseiam em ecossistemas de referência, cujas áreas foram relativamente pouco perturbadas e cujo estado de conservação se encontra próximo das condições similares ao original do ambiente das áreas que serão recuperadas (POLASKY *et al.*, 2005; HOBBS, 2008).

Assim sendo, o suporte das informações ecológicas se mostra essencial para o processo da restauração, em vista de duas principais características, relativas à sua relevância:

– Primeiro, no apoio da clara identificação do mecanismo do ecossistema que se encontra corrompido e se manifesta no ambiente através dos constrangimentos que se pretende sanear e, ainda, na individualização do

componente desse ecossistema cuja funcionalidade exerça a adequação do ambiente para a realização do processo natural que se identificou como afetado.

– Segundo, como o suporte no indicativo das estratégias que deverão ser adotadas para a composição do cenário futuro, em vista da reversão dos processos degradados no ecossistema. Conforme sugere Millar *et al.* (2007), aprender de experiências e interativamente incorporar lições em planos futuros (em um completo senso de manejo adaptativo), é a forma correta pela qual o manejo dos recursos naturais devem ser conduzidos.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo localiza-se no município de Diamante do Norte, na região noroeste do Estado do Paraná, Sul do Brasil, entre as coordenadas de referência UTM 295820–7504614 e 316806–7488550, Fuso 22, *Datum* SAD69. Está inserida na Bacia Hidrográfica denominada “Paranapanema 4” à margem esquerda do Rio Paranapanema e do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Rosana na divisa do Estado do Paraná com o Estado de São Paulo. Abrange os limites naturais das bacias hidrográficas do Ribeirão Diamante do Norte (BHDN), do Ribeirão Maria Acorsi (BHMA) e do Rio Maracanã (BHMC) (FIGURA 3).

Encontra-se na área de influência da Estação Ecológica do Caiuá (EEC)

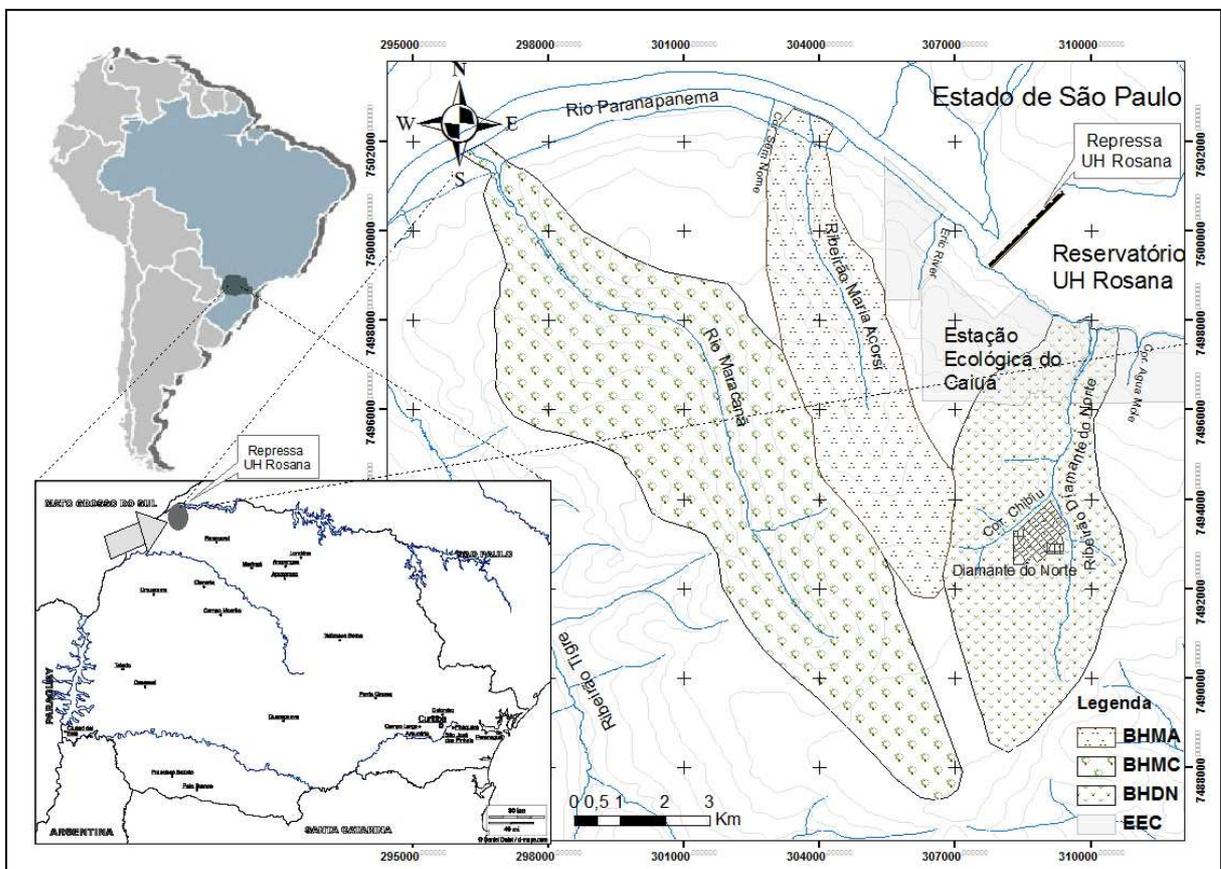


FIGURA 3 – LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

4.1.1 Bacias Hidrográficas

As bacias hidrográficas Diamante do Norte, Maria Acorsi e Maracanã têm sua denominação dada pelos nomes dos cursos d'água que as drenam. Todos são afluentes da margem esquerda do Rio Paranapanema (FIGURA 4).

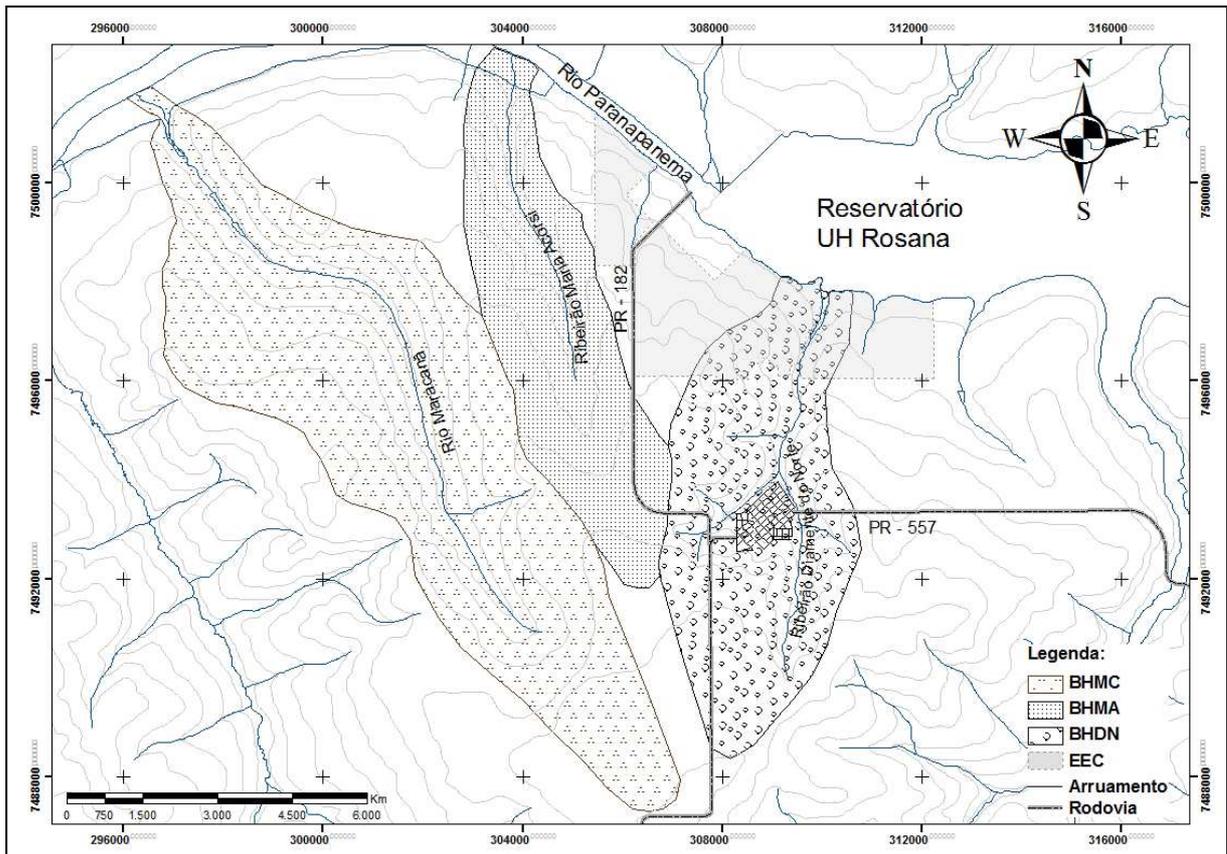


FIGURA 4 – BACIAS HIDROGRÁFICAS E REDE DRENAGEM

4.1.1.1 Bacia Hidrográfica do Ribeirão Diamante do Norte (BHDN)

A BHDN é uma bacia de terceira ordem de acordo com o sistema de classificação de Horton/Strahler. Ocupa uma área de 2691,13 ha e seus cursos de água determinam uma densidade de drenagem regular ($0,32 \text{ km.km}^{-2}$) de acordo com o que sugere Carvalho¹ (2006) citado por Rizzi (2013a).

¹ Carvalho, D. F. **Bacia hidrográfica** (cap.2). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Apostila. 2006. 15-32p.

É cortada transversalmente pela rodovia PR – 557 e longitudinalmente pela PR – 182. Nos seus limites está contido o perímetro urbano da cidade de Diamante do Norte que ocupa 4,75 % da área da BHDN.

4.1.1.2 Bacia Hidrográfica do Ribeirão Maria Acorci (BHMA)

A BHMA é uma bacia de primeira ordem de acordo com o sistema de classificação de Horton/Strahler. Ocupa uma área de 2184,18 ha e seus cursos de água determinam uma densidade de drenagem pobre ($0,30 \text{ km.km}^{-2}$) de acordo com o que sugere Carvalho², (2006) citado por Rizzi, (2013a).

A BHMA também tem na sua porção mais ao sul uma segmentação devida à passagem da rodovia PR – 182.

4.1.1.3 Bacia Hidrográfica do Rio Maracanã (BHMC)

A BHMC é uma bacia de segunda ordem de acordo com o sistema de classificação de Horton/Strahler. Ocupa uma área de 5301,99 ha e seus cursos de água determinam uma densidade de drenagem pobre ($0,32 \text{ km.km}^{-2}$) de acordo com o que sugere Carvalho², (2006) citado por Rizzi, (2013a).

As bacias hidrográficas BHDN, BHMA, BHMC possuem as áreas de drenagem com extensão condizente para os objetivos propostos para o presente trabalho, segundo o que sugere Carvalho² (2006), citado por Rizzi (2013). O grau de ramificação das bacias, dado pela sua ordem, reflete a topografia plana da região, o que também é expresso nas suas densidades de drenagem, que se situam entre bacias de drenagem pobre e regular, de acordo com Carvalho⁶ (2006), citado por Rizzi (2013).

² Carvalho, D. F. **Bacia hidrográfica** (cap.2). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Apostila. 2006. 15-32p.

4.1.2 Morfologia das bacias hidrográficas

A caracterização morfológica das bacias hidrográficas e as demais informações gráficas apresentadas e discutidas no presente trabalho foram executadas com a utilização das ortocartas-imagem produzidas com base em imagem SPOT-5 (703/395) de 2005, produto da composição colorida RGB, bandas 1, 2 e 3, com resolução de 5 m. Com recorte sistemático do mapeamento 1:50.000, carta MI 2726-1, todas foram manipuladas no formato *shapefile*, que é o formato digital de arquivos vetoriais para o Sistema de Informações Geográficas ArcGis 9.3.

Complementarmente à reambulação e aos levantamentos executados localmente, foram utilizados os dados e informações geoespaciais produzidos pelos estudos do Zoneamento Econômico Ecológico do Paraná (ITCG, 2005), pelos resultados da Avaliação Ecológica Rápida do Corredor Caiuá – Ilha Grande (IAP/STCP, 2005), e pelo Instituto de Terras, Cartografia e Geodésia do Paraná (ITCG, 2010).

As principais características morfológicas das bacias hidrográficas do estudo são as apresentadas na TABELA 9.

TABELA 9 – CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS ESTUDADAS. FONTE: CALCULADO PELO AUTOR

Caract. Morfológica	Bacias Hidrológicas		
	BHDN	BHMA	BHMC
Área (ha)	2691,13	2184,18	5301,99
Ordem	Terceira	Primeira	Segunda
Densidade de Drenagem – Dd (km/km ²)	0,32	0,30	0,32
Coeficiente de compacidade	1,27	1,49	1,55
Fator de forma - Ff	0,43	0,47	0,28
Índice de circularidade - IC	1,27	1,49	1,55
Extensão média do curso principal (km)	8,53	6,90	15,77
Sinuosidade do curso principal – Sin	1,08	1,01	1,13
Declividade média da bacia (%)	0 – 8	0 – 8	0 – 8
Altitude máxima – Hmax (m)	420	390	420
Altitude média – Hdm (m)	340	315	340
Altitude mínima – Hmin (m)	260	240	240
Declividade média do rio principal (%)	1,62	1,16	0,77

Os coeficientes de compacidade (Gravélius) apresentados pelas bacias hidrográficas sugerem que as mesmas se enquadram como bacias ovaladas. O fator de forma (Ff) calculado complementa esta determinação informando que se trata de bacias com baixa predisposição a enchentes dada a sua forma que permite que os

tributários drenem uma grande extensão da bacia em vários pontos ao longo do curso principal (RIZZI, 2013a).

O principal corpo d'água das bacias hidrográficas apresentam um índice de sinuosidade próximo de 1, o que os caracteriza como rios com pouca sinuosidade. O Rio Maracanã pela sua maior extensão foi o que apresentou um índice mais distante da unidade, no entanto sem expressividade.

O conjunto das bacias hidrográficas apresenta uma densidade média de 0,31 km/km², (TABELA 10). Segundo Carvalho³ (2006), citado por Rizzi (2013) os rios, relativamente a sua densidade de drenagem, são classificados como bacias com drenagem pobre. Muito embora a densidade de drenagem seja um indicador do grau de desenvolvimento de um sistema de drenagem, essa classificação deve ter uma avaliação relativa, especialmente porque depende da geomorfologia das bacias hidrográficas.

TABELA 10 – COMPRIMENTO (EXTENSÃO) DA DRENAGEM (m) NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS.

Bacias Hidrográficas	BHDN m	BHMC m	BHMA m	Total m
Corpos D'água				
Ribeirão Diamante do Norte	8526,15			8526,15
Rio Maracanã		15773,47		15773,47
Córrego Maria Acorsi			6896,36	6896,36
TOTAL	14923,56	17565,82	6896,36	31195,98
Densidade de drenagem (Dd)	0,32 (km/km ²)	0,30 (km/km ²)	0,32 (km/km ²)	0,31 (km/km ²)

A geomorfologia das bacias hidrográficas estudadas é representada por uma topografia plana a suave ondulada com relevo pouco acidentado, característica típica da região, (MAACK, 2002).

³ Carvalho, D. F. Bacia hidrográfica (cap.2). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Apostila. 2006. 15-32p.

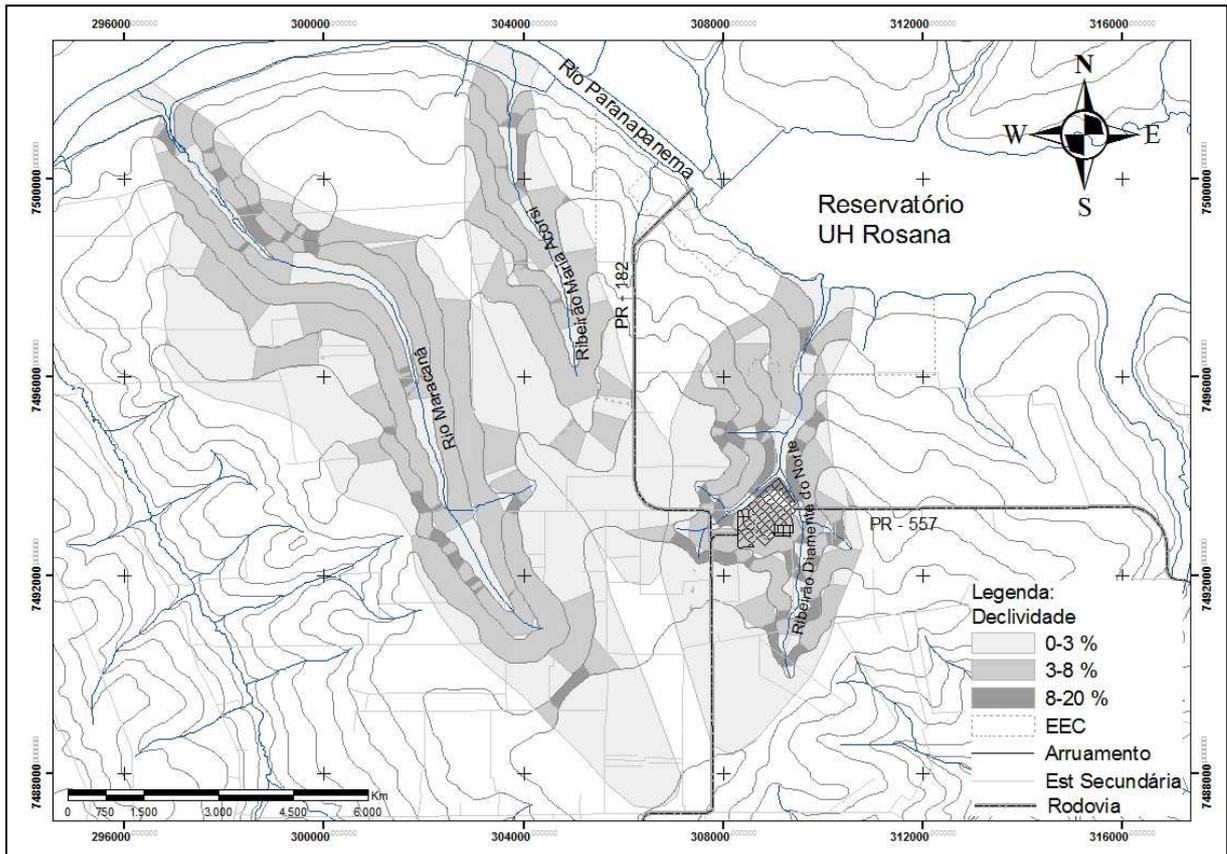


FIGURA 5 – CLASSES DE DECLIVIDADE E INFRAESTRUTURA VIÁRIA DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS. FONTE IAP/STCP (2006).

A maior porção da região estudada (95,69%) apresenta a declividade variando entre 0-8% e, somente 3,31% apresenta declividades superiores sem, no entanto, ultrapassar a classe dos 20% de inclinação (TABELA 11).

TABELA 11 – CLASSES DE DECLIVIDADE NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS.

Declividade	Bacias Hidrog.		BHND		BHMC		BHMA		Total	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
0-3 %	1347,14	50,06	2747,96	51,83	1286,26	58,89	5380,30	52,87		
3-8 %	1089,42	40,48	2405,25	45,36	862,38	39,48	4356,83	42,82		
8-20 %	254,57	9,46	148,78	2,81	35,53	1,68	438,78	4,31		
TOTAL	2691,13	100,00	5301,99	100,00	2184,18	100,00	10177,30	100,00		

Essas declividades pouco acentuadas, embora representem um menor tempo com que se dá o escoamento superficial, o que facilitaria o planejamento da bacia hidrográfica no tocante às práticas conservacionistas, tem essa peculiaridade afetada pela divisão das classes de declividade que, conforme se observa, ficam mais íngremes na medida em que se aproxima do eixo da rede de drenagem. (FIGURA 5).

Potencializando o efeito da declividade no escoamento superficial, tem-se a rede viária nas bacias hidrográficas, a qual conta com uma malha de 150,96 km de extensão, apresentando uma densidade 1 km/km². A maior extensão da rede encontra-se em BHDN (69,28 km) em vista do trecho das rodovias PR – 182 e PR – 557 que cortam toda a extensão da bacia e do arruamento do perímetro urbano da cidade de Diamante do Norte (TABELA 12).

TABELA 12 – INFRAESTRUTURA VIÁRIA DAS BACIAS ESTUDADAS.

Bacia Hidrográfica	BHDN		BHMC		BHMA		Total	
	km	km/km ²	km	km/km ²	km	km/km ²	km	km/km ²
Rede viária								
Arruamento	19,50	0,4074		0		0	19,50	0,1296
Estrada Secundária	35,42	0,7401	67,95	1,0084	11,43	0,3242	114,80	0,7628
Rodovia	14,36	0,3000		0	2,30	0,0653	16,66	0,1107
TOTAL	69,28	1,4475	67,95	1,0084	13,73	0,3895	150,96	1,0031

4.1.3 Uso do solo das bacias hidrográficas

A exploração agrícola da região das bacias hidrográficas estudadas iniciou-se nos anos 40, quando agricultores de outros estados brasileiros começaram a cultivá-la atraídos pela “boa qualidade de seus solos”, especialmente para a cultura do café.

A cultura do café veio a ser substituída por culturas temporárias e finalmente ocupada pelas pastagens, que atualmente dominam a paisagem regional, acompanhadas das culturas de mandioca, de café, e de outras (cana de açúcar, milho, feijão etc.). As áreas cultivadas com agricultura e pastagem ocupam 88,23 % da área total das bacias hidrográficas (TABELA 13).

TABELA 13 – USO DA TERRA À ÉPOCA NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS ESTUDADAS (ha) e PERCENTAGEM EM RELAÇÃO À ÁREA TOTAL DAS BACIAS (%).
FONTE: O AUTOR INTERPRETAÇÃO DA IMAGEM SPOT 2005.

Uso da Terra	BHDN		BHMC		BHMA		Total	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Florestas	509,92	18,95	42,46	0,80	111,75	5,12	664,13	6,53
Mata ciliar	69,99	2,60	21,85	0,41	11,02	0,50	102,85	1,01
Várzeas	29,16	1,08	130,31	2,46	67,32	3,08	226,79	2,23
Reflorestamento	2,73	0,10	5,24	0,10	3,21	0,15	11,17	0,11
Pastagem	906,80	33,70	2513,14	47,40	1175,34	53,81	4595,07	45,15
Agricultura	1018,04	37,83	2562,49	48,33	804,08	36,81	4384,61	43,08
Área urbanizada	145,89	5,42	20,78	0,39	11,43	0,52	178,11	1,75
Corpos d'água	8,62	0,32	5,73	0,11	0,03	0,00	14,38	0,14
TOTAL	2691,13	100,00	5301,99	100,00	2184,18	100,00	10177,10	100,00

Na BHDN, a menor ocupação com áreas cultivadas (71,53 %), deve-se ao fato da existência das florestas da EEC internamente aos limites dessa bacia. Na BHMA (90,62%) e na BHMC (95,73%) os índices de uso com agricultura e pastagem estão dentro da amplitude média da região.

As áreas com cobertura florestal da BHMC são inexpressivas, representam 1,30% do total da área da bacia. A BHMC tem na sua porção norte, às margens do Rio Paranapanema, a ocorrência de uma área de várzea que ocupa 0,71% do território da bacia. Trata-se de várzea formada além do dique natural, circunstância típica do rio nessa região da bacia do Rio Paranapanema.

Na BHMA as áreas florestais ocupam pouco mais de 5%. De destaque na ocupação do solo da bacia, também temos a ocorrência de uma várzea que ocupa parte do território da bacia (1,77%) às margens do Rio Paranapanema.

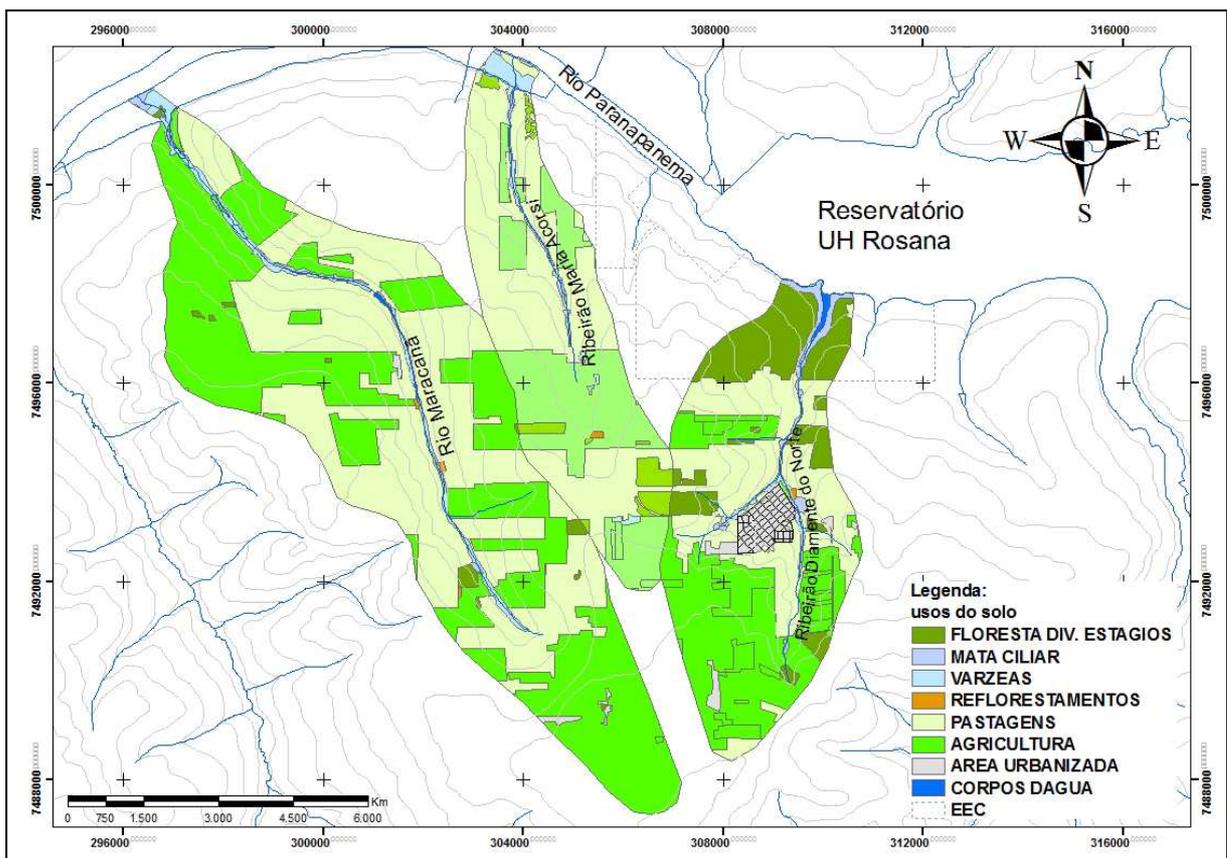


FIGURA 6 – USO DO SOLO DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS. Fonte IAP/STCP (2006).

A área coberta com vegetação natural é ocupada pela floresta estacional semidecidual e representa 9,77 % da região das bacias hidrográficas. O maior índice de ocupação por florestas encontra-se localizado na BHDN (22,63%), e o menor

índice na BHMC (3,67%), ficando a posição mediana localizada na BHMA (8,70%). As áreas com florestas plantadas apresentam índices de ocupação desprezíveis (menos de 0,11%).

As regiões ripárias, compostas pelas matas ciliares e pelas várzeas, ocupam aproximadamente 2,40 % da área de estudo (FIGURA 6).

4.1.4 Clima e hidrografia das bacias hidrográficas

A área de estudo apresenta os climas do tipo **Cfa** - mesotérmico, úmido, sem estação seca e com verões quentes. A temperatura média do mês mais frio é abaixo de 18° C e a temperatura média do mês mais quente é acima dos 22° C. A precipitação média anual é de 1200 - 1400 mm, sendo o trimestre mais chuvoso, dezembro, janeiro e fevereiro. A umidade relativa do ar (média anual) é de 75%, e a evaporação potencial anual é de 1000 a 1100 mm (MAACK, 2002) (FIGURA 7).

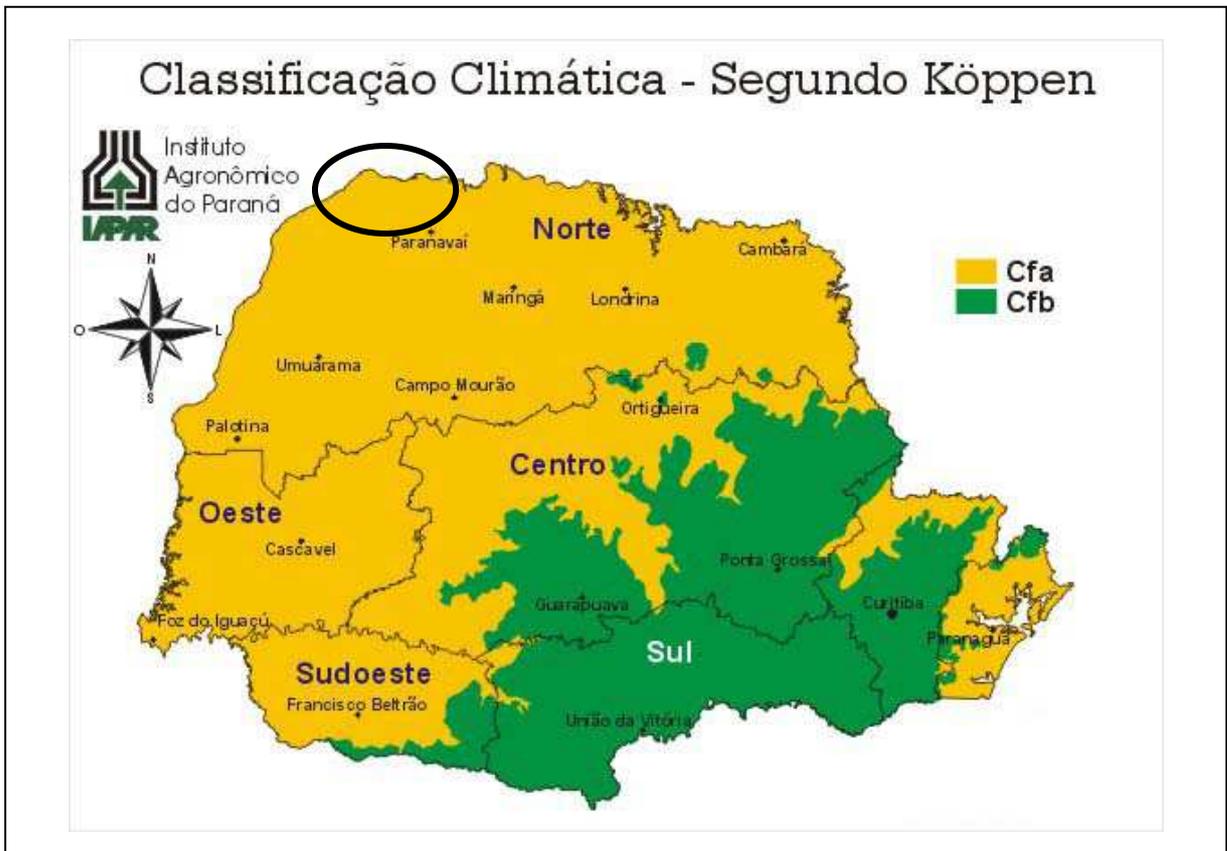


FIGURA 7 – MAPA DA CLASSIFICAÇÃO CLIMÁTICA DO PARANÁ. FONTE IAPAR (2014)

A área de estudo está localizada na Bacia Hidrográfica Paranapanema 4, segundo a classificação SEMA e PARANÁ ÁGUAS, conforme SUDERSA (2007). Os corpos hídricos na região de estudo e sua área de influência apresentam uma densidade de drenagem de média 0,39 km/km² (FIGURA 8).



FIGURA 8 – BACIAS HIDROGRÁFICAS DO PARANÁ, DESTAQUE REGIÃO DO ESTUDO.
FONTE SUDERHSA (2007)

4.1.5 Geologia e solos das bacias hidrográficas

As bacias hidrográficas estudadas situam-se no terceiro planalto paranaense, o qual é limitado a Leste pela Serra Geral do Paraná e a oeste pelo Rio Paraná, abrangendo todo o limite do Estado na direção Norte e Sul (IAP, 1997). O material de origem que contribuiu para a formação da maioria dos solos da região está representado pelo Arenito Caiuá - série São Bento – Cretáceo. Sua região situa-se na margem esquerda do Rio Paranapanema sobre depósitos de sedimentos (IAP, 1997). A topografia da região é plana a suave ondulada com relevo pouco acidentado (MAACK, 2002).

As características granulométricas dos solos da área de estudo indicam o predomínio de solos de textura mais grosseira (areia grossa e fina) e com as proporções de silte e argila relativamente mais baixa. A classe textural dos solos das bacias estudadas é classificada como Franco Argilo Arenoso, apresentando resultados médios de 74,8% de areia, 2,5% de silte e 22,8% de argila (TABELA 14).

TABELA 14 – VALORES MÉDIOS E DESVIO PADRÃO DA ANÁLISE GRANULOMÉTRICA DO SOLO DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS. FONTE: O AUTOR.

Bacia	Profund (cm)	----- % -----			
		Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila
BHDN	5	55,0 ± 12,5	23,3 ± 7,6	2,7 ± 1,5	19,0 ± 10,4
BHMA	5	51,7 ± 16,3	23,5 ± 5,5	3,3 ± 1,5	21,8 ± 19,1
BHMC	5	52,5 ± 7,2	25,8 ± 9,4	2,0 ± 0,8	20,0 ± 4,1
BHDN	12,5	50,7 ± 4,9	28,0 ± 5,0	1,8 ± 1,0	19,8 ± 10,4
BHMA	12,5	47,0 ± 6,4	28,3 ± 1,3	2,5 ± 1,3	22,3 ± 4,5
BHMC	12,5	52,7 ± 4,6	24,7 ± 7,8	1,7 ± 1,2	21,0 ± 8,9
BHDN	32,5	50,3 ± 8,1	23,3 ± 2,9	2,0 ± 1,0	24,3 ± 11,5
BHMA	32,5	43,8 ± 4,8	24,5 ± 0,0	3,0 ± 0,0	28,8 ± 4,6
BHMC	32,5	44,3 ± 4,2	23,7 ± 4,0	3,3 ± 2,5	28,7 ± 8,3

Os solos das bacias estudadas são de baixa fertilidade natural. Têm na matéria orgânica a principal fonte de nutrientes para as plantas. (FIGURA 9).

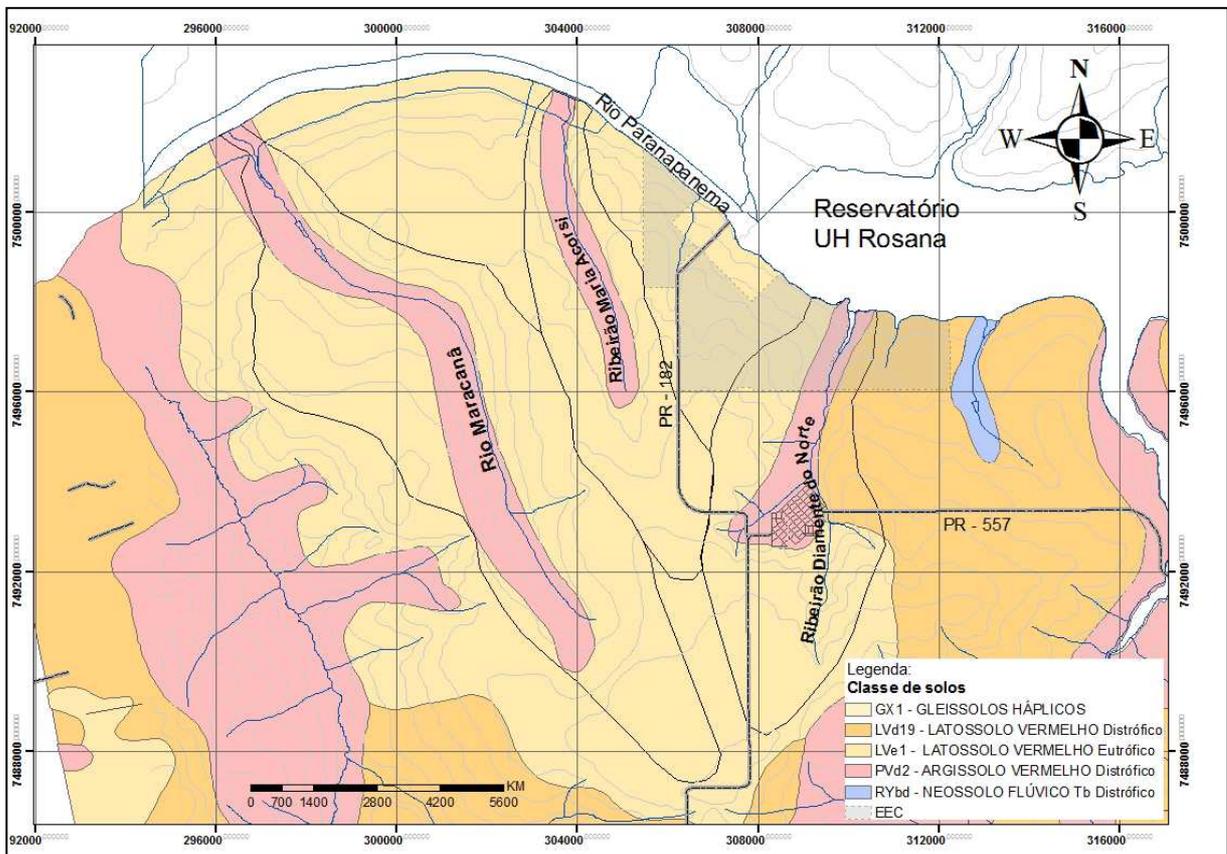


FIGURA 9 – SOLOS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS. FONTE: BHERING *et al.* (2008).

A maior extensão da área é ocupada pelos solos da classe dos Latossolos vermelhos eutróficos (75,12%). Nos fundos de vale ocorre a classe de solos dos Argissolos vermelhos distróficos (21,81%) e nas áreas aluviais a classe de solos dos Gleissolos háplicos (1,80%) (IAP/STCP, 2005; IAP, 1997) (TABELA 15).

TABELA 15 – CLASSES DE SOLO E EXTENSÃO DE SUAS ÁREAS E PERCENTAGEM DE OCORRÊNCIA NAS BACIAS HIDRODRÁFICAS. (Fonte IAP/STCP, 2006).

Classes de solo	Bacias Hidrográf.		BHDN		BHMC		BHMA		Total	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Argissolos vermelho distrófico	391,42	14,54	1397,92	26,37	430,48	19,71	2219,82	21,81		
Latossolos vermelho distrófico	129,22	4,80					129,22	1,27		
Latossolos vermelho eutrófico	2170,49	80,65	3812,10	71,90	1662,46	76,11	7645,05	75,12		
Gleissolos háplicos			91,97	1,73	91,24	4,18	183,21	1,80		
TOTAL	2691,13	100,00	5301,99	100,00	2184,18	100,00	10177,30	100,00		

Os solos das bacias hidrográficas estudadas apresentaram, para os respectivos tipos de vegetação as características químicas que são descritas na TABELA 16.

TABELA 16 – MÉDIA E DESVIO PADRÃO DA ANÁLISE QUÍMICA DO SOLO NOS TRATAMENTOS C=CAFÉ; M=MANDIOCA; P=PASTAGEM; F=FLORESTA. FONTE: O AUTOR.

TRAT	pH		Al ³⁺	H ⁺ A1 ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	SB	CTC	P	C	V	Ca	Mg	K	M	
	CaC ₂	H ₂ O	cmol _c dm ⁻³						mgdm ⁻³	gdm ⁻³	%						
C	m	4.9	6.0	0.1	3.05	1.38	0.64	0.20	2.17	5.27	45.48	3.85	42.09	26.36	11.98	3.75	3.57
	dp	0.7	0.5	0.2	0.67	0.29	0.26	0.15	0.74	0.47	28.45	1.59	10.85	5.60	4.67	2.73	7.15
M	m	5.1	3.3	0.0	2.73	1.94	0.48	0.17	2.58	5.31	28.30	4.35	48.47	36.26	8.98	3.23	0.00
	dp	0.1	3.8	0.0	0.00	0.42	0.02	0.03	0.37	0.37	36.49	2.79	3.57	5.35	1.02	0.76	0.00
P	m	4.9	5.9	0.0	2.82	1.03	0.61	0.13	1.77	4.60	3.97	4.87	38.59	22.47	13.33	2.89	0.00
	dp	0.4	0.4	0.0	0.42	0.19	0.16	0.11	0.36	0.39	2.20	0.60	7.51	4.42	2.46	2.59	0.00
F	m	5.1	6.2	0.0	3.04	2.66	1.18	0.14	3.98	7.02	3.10	8.82	56.72	37.87	16.78	2.05	0.88
	dp	0.4	0.4	0.1	0.45	0.27	0.30	0.09	0.36	0.10	1.56	1.50	5.87	4.09	4.45	1.27	1.52

Nota: m=média dos tratamentos nas bacias hidrográficas estudadas, dp=desvio padrão.

4.1.6 Vegetação

As escassas áreas de florestas existentes nas bacias hidrográficas são do tipo Estacional Semidecidual (floresta estacional) que possuem uma vegetação cujo conceito ecológico está condicionado à dupla estacionalidade climática, uma tropical

com época de intensas chuvas de verão e outra subtropical sem período seco, mas com seca fisiológica provocada pelo frio do inverno (IBGE, 1992). Segundo Roderjan *et al.* (2002), esta unidade fitogeográfica se estabelece onde, além da ocorrência eventual de geadas, a flora está condicionada a um período de baixa precipitação pluviométrica, quando 20 a 50% das árvores que compõem o dossel da floresta perdem suas folhas, modificando fortemente a fisionomia da vegetação.

A espécie arbórea mais expressiva da floresta estacional é a *Aspidosperma polyneuron* (Peróba), árvore dominante no estrato superior da floresta que é acompanhada por *Casearia gossypiosperma*, *Savia dictyocarpa*, *Balfourodendron riedelianum*, *Cedrella fissilis* e *Tabebuia avellanadae*.

Nas formações secundárias, que se sucedeu a cortes rasos da floresta, a regeneração natural da vegetação é dominada predominantemente por rebrotas dos indivíduos primitivos e por espécies heliófilas invasoras, como: *Croton floribundus*, *Pterogyne nitens*, *Eugenia uniflora*, *Nectandra falcifolia*, *Chrysophyllum gonocarpum*, *Alchornea triplinervea*, *Casearia gossypiosperma*, *Cecropia pachystachya*, *Balfourodendron riedelianum*, *Holocalyx balansae*, entre outras (IAP, 1997).

A região apresenta também uma estreita faixa de floresta aluvial às margens do Rio Paranapanema que se trata de uma pequena amostra da associação brejosa denominada pindaíba, onde domina o *Calophyllum brasiliense* espécie de ampla distribuição na América Latina, porém no noroeste paranaense tem sua ocorrência restrita a estas situações edáficas específicas das cheias periódicas do Rio Paranapanema (ELETROSUL, 1986; IAP 1997).

4.2 EXPERIMENTO DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL

Os trabalhos com o propósito de testar os pressupostos colocados para os objetivos do estudo foram executados através de um experimento para avaliar os processos hidrológicos de escoamento superficial e infiltração da água na superfície do solo e suas relações com o meio físico. O experimento avaliou os processos hidrológicos de escoamento superficial e infiltração da água na superfície do solo, para quatro tratamentos representados por diferentes tipos de vegetação e foi desenvolvido através de precipitações realizadas com simulador de chuvas.

4.2.1 Tratamentos – tipos de vegetação

Os tratamentos utilizados no experimento são representados por quatro diferentes tipos de vegetação (FIGURA 10), a saber:

- i. Cultivo adensado de Café (*Coffea arabica* L.) (C). Considera-se que uma lavoura é adensada quando o espaço livre entre as linhas de cafeeiros é igual a zero ou inferior a 0,2 m. A distância entre as covas na linha pode variar desde 1,0 m até 1,5 m para covas de duas plantas, ou de 0,5 m a 1 m para covas de uma planta, (ANDROCIOLOI, 2002);
- ii. Cultivo convencional de Mandioca (*Manihot esculenta*, Crantz) (M). O cultivo é realizado com o revolvimento do solo basicamente com aração e gradagem. O arado efetua o corte, elevação, inversão e queda, com um efeito de esboroamento de fatias de solo denominadas de leivas. A grade complementa esse trabalho, diminuindo o tamanho dos torrões na superfície, além de nivelar o terreno (GABRIEL FILHO *et al.*, 2000).
- iii. Cultivo de Pastagem (*Urochloa spp*⁴) (P). A maioria das pastagens cultivadas na região Noroeste do Paraná é constituída por gramíneas perenes de verão, notadamente espécies de *Brachiaria*. Em geral, não são realizadas adubações de correção e manutenção necessárias para que haja produção, qualidade e persistência adequadas (FRANCHINI *et al.*, 2011).
- iv. Florestas Nativas (F). As áreas com cobertura florestal referem-se a florestas nativas com diferentes graus de alteração, com índices de diversidade de Shannon-Weaver (H'), variando entre 2,691 e 2,876. Como informação de referência tem o índice de diversidade Shannon-Weaver (H') de 3,755 das florestas nativas da EEC, (COSTA FILHO *et al.*, 2005).

Todos os usos, com exceção das áreas florestais, adotam as técnicas convencionais de conservação de solo com plantio em nível e terraceamento.

⁴ Nova classificação para *Brachiaria spp.*



FIGURA 10 – TRATAMENTOS DEFINIDOS PARA O EXPERIMENTO FLORESTA (F), MANDIOCA (M), CAFÉ (C) E PASTAGEM (P).

4.2.2 Simulador de chuvas

As precipitações simuladas foram executadas por intermédio de um simulador de chuvas do tipo Goettingen, produzido em 1984 no Instituto Agrônomo do Paraná IAPAR em convênio com a Universidade de Goettingen e Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GTZ, para estudos de erosão hídrica em diversos sistemas e manejo do solo (ROTH *et al.*, 1985) (FIGURA 11) .



FIGURA 11 – SIMULADOR DE CHUVA. DETALHES DA ESTRUTURA B E DA UNIDADE AMOSTRAL.

Os simuladores de chuva do tipo formadores de gotas, diferentemente dos do tipo spray, são indicados para os estudos de fatores que influenciam a infiltrabilidade, e o modelo Goettingen adaptado, soma a essa característica a possibilidade de produzir gotas que têm energia terminal e tamanho similar aos encontrados em chuvas naturais. É capaz de produzir diferentes intensidades de precipitação que são uniformes dentro das unidades amostrais, permite executar medições durante períodos com ventos, demanda pequeno consumo de água, além disso, tem independência de energia, mobilidade e é de fácil operação (ROTH *et al.*, 1985).

Segundo Roth *et al.* (1985), o simulador de chuva é formado por um conjunto de componentes (Estrutura B) que são sustentados por 4 (quatro) cantoneiras de ferro de 3,00 m de altura (A). Os componentes do simulador de chuvas e suas respectivas funções são descritas pelo autor como sendo:

Uma caixa de água metálica (H), com capacidade de 40 litros, existente no topo da estrutura que abastece todo o sistema;

Um reservatório construído em PVC (C), o qual pode ter sua altura ajustada para determinar a pressão d'água que abastecerá os tubos capilares, que produziram as gotas da precipitação. Para controlar o nível de água, um tubo de referência (F) é fixado pelo lado de fora do reservatório. Para evitar possíveis entupimentos dos tubos capilares, por bolhas de ar, o reservatório é adaptado com uma tampa hermética com uma válvula de bomba de bicicleta.

A partir do reservatório de PVC (C) saem tubos capilares feitos de polietileno (D) que são conectados a uma placa de distribuição (E), também, feita de PVC, com dimensões de 0,68 x 0,68 m.

Para produzir diferentes tamanhos de gotas, três tipos diferentes de tubos capilares foram selecionados, a saber: 289 tubos com diâmetro interno (D_i) de 1 mm, 289 tubos com D_i de 0,5 mm e 578 tubos com D_i de 0,1 mm, os quais são espaçados alternadamente em 0,02 m na placa de distribuição, perfazendo um total de 1156 pontos de gotejamento. Esta disposição irriga uma área aproximada de $0,462 \text{ m}^2$ (0,68 x 0,68 m), o que assegura o total da precipitação sobre a unidade amostral de $0,250 \text{ m}^2$ (0,5 x 0,5 m), evitando o efeito de borda.

A energia cinética média da chuva produzida por simuladores, para precipitações com intensidade de 120 mm.h^{-1} é de $6,97 \text{ J.m}^{-2}.\text{mm}^{-1}$ (ROTH *et al.*, 1985), ou seja, para o experimento, 3,26 J por unidade amostral para cada milímetro de precipitação. Os valores mostraram-se proporcionais a outros valores de energia cinética obtida para simuladores de chuva do mesmo tipo (HOLDEN; BURT, 2002; JORDAN; ZAVALA, 2008).

Abaixo da placa de distribuição foi fixada uma tampa de alumínio (J) para coletar as gotas da precipitação com o propósito de calibrar o simulador. A água coletada nessa tampa é direcionada a um recipiente com escala (proveta) para ajustar a intensidade da precipitação. Para dar início à precipitação a tampa (J) é girada para baixo liberando o gotejamento sobre a unidade amostral. A caixa de água e o reservatório são abastecidos com uma bomba de água manual.

A calibração do simulador foi feita através de medições repetidas da intensidade da chuva com diferentes ajustes do nível da água e da altura do reservatório. Essas medições são executadas em cada unidade amostral no início e no final do experimento com o propósito de identificar a consistência da intensidade da precipitação em cada unidade amostral.

A unidade amostral, com dimensões de 0,5 x 0,5 m, foi limitada por uma moldura de ferro construída com chapas de 35 cm de altura, que é enterrada no solo no centro do simulador até a altura aproximada de 25 cm (L). Na parte interior de um dos lados da moldura, na porção mediana da chapa, existe uma calha dupla com um dreno central. A moldura é enterrada até atingir a altura da parte inferior da calha, assegurando que toda a água que escorre sobre a superfície do solo drene através da calha e escoe por um cano para fora da moldura, onde a amostra do escoamento superficial é coletada (M) (FIGURA 12).



FIGURA 12 – ASPECTOS DA UNIDADE AMOSTRAL INSTALADA NO CENTRO DO SIMULADOR DE CHUVAS.

4.2.3 Sistema de amostragem

Em áreas representativas dos tratamentos propostos pelo trabalho, foram selecionados os locais para o estabelecimento do sistema de amostragem (FIGURA 13).

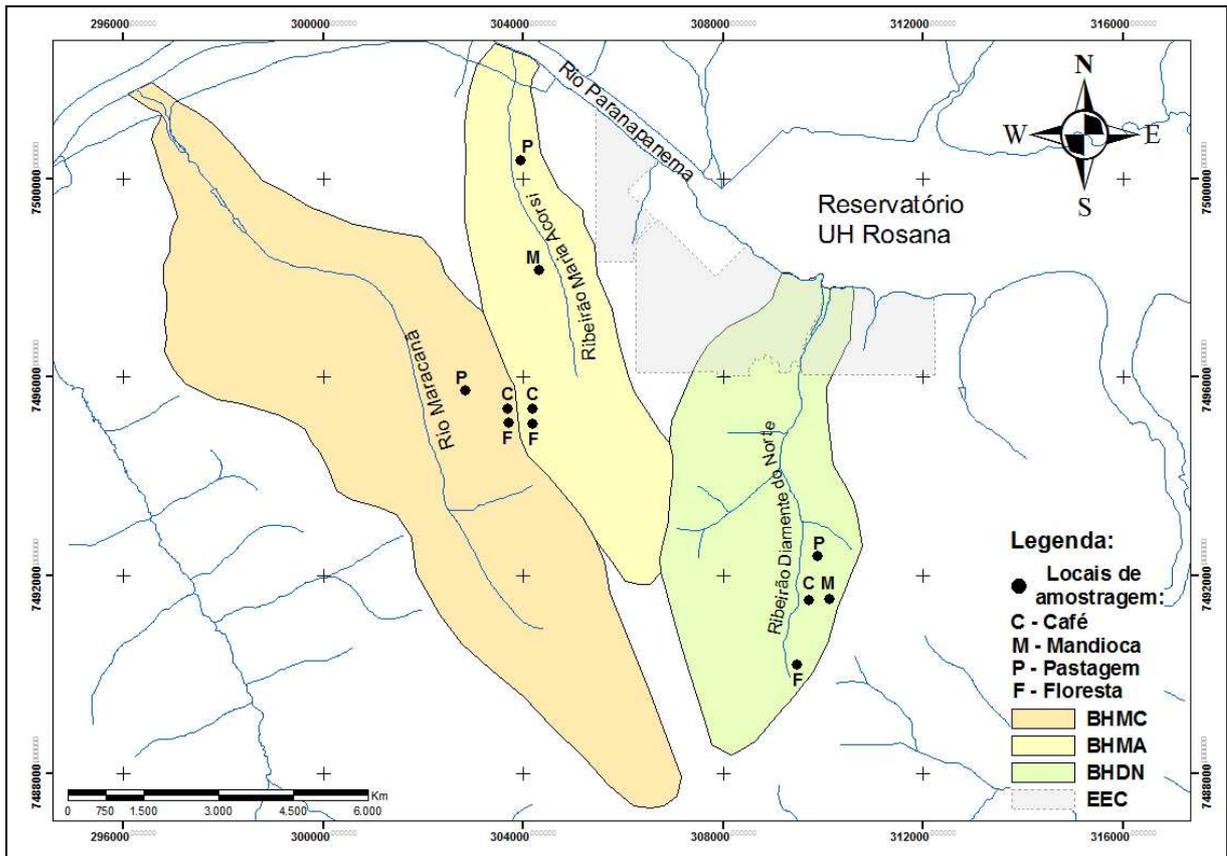


FIGURA 13 – LOCALIZAÇÃO DO SISTEMA DE AMOSTRAGEM.

O sistema de amostragem foi repetido dentro dos limites naturais das três bacias hidrográficas BHDN, BHMA e BHMC.

Nos locais de amostragem definiram-se ao acaso quatro pontos aonde foram instaladas as unidades amostrais de cada tratamento, compondo dessa maneira o total do experimento, o qual ao final totalizou quarenta e oito (48) unidades amostrais, ou seja, foram executadas quatro (4) coletas em cada um dos tratamentos e repetidas nas três bacias hidrográficas (TABELA 17).

TABELA 17 – LOCALIZAÇÃO DO SISTEMA DE AMOSTRAGEM

BACIAS HIDROGRÁFICA	LOCALIZAÇÃO	TRATAMENTO	REPETIÇÃO	COORDENADAS - UTM Fuso 22, Datum SAD69
BHDN	Fazenda do Prefeito	Café	1	309678 – 7491582
			2	309654 – 7491578
			3	309640 – 7491578
			4	309613 – 7491574
	Fazenda do Prefeito	Mandioca	1	309675 – 7491597
			2	309653 – 7491593
			3	309634 – 7491592
			4	309610 – 7491593
	Fazenda do Waldir	Pastagem	1	309524 – 7491923
			2	309532 – 7491946
			3	309533 – 7491982
			4	309533 – 7491982
	Fazenda Arapongas (Nascente do Ribeirão Diamante do Norte)	Floresta	1	309740 – 7490516
			2	309653 – 7490602
			3	309596 – 7490675
			4	309570 – 7490702
BHMA	Fazenda Noboro	Café	1	304256 – 7495234
			2	304196 – 7495234
			3	304098 – 7495224
			4	304004 – 7495223
	Fazenda Próximo do Lago	Mandioca	1	304515 – 7498187
			2	304514 – 7498147
			3	304522 – 7498091
			4	304517 – 7498057
	Fazendo do Pupio	Pastagem	1	303904 – 7499255
			2	303893 – 7499291
			3	303878 – 7499319
			4	303888 – 7499373
	Fazenda Colégio Agrícola	Floresta	1	304153 – 7494958
			2	304665 – 7494955
			3	303888 – 7499373
			4	304773 – 7494948
BHMC	Fazenda Noboro	Café	1	303652 – 7495234
			2	303612 – 7495232
			3	303547 – 7495241
			4	303571 – 7495302
	Fazenda Noboro	Mandioca	1	303570 – 7495225
			2	303541 – 7495222
			3	303521 – 7495223
			4	303567 – 7495291
	Fazenda do Rubens	Pastagem	1	302567 – 7495291
			2	302523 – 7495353
			3	302531 – 7495409
			4	302571 – 7495358
	Fazenda Colégio Agrícola	Floresta	1	304098 – 7495224
			2	304877 – 7494944
			3	304832 – 7494912
			4	304190 – 7495068

4.2.4 Determinação dos parâmetros hidrológicos

O experimento foi executado no período de abril a maio de 2007 através de chuvas simuladas com intensidade média correspondente a $127,06 \text{ mm h}^{-1}$, aferidas no início e no término das simulações, em cada uma das unidades amostrais. Essa alta intensidade de precipitação, que foi definida para obter rápidas respostas no escoamento superficial, seguiu os valores extremos das precipitações registradas nas chuvas naturais na região.

As precipitações foram realizadas até o escoamento superficial apresentar taxas constantes por dez medições consecutivas, o que ocorreu, frequentemente, em torno dos sessenta minutos (60) após o início da chuva na intensidade empregada. Na unidade amostral o escoamento superficial resultante das precipitações foi coletado a cada tempo, sem intervalos definidos, por períodos de um (1) minuto e medidos manualmente em uma proveta (TABELA 18).

A placa de distribuição do simulador de chuvas foi ajustada, em cada unidade amostral, para estar a 3,0 m do nível do solo. Sempre que o movimento do ar mostrou-se significativo, uma proteção de lona plástica foi usada para minimizar o efeito dos ventos abaixo da placa de distribuição.

A água usada nas simulações foi obtida de córregos em cada uma das respectivas bacias hidrográficas. Trata-se de água utilizada para o consumo humano, o que permite admitir serem águas com baixa concentração de solutos que possam afetar a erodibilidade do solo através de troca iônica (HODEN; BURT, 2002).

O escoamento coletado foi depositado em uma vasilha e armazenado para a medição da concentração de sedimentos. A concentração de sedimentos foi medida em laboratório através de filtragens a vácuo com filtros de fibra de vidro ($\emptyset - 0,05 \text{ mm}$) e secados em forno a 105° C para determinação da matéria seca e após em forno a 470° C para quantificar o conteúdo de matéria inorgânica.

Amostras de solos foram obtidas de três pontos das unidades amostrais, em cinco profundidades diferentes, para a determinação da umidade do solo na época da simulação das chuvas. A umidade foi determinada pela razão entre a massa d'água contida no solo, evaporável em estufa a $105^\circ - 110^\circ \text{ C}$, e a massa de solo seco em estufa, à mesma temperatura, até constância de massa (EMBRAPA, 1997).

TABELA 18 – LOCAL, DATA, HORÁRIO E PRECIPITAÇÃO EM CADA UNIDADE AMOSTRAL (UA).

BACIAS HIDROGRAFICAS	TRAT	UA	DATA	HORÁRIO		P _p (mm h ⁻¹)	
				Início	Final		
BHDN	Café	1	25/05/07	14:44	16:08	131,17	
		2	29/05/07	09:58	10:51	118,18	
		3	29/05/07	15:28	16:18	125,97	
		4	30/05/07	13:23	14:38	124,67	
	Mandioca	1	26/05/07	09:47	11:41	119,48	
		2	29/05/07	13:12	14:14	120,78	
		3	30/05/07	09:35	10:47	115,58	
		4	30/05/07	15:37	16:37	109,10	
	Pastagem	1	31/05/07	11:03	12:06	129,87	
		2	31/05/07	13:37	15:05	129,87	
		3	01/06/07	08:29	09:31	129,87	
		4	01/06/07	11:16	12:09	129,87	
	Floresta	1	01/06/07	14:54	16:17	122,34	
		2	02/06/07	08:45	10:03	124,67	
		3	02/06/07	11:29	12:10	129,87	
		4	02/06/07	13:49	14:36	129,87	
	BHMA	Café	1	02/05/07	15:54	17:21	125,97
			2	03/05/07	10:51	11:56	123,38
			3	03/05/07	15:55	16:43	124,68
			4	04/05/07	10:37	12:08	103,90
Mandioca		1	24/04/07	10:29	12:03	129,87	
		2	24/04/07	15:07	16:29	129,87	
		3	25/04/07	10:01	11:35	141,59	
		4	25/04/07	15:08	16:43	129,87	
Pastagem		1	26/04/07	13:23	14:28	122,08	
		2	27/04/07	09:56	10:58	129,87	
		3	27/04/07	14:39	15:40	136,37	
		4	28/04/07	09:33	10:36	140,26	
Floresta		1	02/05/07	15:54	17:21	129,87	
		2	03/05/07	10:51	11:56	133,77	
		3	03/05/07	15:55	16:43	136,36	
		4	04/05/07	10:37	12:08	131,17	
BHMC		Café	1	15/05/07	13:57	15:18	120,78
			2	16/05/07	08:34	10:30	122,08
			3	16/05/07	13:41	16:27	129,87
			4	18/05/07	14:15	15:56	116,88
	Mandioca	1	17/05/07	08:47	10:23	133,77	
		2	17/05/07	13:12	14:29	129,87	
		3	17/05/07	15:38	17:06	129,87	
		4	18/05/07	09:51	11:21	141,56	
	Pastagem	1	24/05/07	08:45	09:46	131,17	
		2	24/05/07	11:10	12:04	131,17	
		3	24/05/07	14:56	16:06	120,78	
		4	25/05/07	08:47	09:57	119,48	
	Floresta	1	11/05/07	14:33	15:48	124,67	
		2	08/05/07	09:46	10:51	128,57	
		3	08/05/07	14:55	16:18	129,87	
		4	09/05/07	09:32	10:48	128,57	

4.2.4.1 Definição do escoamento superficial e da taxa de infiltração

De cada uma das unidades amostrais, a partir dos dados do escoamento superficial, foram analisados os parâmetros: coeficiente de escoamento superficial (CE_s); o tempo de início do escoamento superficial ($t_i E_s$); o tempo para alcançar a estabilização do escoamento superficial ($t_m E_s$); e os dez últimos resultados do coeficiente de escoamento superficial obtidos após a sua estabilização ($estE_s$).

Os valores do parâmetro $estE_s$ foram os utilizados para representar os índices de escoamento superficial e de infiltração do experimento (HOLDEN; BURT, 2002). Trata-se de valores que informam, com significativa correlação com o CE_s , a quantidade de água perdida para o corpo hídrico nos estudos de escoamento superficial em relação à cobertura florestal (DEBANO, 2000; JOHANSEN; HAKONSON; BRESHEARS, 2001; RULLI *et al.*, 2006; ZHENG *et al.*, 2008).

Os dados brutos do escoamento superficial (E_s) foram medidos como volume de escoamento nas unidades amostrais por minuto ($ml.min^{-1}$) e então convertidos em milímetros por hora ($mm.h^{-1}$) por meio da equação:

$$E_{s(mm.h^{-1})} = (E_{s(ml.min^{-1})} / 0,25 \times 1000) \times 60 \quad (14)$$

onde: $E_{s(mm.h^{-1})}$ = dados brutos em $mm.h^{-1}$; $E_{s(ml.min^{-1})}$ = dados brutos em $ml.min^{-1}$, **0,25** área da unidade amostral (cm^2) e **60** tempo em minutos (min).

Os resultados obtidos em cada uma das unidades amostrais foram computados como coeficiente de escoamento superficial (CE_s), por meio da equação:

$$CE_s = (E_s / P_p) \times 100 \quad (15)$$

onde: E_s = volume de escoamento superficial e P_p = volume de precipitação aplicada. A utilização do CE_s permitiu a eliminação das diferenças não controladas na intensidade das precipitações utilizadas no experimento. O CE_s também foi utilizado para o parâmetro: dez últimos resultados do coeficiente de escoamento superficial obtidos após a sua estabilização ($estCE_s$).

O coeficiente de infiltração (**CI**) foi calculado subtraindo o volume de precipitação aplicado, no caso representado pela percentagem total (100%), do índice de escoamento superficial, por meio da equação:

$$\text{CI} = 100 - \{(E_s / P_p) \times 100\} \Rightarrow \text{CI} = 100 - CE_s \quad (16)$$

Essa forma de determinação de **CI** permite eliminar as possíveis influências da evaporação e, mais importante, os efeitos do armazenamento em depressões e na vegetação existente na superfície do solo (HOLDEN; BURT, 2002).

A análise gráfica do comportamento do escoamento superficial e da infiltração, em relação aos tratamentos, foi elaborada a partir de vinte medições equidistantes da posição mediana (na escala temporal) dos resultados de cada uma das unidades amostrais.

4.2.5 Determinação dos parâmetros físicos do solo

Os parâmetros das propriedades físicas dos solos, nos diferentes tratamentos, foram avaliados para testar a correlação dos resultados do escoamento superficial e o meio físico.

Os parâmetros físicos dos solos foram determinados e estimados a partir de amostras indeformadas de solo coletadas, nos mesmos locais das unidades amostrais, no centro das camadas de 0 – 5 cm, 5 – 25 cm e 25 – 45 cm de profundidade, perfazendo um total de 144 amostras. As amostras indeformadas foram obtidas utilizando-se 144 anéis metálicos com dimensões de 5 cm de diâmetro e de altura e volume de 100 cm³. Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e mantidas na temperatura de $\pm 5^\circ\text{C}$ até serem processadas.

Em laboratório, as amostras foram saturadas em bandejas, mantendo-se uma lâmina de água até dois terços da altura dos anéis. As amostras saturadas foram submetidas aos potenciais mátricos (h_m) de -10 hPa e -60 hPa, em uma mesa de tensão (ROMANO *et al.*, 2002). Após atingir o equilíbrio hidráulico, as amostras foram secadas em estufa, a $\pm 105^\circ\text{C}$ por 24 horas, e pesadas para a determinação do teor de água e da densidade do solo (**Ds**) (GROSSMAN; REINSCH, 2002).

A partir da densidade do solo foi calculado o valor da porosidade total (**Pt**) pela equação:

$$Pt = 1 - (Ds / Dp) \quad (17)$$

em que **Ds** é a densidade do solo e **Dp** é a densidade de partículas do solo (2,62 Mg.m⁻³).

A microporosidade (**MiP**) e a macroporosidade (**MaP**) foram calculadas a partir dos valores de umidade da amostra saturada e dos valores de retenção de água no potencial mátrico (h_m) de -60 hPa (tensão da água no solo), sendo a **MiP** determinada pela água que permanece no solo e que é extraída em estufa à 105° C (EMBRAPA, 1997).

Os valores da porosidade no domínio dos macroporos (**DMaP**), definida como o volume de poros drenados entre a saturação e o potencial mátrico (h_m) de -10 hPa (tensão da água no solo), também foram calculados. Segundo Reynolds *et al.*, (2002) a porosidade e capacidade de aeração do solo são determinados pela macroporosidade da matriz do solo (**MaP**), e pela porosidade no domínio dos macroporos da estrutura do solo (**DMaP**) e tem seu domínios demarcadas pelo limite $hm = -10$ hPa ou um diâmetro de poro equivalente a $dm = 0,3$ mm.

A caracterização física e química do solo foi feita através de amostras deformadas do solo, que foram utilizadas para a determinação da textura e o fracionamento da areia: areia grossa (2,00-0,20 mm) e areia fina (0,20-0,05 mm) e análise granulométrica para as frações argila (<0,002 mm) e silte (0,002<0,02 mm) pelo método do hidrômetro (GEE; OR, 2002).

Das amostras de solo foram determinados os seguintes parâmetros químicos: pH em CaCl₂ e H₂O; Al³⁺; H⁺+Al³⁺; Ca²⁺; Mg²⁺; K⁺; P; C e micronutrientes. A partir destes dados foram calculados: soma de bases (SB); capacidade de troca catiônica (CTC) e porcentagem de saturação de bases (V%). As análises foram realizadas segundo os métodos descritos em EMBRAPA (1997).

As análises químicas e físicas dos solos foram realizadas no Laboratório de Solos do Departamento de Agronomia da Universidade Estadual de Maringá (UEM).

4.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA

4.3.1 Parâmetros hidrológicos

O efeito dos tratamentos no escoamento superficial (E_s), expressados pelos parâmetros coeficiente de escoamento superficial (CE_s); tempo de início do escoamento superficial (t_iE_s); tempo para alcançar a estabilização do escoamento superficial (t_mE_s); e os quinze últimos resultados obtidos após a estabilização do escoamento superficial ($estE_s$) bem como o $estCE_s$ foram avaliados através da análise estatística.

Os resultados obtidos, relativos aos parâmetros do escoamento superficial, foram submetidos ao teste de Shapiro-Wilk para testar o pressuposto de normalidade e ao teste de Levene para testar o pressuposto de homocedasticidade. Tendo em vista que nenhum dos parâmetros satisfaz esses pressupostos, a sequência da análise estatística foi executada com a utilização de testes não paramétricos (JORDAN; MARTINEZ-ZAVALA, 2008).

A análise individual dos parâmetros do escoamento superficial foi conduzida usando o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ($P < 0,05$), para testar a eficiência dos tratamentos, hipótese nula. Rejeitada a hipótese nula, isto é, comprovado que os resultados de cada parâmetro são originários de grupos de dados submetidos a diferentes tratamentos.

Uma vez observado o significativo efeito dos tratamentos ($P < 0,05$), as variáveis foram submetidas ao teste não paramétrico Mann-Whitney para verificar as diferenças entre os tratamentos. Em estatística o teste U de *Mann-Whitney* (também chamado de Mann-Whitney-Wilcoxon, teste de Wilcoxon rank sum ou o teste de Wilcoxon-Mann-Whitney) é um teste não paramétrico aplicado para duas amostras independentes. É de fato a versão da rotina de teste não paramétrico do teste *t de Student*.

Com o propósito de diminuir as chances de cometer um erro Tipo I para níveis aceitáveis foi empregado o ajuste de Bonferroni. O ajuste de Bonferroni é empregado para fortalecer o índice de erro do experimento a um nível específico, por exemplo, para um $\alpha = 0,05$ (5%). Isto é feito dividindo o nível de “ α ” pelo número de comparações de pares de tratamento, no presente estudo em número de seis

(C - F; C - M; C-P; F - M; F - P e M - P). Determinando assim, para que qualquer comparação fosse considerada significativa, um nível crítico para “a”, ($a_{\text{crítico}} = 0,0083$), (HOLDEN; BURT, 2002).

Os parâmetros do experimento que foram calculados (CE_s), determinados e ou inferidos ($estE_s$ e dados da análise gráfica) foram submetidos a um teste de correlação com os dados brutos do experimento (E_s). O teste de correlação mede o grau de associação ou de relação linear mútua entre as variáveis, é adimensional e a sua validade estatística pressupõe que as duas variáveis são aleatórias e provêm de uma população normal bivariada. Caso este pressuposto seja gravemente violado, é aconselhado quantificar o grau de associação ou correlação entre as variáveis usando um coeficiente não paramétrico (FERREIRA, 2001). O presente estudo para examinar a significância das relações entre as variáveis calculadas e os dados brutos do experimento utilizou o teste, não paramétrico, do coeficiente de correlação de Spearman. Foram consideradas significativas as correlações que apresentaram $p < 0,0001$.

4.3.2 Parâmetros físicos do solo

Os resultados dos parâmetros físicos do solo obtidos de amostras coletadas nos tratamentos do experimento, nas profundidades de 2,5 cm, 12,5 cm e 32,5 cm, expressados pela macroporosidade da matriz do solo (**MaP**), porosidade no domínio dos macroporos da estrutura do solo (**DMaP**), microporosidade do solo (**MiP**), porosidade total (**Pt**), densidade do solo (**Ds**), e densidade da partículas do solo (**Dp**), e o conteúdo de água no solo à - 10 hPa (**A10**) e o conteúdo de água no solo à - 60 hPa (**A60**), também foram submetidos ao teste de Shapiro-Wilk para testar o pressuposto de normalidade e ao teste de Levene para testar o pressuposto de homocedasticidade.

Na sequência das análises estatísticas, os resultados dos parâmetros físicos do solo foram submetidos à Análise Multivariada de Variância (MANOVA) com um fator entre grupos. Foram considerados variáveis critério os parâmetros **MaP**, **MiP**, **DMaP**, **Dp**, **Ds**, **P**, **A10** e **A60** e variáveis preditoras os tratamentos, as profundidades e as bacias hidrográficas. Foram considerados significativos, no teste estatístico Wilks’Lambda, os valores de probabilidade menores que 0,05 (HATCHER;

STEPANSKI, 1994). A MANOVA permite a análise simultânea de medidas múltiplas para cada indivíduo ou objeto em análise, ou seja, qualquer método que permita a análise simultânea de duas ou mais variáveis pode ser considerado como multivariado (INFOPEDIA, 2003).

Segundo comenta a Infopedia (2003), vários autores apontam algumas razões para justificarem a sua opção por análises multivariadas, nomeadamente porque:

- i. a utilização de testes estatísticos separados para cada variável provoca um erro tipo I demasiado elevado (ou seja, a probabilidade de rejeitar a hipótese nula, quando ela é falsa, toma valores que ultrapassam o aceitável);
- ii. as análises ignoram muita informação importante contida nos dados (nomeadamente, as correlações entre as variáveis intervenientes na análise);
- iii. algumas diferenças entre os grupos, quando analisados separadamente, poderão não ser significativas e, quando analisados em conjunto, poderão revelar-se significativas.

Nesta perspectiva, as análises univariadas deverão ser consideradas como complementares das multivariadas: face à constatação de diferenças significativas numa análise multivariada, esta deve ser precedida de testes univariados para identificar as variáveis que mais contribuem para a não rejeição das hipóteses nulas.

Expressada a significativa diferença para o conjunto dos resultados dos parâmetros físicos do solo, procedeu-se o desdobramento da análise estatística através da análise fatorial da variância entre dois grupos de fatores (ANOVA) (SOKAL; ROHLF, 1981), agora com o propósito de determinar a existência de diferenças entre os tratamentos, as profundidades e a interação tratamento x profundidade. Foram considerados estatisticamente significativos os valores com $p < 0,05$. Para as variáveis que apresentaram diferenças estatísticas significativas, foi aplicado o teste de Tukey ($P < 0,05$) na comparação entre as médias.

4.3.3 Parâmetros hidrológicos X parâmetros físicos do solo

Os parâmetros hidrológicos do experimento CE_s , $estCE_s$, t_iE_s e t_mE_s , foram submetidos a um teste de correlação com os resultados dos parâmetros físicos dos solos cujas médias mostraram-se estatisticamente ($p < 0,05$). Da mesma forma que o teste aplicado anteriormente, em razão de parte dos parâmetros testados não observarem os pressupostos de normalidade, para examinar a significância das relações entre os parâmetros hidrológicos e os parâmetros físicos do solo utilizou-se o teste, não paramétrico, do coeficiente de correlação de Spearman. Foram consideradas significativas as correlações que apresentaram $p < 0,0001$.

As análises estatísticas foram conduzidas utilizando o programa estatístico SAS (SAS Institute, 2003) e STATISTICA versão 7 (STATSOFT INC, 2008).

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 EXPERIMENTO DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL

5.1.1 Parâmetros hidrológicos

Os dados do experimento foram coletados em $\text{ml}\cdot\text{min}^{-1}$, convertidos para a unidade padrão do escoamento superficial $\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$ e transformados em CE_s % (TABELA 19).

TABELA 19 – MÉDIA DOS DADOS BRUTOS DO PARÂMETRO HIDROLÓGICO estE_s

BACIAS HIDROGRAFICAS	TRATAMENTOS	Unidades Amostrais	DADOS BRUTOS estE_s		
			E_s ($\text{ml}\cdot\text{min}^{-1}$)	E_s ($\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$)	CE_s (%)
BHDN	Café	1	331,50	79,56	60,65
		2	166,40	39,94	33,79
		3	210,00	50,40	40,01
		4	206,00	49,44	39,66
	Mandioca	1	131,20	31,49	26,35
		2	62,00	14,88	12,32
		3	63,70	15,29	13,23
		4	60,40	14,50	13,29
	Pastagem	1	303,80	72,91	56,14
		2	390,20	93,65	72,11
		3	34,40	8,26	6,36
		4	293,90	70,54	54,31
	Floresta	1	27,40	6,58	5,38
		2	65,00	15,60	12,51
		3	6,80	1,63	1,26
		4	98,10	23,54	18,13
BHMA	Café	1	352,50	84,60	70,05
		2	282,10	67,70	55,46
		3	228,80	54,91	42,28
		4	251,50	60,36	51,64
	Mandioca	1	303,00	72,72	54,36
		2	316,50	75,96	58,49
		3	300,90	72,22	55,61
		4	352,00	84,48	59,68
	Pastagem	1	457,20	109,73	83,65
		2	423,90	101,74	77,56
		3	376,20	90,29	74,75
		4	408,40	98,02	82,04
	Floresta	1	103,90	24,94	20,00
		2	0,00	0,00	0,00
		3	7,70	1,85	1,42
		4	9,40	2,26	1,75
BHMC	Café	1	279,50	67,08	53,25
		2	87,20	20,93	16,96
		3	103,90	24,94	20,00
		4	192,30	46,15	44,42
	Mandioca	1	142,40	34,18	26,32
		2	127,40	30,58	23,54
		3	73,00	17,52	12,38
		4	96,60	23,18	17,85
	Pastagem	1	171,00	41,04	33,62
		2	255,00	61,20	47,12
		3	339,00	81,36	59,66
		4	33,20	7,97	5,68
	Floresta	1	9,00	2,16	1,66
		2	10,00	2,40	1,79
		3	8,40	2,02	1,48
		4	9,80	2,35	1,79

Os dez últimos resultados do escoamento superficial obtidos após a sua estabilização (**estE_s**) foram utilizados como o valor do escoamento superficial do experimento. O uso desse parâmetro é frequente nos estudos do escoamento superficial em relação à cobertura vegetal (RULLI *et al.*, 2006; ZHENG *et al.*, 2008).

Para testar a correlação entre os parâmetros: os dez últimos resultados do coeficiente de escoamento superficial obtidos após a sua estabilização (**estCE_s**); o coeficiente de escoamento superficial (**CE_s**) com os dados brutos do escoamento superficial (**E_s**) produzidos pelo experimento, foi utilizado o Coeficiente de Correlação de *Spearman*. Os resultados do teste mostraram que os dois parâmetros manipulados **CE_s** e **estCE_s** (calculados e inferidos), apresentaram uma correlação estatisticamente significativa com os dados brutos **E_s** do experimento, para um $p < 0,0001$ (TABELA 20).

TABELA 20 – CORRELAÇÃO DE *SPERMAN* ENTRE OS PARÂMETROS **E_s** (mm.h⁻¹), **CE_s** (%) e **estCE_s** (%).

Variables		E_s (mm.h ⁻¹)	CE_s (%)	estCE_s (%)
E_s (mm.h ⁻¹)	ICS	1,00000	0,99801	0,80058
	<i>p</i>	0,0	<0,0001	<0,0001
	n	1850	1850	480
CE_s (%)	ICS	0,99801	1,00000	0,78917
	<i>p</i>	<0,0001	0,0	<0,0001
	n	1850	1850	480
estCE_s (%)	ICS	0,80058	0,78917	1,00000
	<i>p</i>	<0,0001	<0,0001	0,0
	n	480	480	480

Nota: Os valores são considerados significativos para $p < 0,0001$; n = número de observações.

O Coeficiente de Correlação de *Spearman* mostrou que o parâmetro **CE_s** se correlaciona positivamente com **E_s** a um índice de 0,99801 para um valor de $p < 0,0001$. Essa correlação confirma a consistência da utilização do **CE_s**, com uma probabilidade de erro de menos de 1 em 10000 (HATCHER; STEPANSKI, 1994). Os **CE_s** calculados formam a base de dados da análise estatística.

O parâmetro **estCE_s** também apresentou uma correlação positiva com **E_s**, com um Coeficiente de Correlação de *Spearman* de 0,800058 para um $p < 0,0001$ o que assegura que os resultados do **estCE_s** podem representar os índices de escoamento superficial e de infiltração (HOLDEN; BURT, 2002). Isto é, são os valores que informam a quantidade de água perdida para o rio nos tratamentos trabalhados.

Confirmada a efetividade da correlação dos números do experimento, os resultados obtidos para os parâmetros CE_s , t_iE_s , t_mE_s e $estCE_s$, foram submetidos ao teste de *Shapiro-Wilk* para verificar o pressuposto de normalidade; e ao teste de *Levene* para verificar o pressuposto de homocedasticidade. Nenhum dos parâmetros satisfaz esses pressupostos, para um $p < 0,05$, o que determinou que a sequência da análise estatística fosse executada com a utilização de testes não paramétricos (JORDAN; MARTINEZ-ZAVALA, 2008).

Assim sendo, no prosseguimento da análise estatística, os resultados obtidos para os parâmetros CE_s , t_iE_s , t_mE_s e $estCE_s$ foram submetidos ao teste não paramétrico de *Kruskal-Wallis* (K-W), o qual revelou que o conjunto dos dados analisados provinham de grupos submetidos a diferentes tratamentos, para um nível de significância $\alpha = 5\%$ com $u = 3$ graus de liberdade e com o valor estatístico calculado de $H > H_{(0,0083;3)}$, o que determina a rejeição da hipótese nula, comprovando assim o significativo efeito do tipo de vegetação nos parâmetros CE_s , t_iE_s , t_mE_s e $estCE_s$ (TABELA 21).

TABELA 21 – ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS PARÂMETROS HIDROLÓGICOS (TESTE NÃO PARAMÉTRICO DE KRUSKAL-WALLIS).

Parâmetros \ Tratamento	C	F	M	P	Teste K-W
• CE_s (%)					H=729.20, 3 df, P < .0001
média	30.57a	5.57c	21.43b	46.39d	
desvio padrão	17.57	6.29	18.27	26.80	
n	529	380	519	429	
• $estCE_s$ (%)					H=255.32, 3 df, P < .0001
média	44.014a	5.60c	31.12b	54.42d	
desvio padrão	15.55	6.85	19.23	26.18	
n	120	120	120	120	
• t_iE_s (min)					H=13.28, 3 df, P < .0041
média	8.85ab	4.67 b	10.54a	4.22 b	
desvio padrão	8.59	4.06	6.10	2.72	
n	12	12	12	12	
• t_mE_s (min)					H=21.56, 3 df, P < .0001
média	58.11a	19.46b	58.64a	28.55b	
desvio padrão	27.69	23.16	16.31	14.25	
n	12	12	12	12	

Nota: Valor de $H_{(0,0083;3)} = 11,74753$. Os valores das médias seguidos de letras diferentes (dentro das linhas) pertencem a grupos de diferentes tratamentos.

Os testes estatísticos, complementares, de *Mann-Whitney* (M-W), indicados por letras apostados após as médias na TABELA 21, representam as desigualdades estatísticas entre os grupos de tratamentos para um $p = 0,05$ e comprovaram as

diferenças estatisticamente significativas existentes para os grupos de tratamento, quando comparado aos pares (TABELA 22).

TABELA 22 – TESTE ESTATÍSTICO DE *MANN-WHITNEY (M-W)* PARA OS PARÂMETROS HIDROLÓGICOS.

Parâmetro	Pares de Tratamento	U*	Z	p=valor**
CE_s	F - M	31851,00	17,3582	0,000000
	F - C	14828,00	21,9452	0,000000
	F - P	12423,50	-20,8267	0,000000
	C - P	73097,50	-9,4802	0,000000
	C - M	94201,50	8,7924	0,000000
	M - P	55347,00	-13,3403	0,000000
estCE_s	F - M	1098,00	11,3468	0,000000
	F - C	205,00	13,0073	0,000000
	F - P	662,00	12,1575	0,000000
	C - P	4645,50	-4,7501	0,000002
	C - M	4590,00	4,8533	0,000001
	M - P	3866,00	6,1996	0,000000
tiE_s	F - M	25,00	-2,7136	0,006657
	F - C	36,00	-2,0785	0,037668
	F - P	70,00	-0,1155	0,908073
	C - P	37,00	2,0207	0,043309
	C - M	49,00	-1,3279	0,184210
	M - P	21,00	2,9445	0,003235
tmE_s	F - M	18,00	-3,1177	0,001823
	F - C	18,00	-3,1177	0,001823
	F - P	42,00	-1,7321	0,083265
	C - P	24,00	2,7713	0,005584
	C - M	67,00	-0,2887	0,772830
	M - P	7,00	3,7528	0,000175

Nota: U* = Valor estatístico do teste M-W; p** = valor para $\alpha = 0,05$. Valores de $p > 0,05$ não representam grupos submetidos a diferentes tratamentos.

5.1.1.1 Coeficiente de escoamento superficial

Os resultados do experimento confirmaram as previsões de que os padrões do comportamento do escoamento superficial/infiltração da água na superfície do solo de uma bacia hidrográfica apresentariam diferenças em relação às mudanças no uso da terra. Também foi confirmada a previsão de que os padrões do comportamento desse processo hidrológico apresentariam alterações mais acentuadas na medida em que se intensificasse o uso da terra. As frações da precipitação convertidas em escoamento superficial, documentadas no presente

estudo, apresentaram resultados mais elevados para os tratamentos dominados pelos usos considerados mais intensivos do solo ($P > C > M$).

A maior média do CE_s foi a do tratamento P (46,39%), a qual vem precedida dos CE_s do tratamento C (30,57%), do tratamento M (21,43%) e finalmente do tratamento F (5,57%). As médias apresentaram diferenças entre si e comprovaram, com significância estatística, pertencerem a grupos submetidos a diferentes tratamentos para uma probabilidade menor que $\alpha_{\text{crítico}} = 0,0083$.

Os resultados do **est** CE_s igualmente comprovaram diferenças com significância estatística quando submetidos aos tratamentos. Apresentaram as maiores médias no tratamento P (54,42%), seguindo-se os tratamentos C (44,01%), M (31,12%) e finalmente o tratamento F (5,60%).

Os menores CE_s com expressivas diferenças, de aproximadamente até dez vezes menores, foram encontrados no tratamento F. Esses resultados são observados com frequência nos experimentos executados com o propósito de mostrar a eficiência da vegetação natural no controle do escoamento superficial em relação a outros usos do solo (CERDÁ, 2007; DEBANO, 1999; RULLI, 2005; ZHENG, 2008). As diferenças observadas nos resultados do **est** CE_s , também mostraram valores do tratamento F até dez vezes menores que os demais.

O desenvolvimento do experimento mostrou os valores dos CE_s com o padrão típico do comportamento das equações de escoamento superficial (FOSTER *et al.*, 2000; JORDAN; MASTINEZ-ZAVALA, 2008), possibilitando a observação dos reflexos dos diferentes usos da terra e indicam a existência de interações, inter-relações e dependência recíproca dos organismos com o seu meio físico, as quais são encarregadas de promoverem os mecanismos que adequam o meio ambiente às necessidades da existência e do desenvolvimento das espécies que o habitam (PORPORATO; RODRIGUEZ-ITURBE, 2002; DEXTER, 2003; WILCOX *et al.*, 2003). Os resultados alcançados são consistentes e estão de acordo com outros estudos sobre o efeito da cobertura vegetal na redução do escoamento superficial da água na superfície do solo (JOHANSEN *et al.*, 2001; RULLI *et al.*, 2006; ZHENG *et al.*, 2008).

A distribuição do CE_s basicamente seguiu os padrões do escoamento superficial para o total e a intensidade das precipitações utilizadas, apresentando um modelo de comportamento típico dos experimentos dessa natureza (FIGURA 14).

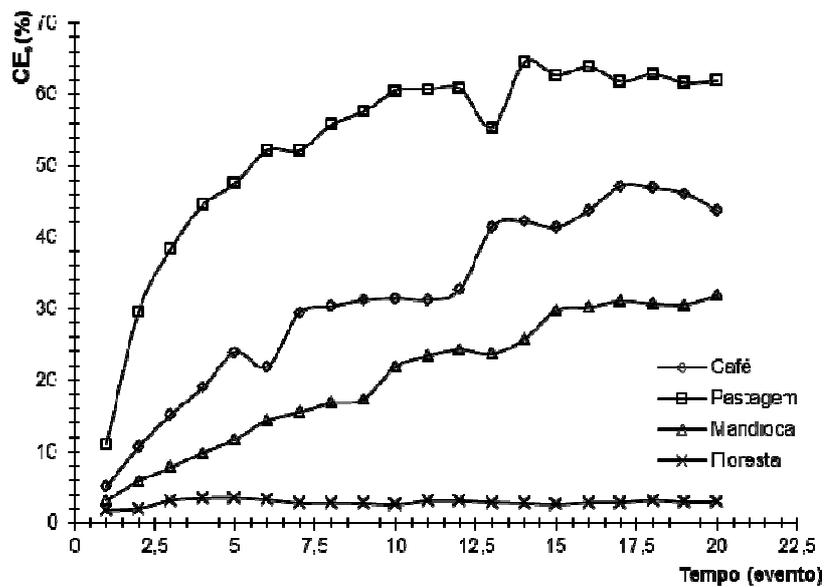


FIGURA 14 – GRÁFICO DO COEFICIENTE DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL (CE_s), TOMADO DE 20 EVENTOS EQUIDISTANTES DOS TEMPOS EXTREMOS DO EXPERIMENTO¹.

Do que se observa no gráfico, destacamos o comportamento inicial do tratamento P, o qual mostra um crescimento no escoamento superficial mais rápido e acentuado que os demais tratamentos, atingindo da mesma forma, mais rapidamente, o ponto de inflexão para a estabilização. O outro destaque cabe ao tratamento F, que se apresenta com uma tendência linear com um escoamento superficial quase inexistente. Os demais tratamentos, C e M, apresentam suas curvas com o mesmo ponto de inflexão, quando atingem a estabilização do escoamento superficial. Todas as curvas refletem claramente o desenvolvimento do escoamento superficial na medida em que ocupam os diferentes compartimentos dos solos para os diferentes sistemas de manejo a que os mesmos são submetidos.

5.1.1.2 Tempos do escoamento superficial

O tempo decorrido entre o início da aplicação da chuva e o t_iE_s e o início do escoamento coletado no dreno das unidades amostrais, variaram significativamente entre os tratamentos. O t_iE_s médio foi menor no tratamento P (4,22 min), seguido do

¹ O Coeficiente de Correlação de *Spearman* comprovaram correlação significativa das médias dos 20 eventos equidistantes dos tempos extremos do experimento com CE_s ($r = 0.899873$ para um $p < 0.0001$).

F (4,67 min) sem diferença estatística. Posteriormente seguiram-se os resultados do tratamento C (8,85 min) e M (10,54 min) (FIGURA 12).

No presente estudo apenas o tratamento P revelou valores condizentes, apresentando o menor tempo para o início do escoamento superficial, o que pode ser atribuído ao processo de compactação das camadas superficiais do solo decorrentes do pisoteio do gado (BAGGIO; SCHREINER, 1988; LANZANOVA *et al.*, 2005; MARCHÃO *et al.*, 2007). Os estudos que examinam as perdas de água pelo escoamento superficial em função do uso da terra mostram o início do escoamento mais rápido para as condições de solo com maiores densidade (POLYAKOV; LAL, 2005; SUTHERLAND; ZIEGLER, 2006; MASTINEZ-ZAVALA, 2008).

Nos tratamentos C e M, embora estudos sobre as propriedades físicas do solo reportem valores de densidade total mais elevadas para os solos cultivados em relação aos solos sob florestas (REYNOLDS *et al.*, 2002 e ARAUJO *et al.*, 2004), os resultados observados mostraram maior tempo para o início do escoamento superficial da água, em relação aos tratamento P e F. O que possivelmente justifica as respostas obtidas é o fato de que a densidade desses solos ainda estariam sob o efeito temporal das práticas agrícolas adotadas para seu cultivo (TORMENA *et al.*, 2002).

No tratamento F, não obstante aos solos apresentarem baixos valores de densidade total, também foi observado um rápido início do escoamento superficial, sem diferença significativa para o tratamento P. Esse fato deve-se a ocorrência do fenômeno da repelência à água, que é resultante da presença de substâncias orgânicas acumuladas e misturadas às camadas superficiais do solo (BROOKS *et al.*, 2003).

Conforme se observou o comportamento do escoamento superficial apresentou nos primeiros momentos, no experimento até aproximadamente o décimo tempo (evento), sem uma definição de tendência comportamental que indicasse o processo de escoamento superficial, apresentando, nesse período inicial, a curva em uma inflexão contrária aos padrões do escoamento superficial.

O fenômeno da repelência provoca anomalias como baixos índices de infiltração no princípio de eventos de precipitação, índices que aumentam com o decurso de tempo da precipitação, enfim o fenômeno da repelência à água resulta em um comportamento inicial contrário ao processo de infiltração da água em solos florestais (DEBANO, 2000; RULLY *et al.*, 2005).

O $t_m E_s$, que também variaram significativamente entre os tratamentos, foi alcançado mais rapidamente no tratamento F (19,46 min) seguido pelo tratamento P (28,55 min) posteriormente, com diferenças estatísticas significantes para os tratamentos M e C (58,64 min e 58,11 min, respectivamente).

O $t_m E_s$, que reflete o intervalo de tempo necessário para a saturação dos solos (POLIAKOV; LAL, 2004), confirmam as justificativas indicadas para os resultados dos $t_i E_s$ nos tratamentos C e M, nos quais as práticas agrícolas utilizadas diminuem temporariamente a densidade do solo nas suas camadas superficiais e, da mesma forma, afetam as propriedades físicas dos solos (ZUMETA; ELLEFSON, 2000; FU *et al.*, 2004; ZABINSKI; GANNON, 2007). No tratamento P, novamente a maior densidade do solo é a responsável pelo decréscimo da condutividade hidráulica dos solos e estão de acordo com os resultados observados por Suzuki, 2008. O tratamento F, novamente, apresentou um padrão diferenciado, porém previsível, uma vez que em solos florestais os índices de escoamento superficial têm um comportamento muito variável (FIGURA 13) e, constantemente não ocorrem seguindo os padrões das equações do escoamento superficial (BROOKS *et al.*, 2003).

5.1.1.3 Coeficientes de infiltração

Os coeficientes de infiltração calculados (**CI**), uma vez que as precipitações simuladas foram efetuadas sem interceptações, isso é a totalidade da chuva precipitada alcança a superfície dos solos, apresentaram o inverso dos resultados dos CE_s e com o mesmo comportamento estatístico.

Assim sendo os **CI** mostraram uma forte redução na capacidade de infiltração dos solos cultivados, chegando a atingir valores médios de 45,58% das precipitações no tratamento P; 55,99% no tratamento C; 68,88% no tratamento M, contrastando com os 94% obtidos nos solos sob o tratamento F (FIGURA 15).

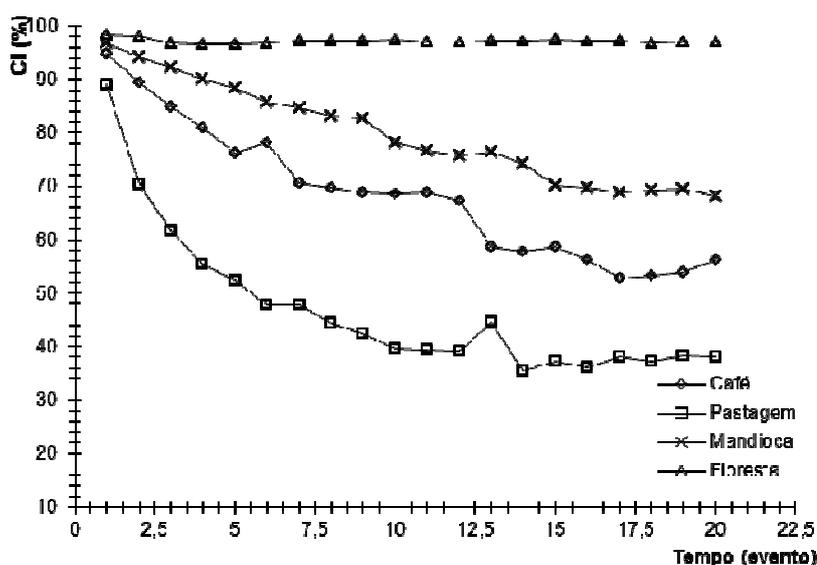


FIGURA 15 – GRÁFICO DO COEFICIENTE DE INFILTRAÇÃO (CI), TOMADO DE 20 EVENTOS EQUIDISTANTES DOS TEMPOS EXTREMOS DO EXPERIMENTO².

Os valores médios do **CI** estão de acordo com outros estudos correlatos (DEUCHARAS *et al.*, 1999; SCHWARTZ *et al.*, 2003), e mostram que a infiltração e o fluxo da água no solo, em termos de tempo de infiltração e volume infiltrado, ocorrem segundo padrões que são determinados pelos diferentes usos da terra.

Os maiores valores de **CI** apresentados pelo tratamento F são consequência da maior concentração de carbono orgânico, da maior extensão da área de raízes e da maior presença de organismos no solo, que são condições essenciais na determinação das maiores quantidades de macroporos encontrados nos solos sob florestas em relação aos solos cultivados e estão de acordo com Reynolds *et al.*, 2002; Dexter *et al.* (2008). Segundo Zheng *et al.* (2008), o tipo e a estrutura da vegetação, a composição das espécies vegetais e as práticas adotadas para o manejo dos solos se refletem na porosidade do solo.

Os demais tratamentos C, M e P, que mostraram menores **CI**, devem resultar das menores quantidade de macroporos decorrentes da compactação do solo (RICHARD *et al.*, 2001) e de sua menor atividade biológica e menor presença de carbono orgânico (LEONARD *et al.*, 2004; CHAN, 2004; BASTARDIE *et al.*, 2005).

² O Coeficiente de Correlação de Spearman comprovaram correlação significativa das médias dos 20 eventos equidistantes dos tempos extremos do experimento com **CI** ($r = 0.899873$ para um $p < 0.0001$).

Desta maneira se pode concluir que os resultados obtidos no tratamento F, relativos ao tempo e coeficientes de infiltração, decorrem do maior volume da macroporosidade, o que resulta em maiores e mais rápidos índices de infiltração (CAMEIRA *et al.*, 2000). Os macroporos governam o processo de infiltração e é primordialmente desenvolvida pela macrofauna (BORMANN; KLAASSEN, 2008).

No tocante aos demais tratamentos, cujos resultados do coeficiente de infiltração apresentaram padrões diferenciados, mostrando um processo mais lento e com índices de estabilização menores, possivelmente decorrem do fato de que o fluxo da água acontece preferencialmente influenciado pela macroporos da matriz dos solos e com uma menor interação com os macroporos da estrutura do solo, o que pode ocorrer somente na superfície e subsuperfície do solo (NIEHOFF *et al.*, 2002; WEILER; NAEFF, 2003), justificando os menores valores na continuidade da infiltração da água na superfície do solo. Segundo Cameira *et al.*, (2000), quando o coeficiente de infiltração alcança o estado de equilíbrio, apenas os macroporos contínuos, macroporos da estrutura do solo permanecem conduzindo água e contribuindo para a infiltração. Assim, o que pode ser observado foi a infiltração ocorrendo na medida em que a água flui pelo sistema poroso do solo, seguindo o modelo de dois domínios, quais sejam: dos macroporos da matriz do solo e do domínio dos macroporos da estrutura do solo. Essa interação do fluxo da água com os domínios da macroporosidade pode ser observada no gráfico do coeficiente de infiltração da FIGURA 15.

5.1.2 Parâmetros físicos do solo

Os parâmetros físicos dos solos, **MiP, DMaP, MaP, Pt, Ds, Dp, A60 e A10**, satisfizeram os pressupostos de normalidade e homocedasticidade, para um $p < 0,05$.

Na sequência das análises estatísticas, os parâmetros físicos do solo foram submetidos à análise multivariada de variância (MANOVA).

Os resultados obtidos pelo teste estatístico de Wilks Lambda (TABELA 23) mostraram que as variáveis critério foram influenciadas pelos tratamentos, profundidades e as bacias hidrográficas estudadas. Em relação às bacias hidrográficas, o maior valor relativo de Wilks' Lambda revela uma relação mais fraca das bacias hidrográficas com o conjunto dos parâmetros físicos do solo, do que as

outras variáveis preditoras, confirmando a possibilidade do seu uso como repetições nas análises que se seguiram.

TABELA 23 – ANÁLISE ESTATÍSTICA MULTIVARIADA (MANOVA)

Variáveis preditoras	Wilks'lambda	F	GL	p (valor)
Tratamentos	0,39	7,00	21	p < 0,0001
Profundidades	0,57	6,04	14	p < 0,0001
Bacias hidrográficas	0,83	0,93	14	p < 0,0239

Nota: nível de significância < 0,05

Na sequência procedeu-se análise de variância fatorial dos parâmetros físicos do solo, com dois fatores entre grupos, para os tratamentos e as profundidades.

TABELA 24 – ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS PARÂMETROS FÍSICOS DO SOLO PARA; TRATAMENTOS (Trat.) CAFÉ (C), FLORESTA(F), MANDIOCA (M) e PASTAGEM (P); E PROFUNDIDADES (Prof.). TESTE DE TUKEY p < 0,05.

Trat.	Prof. (cm)	Porosidade do solo (m ³ m ⁻³)				Teor de Água no solo (m ³ m ⁻³)		Densidade do solo (g cm ⁻³)	
		MaP	MiP	DMaP	Pt	A10	A60	Dp	Ds
C	2,5	0,13 ^B	0,26 ^A	0,06 ^{AB}	0,39 ^B	0,35 ^B	0,26 ^A	2,66 ^{AB}	1,63 ^A
F	2,5	0,24 ^A	0,25 ^A	0,09 ^A	0,49 ^A	0,40 ^A	0,25 ^A	2,63 ^B	1,34 ^B
M	2,5	0,09 ^B	0,27 ^A	0,03 ^B	0,36 ^B	0,34 ^B	0,27 ^A	2,67 ^A	1,68 ^A
P	2,5	0,09 ^B	0,26 ^A	0,04 ^B	0,34 ^A	0,32 ^B	0,26 ^A	2,65 ^{AB}	1,68 ^A
C	12,5	0,07 ^b	0,26 ^a	0,03 ^b	0,33 ^b	0,30 ^b	0,26 ^a	2,68 ^a	1,75 ^a
F	12,5	0,16 ^a	0,26 ^a	0,07 ^a	0,42 ^a	0,35 ^a	0,26 ^a	2,66 ^b	1,51 ^b
M	12,5	0,06 ^b	0,27 ^a	0,03 ^b	0,33 ^b	0,31 ^b	0,27 ^a	2,70 ^a	1,73 ^a
P	12,5	0,05 ^b	0,25 ^a	0,02 ^b	0,30 ^a	0,28 ^b	0,25 ^a	2,66 ^a	1,77 ^a
C	32,5	0,07 ^{b*}	0,27 ^{a*}	0,03 ^{b*}	0,35 ^{b*}	0,32 ^{b*}	0,27 ^{a*}	2,69 ^{a*}	1,69 ^{ab*}
F	32,5	0,15 ^{a*}	0,26 ^{a*}	0,07 ^{a*}	0,41 ^{a*}	0,35 ^{a*}	0,26 ^{a*}	2,68 ^{a*}	1,54 ^{c*}
M	32,5	0,08 ^{b*}	0,27 ^{a*}	0,03 ^{b*}	0,34 ^{b*}	0,31 ^{b*}	0,27 ^{a*}	2,69 ^{a*}	1,8 ^{b*}
P	32,5	0,05 ^{b*}	0,26 ^{a*}	0,02 ^{b*}	0,31 ^{c*}	0,29 ^{c*}	0,26 ^{a*}	2,67 ^{a*}	1,76 ^{a*}

Obs: As médias nas colunas são significativamente diferentes em relação aos tratamentos quando seguidas de letras diferentes. Para as profundidades, as diferenças estão representadas pelas letras A, a e a*.

(MaP) Macroporosidade da Matriz do Solo; (DMaP) Macroporosidade no Domínio da Estrutura Do Solo; (MiP) Microporosidade do Solo; (Pt) Porosidade Total; (Ds) Densidade do Solo; (Dp) Densidade Partículas do Solo; (A10) Conteúdo de água no solo à - 10 hPa; (A60) Conteúdo de água no solo à - 60 hPa.

A ANOVA executada revelou efeitos significativos dos tratamentos e das profundidades nos parâmetros físicos do solo. A interação entre os tratamentos e as

profundidades não apresentaram resultados significativos para esses parâmetros, todas as análises para um $p < 0,05$. Prosseguindo o processo de análise, foi executado o teste de Tukey ($p < 0,05$) para observar as diferenças existentes entre as médias dos parâmetros físicos do solo relacionadas com os tratamentos e as profundidades, não sendo realizado para sua interação. São consideradas estatisticamente diferentes as médias seguidas de letras diferentes (TABELA 24).

5.1.2.1 Densidade do solo

A **Dp** apresentou os resultados dentro dos estreitos limites encontrados nos solos (BRADY; WEILI, 2002), variaram entre 2,65 – 2,69 g.cm^{-3} . As suas médias não foram estatisticamente diferentes nem para os tratamentos e nem para as profundidades.

A **Ds** apresentou resultados significativamente diferentes no tratamento F em relação aos tratamentos M, C e P. No que diz respeito à profundidade, só foi observado diferença estatística na profundidade 32,5 cm, em relação às demais camadas (2,5 cm e 12,5 cm), para todos os tratamentos. O tratamento F apresentou os menores valores: 1,34 g.cm^{-3} , 1,51 g.cm^{-3} e 1,54 g.cm^{-3} para as profundidades de 2,5 cm, 12,5 cm e 32,5 cm, respectivamente, esses resultados estão em conformidade com outros estudos de **Ds** (RAB, 2003; WALL E HEISKANEN, 2003; LI *et al.*, 2008). O tratamento P apresentou a **Ds** mais elevada que todos os outros tratamentos, em todas as profundidades. Os valores de **Ds** em P não se mostraram significativamente diferentes das médias alcançadas nos tratamentos M e C, exceto para a profundidade de 32,5 cm.

Os valores obtidos para **Ds** estão dentro da amplitude descrita por Brady; Riel (2002) para solos arenosos e foram significativamente influenciados pelos tratamentos. Os resultados corroboram os de Reynolds *et al.*, (2002) e Araujo *et al.*, (2004), indicando a mesma tendência relativa ao uso da terra, ou seja, o aumento de **Ds** na medida em que se intensifica o manejo e o uso do solo. Resultados semelhantes foram obtidos por Ambassa-Kiki, (1999), Murty *et al.*, (2002), Alaoui & Helbling (2006) e Bormann *et al.* (2007). As diferenças verificadas entre as profundidades estudadas, para os solos sob o tratamento C e M, se devem ao sistema utilizado de preparo e manejo do solo, que podem resultar temporariamente

em um decréscimo da **Ds** nas camadas superficiais, o que tem caráter temporal (TORMENA *et al.*, 2002). Nos solos sob tratamento F a ocorrência de menores valores da **Ds** na superfície se deve ao conteúdo de matéria orgânica (Dexter *et al.*, 2008). No tratamento P os resultados refletem o processo de compactação decorrente do pisoteio do gado (BAGGIO; SCHREINER, 1988; LANZANOVA *et al.*, 2007; MARCHÃO *et al.*, 2007).

A **Ds** pode ser uma variável estimadora das propriedades hidrológicas do solo, em vista da relação inversa existente entre Ds e a condutividade hidráulica (BORMANN; KLAASSEN, 2008), motivada pela diminuição dos macroporos do solo (BALBINO *et al.*, 2004; RASIAH *et al.*, 2004). Os macroporos são essenciais para o fluxo da água e influenciam significativamente a sua infiltração no solo (WEILER; NAEF, 2003).

5.1.2.2 Porosidade do solo

A **Pt** foi maior no tratamento F, com sua amplitude variando entre 0,4920 m³.m⁻³ à 0,4105 m³.m⁻³ nas diferentes camadas avaliadas. Da mesma forma que **Ds**, as médias da **Pt** no tratamento F se mostraram significativamente diferentes das médias obtidas para os tratamentos M, C e P. Os menores valores médios de **Pt** foram observados em P, 0,3023 m³.m⁻³ na profundidade de 12,5 cm, seguindo-se 0,3147m³.m⁻³ na profundidade 32,5 cm e 0,3561m³.m⁻³ no profundidade 2,5 cm. As médias do tratamento P não foram diferentes dos outros tratamentos em todas as profundidades estudadas

Os valores de **MaP** foram significativamente maiores no solo no tratamento F em comparação com os solos nos tratamentos M, P e C em todas as profundidades avaliadas. A **MaP** apresentou, para as camadas superficiais, os valores de 0,2433m³.m⁻³ em F; de 0,1320m³.m⁻³ em C; de 0,0943m³.m⁻³ em P; e de 0,0875m³.m⁻³ em M. Esses valores são condizentes com os resultados de Araujo *et al.* (2004).

Os resultados de **DMaP** mostraram uma porosidade estrutural significativamente diferente no tratamento F, em relação aos demais tratamentos. Seus valores variaram de 0,0895m³ m⁻³ nas camadas superficiais dos solos a 0,0652 m³m⁻³ nas camadas mais profundas. Os demais tratamentos não se

mostraram diferentes entre si, e apresentaram valores médios significativamente mais elevados nas camadas superficiais. O valor obtido no tratamento C, P e M, na camada superficial, foram respectivamente $0,0593\text{m}^3.\text{m}^{-3}$, $0,0361\text{m}^3.\text{m}^{-3}$ e $0,0269\text{m}^3.\text{m}^{-3}$. Estes resultados indicam a elevada capacidade de infiltração dos solos sob o tratamento F, indicando a sua importância do ponto de vista hidrológico para a região em questão.

Os solos sob os tratamentos M, P e C não mostraram, entre si, diferenças estatísticas significativas para **MaP**, em nenhuma profundidade estudada. Os menores valores, estatisticamente diferentes, apresentados pelos solos nos tratamentos M, P e C em relação ao solo no tratamento F decorrem das mudanças na estrutura do solo devidas ao seu manejo que, com o tempo, favorece a sua compactação o que também é evidenciado pelo aumento da densidade desses solos (ALAOUI; HELBING, 2005). Os padrões apresentados pelos solos no tratamento F podem ser atribuídos a maior presença de carbono orgânico, de biomassa de raízes e de outros organismos (REYNOLDS *et al.*, 2002, ARAUJO *et al.*, 2004; DEXTER *et al.*, 2008). Os valores obtidos para os solos no tratamento F são condizentes com os resultados de Araújo *et al.*, (2004), e informam que as camadas superficiais apresentam 1,84 vezes mais **MaP** do que nos solos sob tratamento C; 2,58 vezes mais do que nos solos sob tratamento P; e 2,78 vezes mais do que nos solos sob tratamento M. Em valores absolutos esse domínio dos macroporos representa, nos solos sob tratamento F, $0,105\text{ m}^3\text{m}^{-3}$ em média mais espaço para reter e infiltrar água do que os solos sob os demais tratamentos

No **DMaP**, os resultados mostraram uma porosidade estrutural dos solos sob F diferentes dos solos dos demais tratamentos. Os valores obtidos nas florestas se mostraram 3,33 vezes superiores ao valor obtido no tratamento M; 2,48 vezes maiores que no tratamento P e 1,51 vezes superior ao tratamento C. O valor absoluto médio de $0,044\text{ m}^3.\text{m}^{-3}$ é inferior ao observado para a **MaP**, porém as diferenças relativas mostraram-se maiores o que provavelmente se reflete em uma maior capacidade de continuidade do fluxo da água no solo sob o tratamento F (SCHAWARTZ *et al.*, 2003). Os resultados refletem a dependência do domínio dos macroporos da presença e densidade de raízes e da existência da macro e mesofauna do solo (LEONARD *et al.*, 2004; CHAN, 2004). Estes resultados indicam a elevada capacidade de infiltração dos solos sob o tratamento F, indicando a sua importância do ponto de vista hidrológico para a região em questão.

Os valores de **DMaP** obtidos nos tratamentos M, C e P não mostraram diferenças significativas entre si. O conjunto dos resultados obtidos refletem as diferenças do uso da terra, cuja intensificação resulta na perda da capacidade de infiltração, determinando um decréscimo na sua qualidade do ponto de vista agroecológico. Esse arranjo da porosidade do solo determinado pelo tamanho, distribuição e continuidade dos macroporos é o responsável pelo fluxo dos fluídos, do ar e dos solutos dentro dos solos (LUWIG *et al.*, 1999; WEILER, 2005; BORMANN; KLAASEN, 2008).

A **Pt**, embora tenha se mostrado significativamente afetada pelos tratamentos, são valores que não refletem distintamente influências nas propriedades hidráulicas do solo. A água e o ar drenado no solo são pouco controlados pela **Pt** e muito influenciados pela macroporosidade (SCHACK-KIRCHNER; FENNER; HILDEBRAND, 2007). Os maiores valores de **Pt** apresentados nos solos sob F em relação aos demais tratamentos devem-se primordialmente a presença de altos teores de matéria orgânica (DEXTER *et al.*, 2008; RODRIGO, 2002). Os valores da **Pt** do solo obtidos são similares aos valores encontrados por Araújo *et al.*, 2004.

Os valores dos **MiP** não se apresentaram significativamente diferentes em relação aos tratamentos e profundidades, concordando com Araújo *et al.* (2004).

5.1.3 Parâmetros hidrológicos X parâmetros físicos do solo

O Coeficiente de Correlação de *Spearman* foi utilizado para testar a correlação entre os parâmetros hidrológicos e os parâmetros físicos do solo que se apresentaram com suas médias estatisticamente diferenciadas ($p < 0,05$). Foram consideradas como uma correlação estatisticamente significativa os dados que se correlacionaram para um $p < 0,0001$ (TABELA 25).

Os parâmetros hidrológicos **CE_s** e **estCE_s** correlacionaram-se significativamente com todos os parâmetros físicos do solo testados. As exceções anotadas com as variáveis **t_iE_s** e **t_mE_s**, possivelmente houveram devido a anomalias como a repelência hídrica e também a ordem de grandeza das precipitações aplicadas.

TABELA 25 – COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO DE *SPEARMAN* ENTRE OS PARÂMETROS HIDROLÓGICOS (PH) E OS PARÂMETROS FÍSICOS DO SOLO (PFS).

PFS \ PH		CE_s (%)	estCE_s (%)	t_iE_s (tempo)	t_mE_s (tempo)
MaP (m ³ m ⁻³)	ICS	-0,48882	-0,46234	-0,26759	-0,30867
	<i>p</i>	<0,0001	<0,0001	0,0660	0,0328
	<i>n</i>	144	144	36	36
DMaP (m ³ m ⁻³)	ICS	-0,37371	-0,33475	-0,28328	-0,41134
	<i>p</i>	<0,0001	<0,0001	0,0511	0,0037
	<i>n</i>	144	144	36	36
A10 (m ³ m ⁻³)	ICS	-0,40544	-0,38576	-0,07403	-0,24897
	<i>p</i>	<0,0001	<0,0001	0,6170	0,0879
	<i>n</i>	144	144	36	36
Pt (m ³ m ⁻³)	ICS	-0,43623	-0,42485	-0,10692	-0,27420
	<i>p</i>	<0,0001	<0,0001	0,4695	0,0593
	<i>n</i>	144	144	36	36
Ds (g cm ⁻³)	ICS	0,42402	0,44597	0,12821	0,36681
	<i>p</i>	<0,0001	<0,0001	0,3851	0,0103
	<i>n</i>	144	144	36	36

Nota: Os valores são considerados significativos para $p < 0,0001$; *n* = número de observações.

A correlação entre os parâmetros físicos do solo e os parâmetros hidrológicos **CE_s** e **estCE_s** se mostraram estatisticamente significante ($p > 0,0001$), e podem ser mais claramente identificada nos resultados alcançados nos solos sob o tratamento F, que apresentou resultados para a macroporosidade até três vezes maiores que os demais tratamentos e, como consequência, **CI** até duas vezes maiores (FIGURA 15).

Essa diferenciada qualidade estrutural do solo no tratamento sob floresta, que afeta significativamente o fluxo da água, é consequência da presença de organismos, de intensa densidade de raízes e dos teores de matéria orgânica, as quais exercem funções essenciais à integridade das propriedades do solo (CURTIS; POST, 1964; REYNOLDS *et al.*, 2002; ARAUJO *et al.*, 2004; DEXTER *et al.* 2008).

Os teores de carbono orgânico obtidos dos solos sob floresta apresentaram valores de C (8,82g dm⁻³) 2,29 vezes maiores que em C; 2,03 vezes que em M; e 1,81 vezes que em P (TABELA 16). Essa mesma tendência é demonstrada por Dexter *et al.*, (2001) para o índice de qualidade do solo, que mostrou dependência linear com o conteúdo de matéria orgânica de um solo arenoso.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1 QUANTO A ANÁLISE DOS PROCESSOS HIDROLÓGICOS

Os resultados do estudo mostraram que os usos da terra, com suas peculiaridades de tipos e estrutura de vegetação, composição de espécies vegetais e práticas de manejo dos solos, afetam diferenciadamente os processos de escoamento superficial e infiltração da água na superfície do solo, bem como as características estruturais do solo (parâmetros físicos do solo).

Os solos sob floresta mostraram coeficientes de infiltração com significativas diferenças em relação aos outros usos dos solos analisados. O presente estudo documentou as diferenças, demonstrando que sob cobertura florestal ocorreu 9,71 vezes menos escoamento superficial que solos sob pastagens, 7,86 vezes menos que áreas cultivadas com café e 5,56 vezes que áreas cultivadas com mandioca. Esses resultados claramente identificam a eficiência da cobertura florestal na contenção do escoamento superficial.

O experimento determinou por meio do coeficiente de escoamento superficial, a parcela da precipitação que é convertida em escoamento superficial nas áreas dos diferentes usos dos solos analisados. O conhecimento dos valores desse parâmetro permitirá aos planejadores definir o ordenamento espacial do uso do solo de uma bacia hidrográfica de forma a obter específicos e desejáveis índices de infiltração, diminuindo assim o potencial de escoamento superficial e minimizando os processos de erosão hídrica do solo e de sedimentação do corpo hídrico.

Os resultados alcançados no presente estudo indicam, ainda, que para atender ao propósito de se ter específicos índices de infiltração, é essencial se considerar a utilização de áreas com cobertura florestal, com extensão e espacialização controladas, no ordenamento do uso do território de bacias hidrográficas.

Os resultados obtidos expandem a possibilidade da formulação de critérios para a definição de boas práticas de manejo de áreas agrícolas, bem como para a legislação ambiental que estabelece as necessidades mínimas de áreas florestadas por unidade de planejamento.

Experimentos de campo com o uso de simuladores de chuva mostraram-se eficientes na produção de dados para a análise das respostas de processos hidrológicos que foram influenciados por diferentes usos da terra.

6.2 QUANTO AO IMPACTO DO USO DO SOLO NOS PROCESSOS HIDROLÓGICOS

Os solos sob o tratamento F apresentaram uma condição estrutural diferenciada em relação aos demais tratamentos, e comprovaram que os valores de suas propriedades físicas podem influenciar o processo hidrológico estudado na mesma magnitude. A ocorrência de maiores volumes de macroporos matricial e estrutural nos solos sob tratamento F (valores aproximados de até três vezes em relação aos demais tratamentos), pode ser visualizado nos resultados do escoamento superficial, os quais mostraram valores de cerca de nove vezes superiores aos demais tratamentos.

O resultado do trabalho mostrou que o solo no tratamento F comprovou ser significativamente diferente dos tratamentos C, M e P, para todos os parâmetros físicos do solo que comprovaram serem afetados pelos tratamentos. Especialmente quanto à macro porosidade, o tratamento F apresentou em valores absolutos (média) $0,105 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ mais volume de macroporos da matriz do solo (Macro), o que significa mais espaço para reter e infiltrar água nos solos do que os solos dos demais usos do solo.

Os resultados dos parâmetros físicos do solo, que foram influenciados pelo uso da terra, se mostraram suficientes como indicadores de mudanças estruturais do solo que influenciam os processos hidrológicos, haja vista a significativa correlação da infiltração da água no solo com esses parâmetros. Restando claro que é o sistema de poros do solo quem governa o processo da infiltração e do fluxo da água no solo, determinando a hierarquia com que a água flui e abastece os seus diferentes compartimentos, bem como é disponibilizada para as suas diferentes funções.

Esses resultados claramente identificam a eficiência da cobertura florestal na adequação da estrutura física do solo para um efetivo controle de seus processos

erosivos, apresentando respostas com pouca probabilidade de serem superadas pelas práticas de manejo adotadas nos demais cultivos estudados.

O dimensionamento dos parâmetros físicos do solo que são influenciados por modificações decorrentes do uso da terra e que comprovadamente se refletem no processo hidrológico da infiltração/escoamento superficial, é básico para o planejamento e o gerenciamento de bacias hidrográficas, especialmente quando se pretende a comprovada efetividade de áreas florestadas como estratégia para o controle da erosão dos solos, haja vista que essa proposta concorre em espaço com os outros usos da terra.

Assim sendo, o dimensionamento dos efeitos da floresta no seu meio físico se caracteriza como um instrumento essencial na definição da extensão e espacialização dos modelos de uso da terra que objetivam a utilização da cobertura florestal para o controle de processos de degradação de ecossistemas, como por exemplo, os processos de erosão e sedimentação de corpos hídricos em bacias hidrográficas.

6.3 QUANTO AO MODELO DE GESTÃO E PLANEJAMENTO DE USO

Os resultados do trabalho demonstraram que os processos de infiltração/escorrimento da água na superfície do solo dependem da biota cujas funcionalidades são a produção e a manutenção dos mecanismos essenciais ao seu adequado funcionamento e que, o dimensionamento dos parâmetros desses processos é básico para o planejamento e o gerenciamento de bacias hidrográficas, especialmente quando se pretende como estratégia o uso de áreas florestadas para adequar processos hidrológicos.

Conhecer a dimensão dos efeitos da floresta no seu meio físico é essencial para o planejamento da extensão e da espacialização da área florestal, notadamente por que essa estratégia é concorrente em espaço com os outros usos da terra.

Dessa maneira, com o conhecimento produzido será possível incrementar e dar segurança ao estabelecimento de modelos de uso da terra que pretendem os serviços dos ecossistemas na sustentação do adequado funcionamento dos processos hidrológicos; melhorar as iniciativas de recuperação de áreas com o

propósito da conservação da biodiversidade; desenvolver os indicativos para a definição de boas práticas de manejo de áreas agrícolas; e adequar a legislação ambiental que estabelece as necessidades mínimas de áreas florestadas por unidade de planejamento.

PROPOSTA DE MANEJO DO ECOSISTEMA DA BHDN

1 INTRODUÇÃO

O controle da erosão e a melhoria da qualidade da água tem sido o foco de diversos projetos de manejo de bacias hidrográficas. Apesar dos trabalhos executados por esses projetos, a perda de solos, a sedimentação e a degradação dos corpos hídricos ainda é observado em todo o mundo (HUSSEIN, 1998; THIERFELDER; AMÉZQUITA; STAHR, 2005; ZHOU *et al.*, 2006; ISABIRYE *et al.*, 2007; STROOSNIJDER, 2008; GOVAERTS *et al.*, 2008). No Estado do Paraná esse fato pode ser claramente observado no diagnóstico de suas bacias hidrográficas, que mostram que seus rios são severamente contaminados por produtos químicos e afetados pela sedimentação, especialmente na região agrícola do Estado do Paraná (IPARDES, 2010).

A região da sub-bacia Paranapanema 4, onde se insere o presente trabalho, apresenta o maior percentual de área com uso agrícola inadequado no Estado do Paraná (46,62%), segundo os Indicadores de Sustentabilidade Ambiental do Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social (IPARDES, 2011).

Essas constatações indicam que os modelos desenvolvidos de projetos de recuperação e conservação de ecossistemas têm apresentado uma lacuna de conhecimento, a qual dificulta as decisões da definição da estratégia e do planejamento a ser utilizada por esses projetos. A eficiência para obter resultados desejáveis das ações desses projetos, especialmente considerando que devem ajustar as condições ambientais à produção agrícola depende do reconhecimento: **i.** da magnitude do desafio a ser enfrentado; **ii.** dos processos naturais que estão degradados e as suas causas; **iii.** dos componentes do ecossistema que estão alterados e causando a degradação dos processos naturais; **iv.** quais mecanismos, e como funcionam, podem recuperar adequadamente a estrutura desses componentes.

A presente proposta considera essencial iniciar o planejamento do manejo de ecossistema pela geração dos dados que possibilitem a identificação e a quantificação das degradações observadas no ecossistema, decorrentes das

transformações conhecidas da paisagem, bem como quais processos naturais estão envolvidos nessas transformações. O conjunto das informações utilizadas foi obtido através de experimentos e estudos, cujos resultados se caracterizaram como chave para a definição do objetivo e a quantificação das metas. Quando se sabe o que e quanto se deseja corrigir torna-se muito mais fácil e lógico planejar.

Apesar do fato de que o estabelecimento de ligações entre a dinâmica social e os processos ecológicos ser um tema recorrente na formulação de protocolos de gerenciamento de ecossistemas, a presente proposta trabalha esses componentes separadamente. Em uma primeira fase, o trabalho deverá desenvolver o conhecimento sobre os processos ecológicos envolvidos e com isso definir os objetivos, o sistema e as estratégias de recuperação do sistema degradado. Em uma segunda fase, o trabalho deverá integrar o componente socioeconômico, para então definir como proceder ao desenvolvimento e a implementação do projeto.

2 PRIMEIRA FASE – RECONHECIMENTO CIENTÍFICO DOS PROCESSOS ECOLÓGICOS

A formulação da primeira fase do protocolo, do modelo proposto, adota uma concepção proativa, isto é, define as estratégias que são ativas na mitigação e/ou reversão do constrangimento observado em um cenário estudado.

A fase tem como base de trabalho a sintetização do processo ecológico, através da qual busca a individualização do processo natural que se encontra alterado, do mecanismo do ecossistema que foi violado, bem como qual componente do ecossistema é detentor da funcionalidade que promove e mantém esse mecanismo.

A primeira fase foi desenvolvida de acordo com as etapas que constam do fluxograma da definição do objetivo e do modelo de recuperação (FIGURA 16).

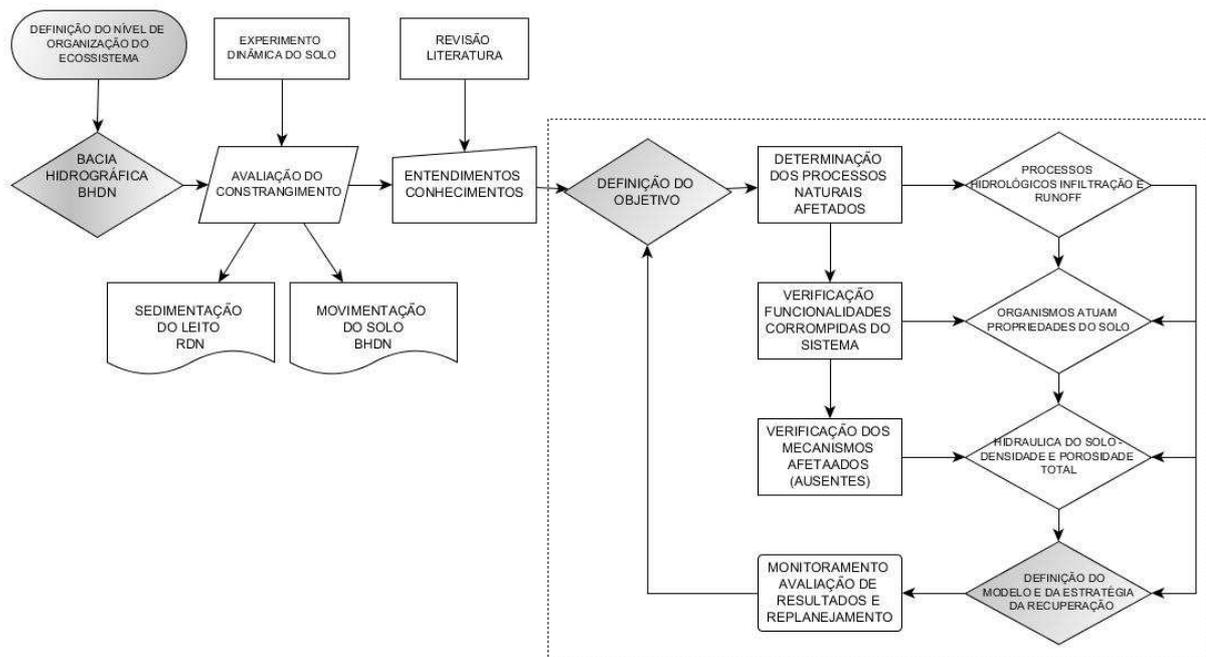


FIGURA 16 – FLUXOGRAMA DA DEFINIÇÃO DO OBJETIVO E DO MODELO DE RECUPERAÇÃO.

1) Define o nível de organização do ecossistema (comunidade de espécies, ecossistemas, bacias hidrográficas, paisagens) que estará envolvido no processo de gestão e que ordenadamente apresentam os mecanismos e as funções ecológicas apontadas como críticas no estudo (ALLEN *et al.*, 1997). Embora os limites de um ecossistema sejam permeáveis e de difícil definição, no que diz respeito ao fluxo de energia e de materiais, para o estudo dos processos geomorfológicos da erosão e da sedimentação (transporte e deposição) a bacia hidrográfica (BH) se caracteriza como uma organização completa de um ecossistema. A BH apresenta limites geográficos claramente definíveis e que incorporam o conjunto de todo o processo ecológico de interesse, possibilita a mensuração direta de parâmetros relativos aos componentes atmosféricos, hidrológicos, e geológicos, e ainda, a determinação de como alterações na paisagem podem influenciar as interações existentes entre esses componentes (LIKENS, 2004). Em experimentos manipulativos, quando combinado com um adequado método de estudo, a bacia hidrográfica proporciona consistência no poder das pesquisas ecológicas, em vista da possibilidade do controle efetivo nas intervenções a que podem ser submetidos esses ambientes (BORMANN; LIKENS, 1967; CARPENTER *et al.*, 1995; STANFORD; POOLE, 1996; BORMANN, 1996; LIKENS, 2004).

2) Identifica e avalia os constrangimentos e as perdas que ocorreram no ecossistema, decorrentes das transformações conhecidas da paisagem. Ponto

chave no planejamento da gestão do ecossistema, os resultados obtidos nessa etapa devem constituir a base de informações utilizadas para definir os objetivos da gestão, bem como para determinar os valores desejáveis a serem alcançados pelos trabalhos (BROOKS *et al.*, 2003). Na BHRDN esses constrangimentos foram mensurados através do estudo da dinâmica do solo, cujos resultados mostraram um intenso processo geomorfológico de erosão e de sedimentação, revelando a deficiência das atuais estratégias que são utilizadas na gestão da BHRDN. Os processos geomorfológicos que desenvolvem as formas da superfície da terra, em partes, são orientados por processos hidrológicos. De acordo com FISRWG (1998), os processos geomorfológicos da erosão e da sedimentação (transporte e deposição) são determinados pela parcela das precipitações que se movimentam sobre a superfície do solo, isso é a água que atinge a superfície do solo excede a sua capacidade de infiltração e resulta no processo de escoamento superficial.

3) Revisa e sintetiza o conjunto de informações existentes, e desenvolve os experimentos necessários para identificar os mecanismos e funções dos componentes do ecossistema que se encontram alterados. Segundo Stanford; Poole (1996), uma base bem sedimentada de conhecimento é essencial para o encaminhamento de qualquer questão da gestão de ecossistemas. Muito frequentemente, o conhecimento básico é difuso, incompleto, ou simplesmente incorreto, sendo necessário complementá-los através de experimentos que simulam cenários onde são avaliados os comportamentos de processos naturais em relação a mudanças impostas a esses ambientes (CHAUCHARD *et al.*, 2007; REYNOLDS *et al.*, 2008) ou ainda, através de experimentos comparativos que se baseiam em ecossistemas de referência, similares a paisagem de estudo, relativamente pouco alterados e com seu estado de conservação próximo das condições originais (POLASKY *et al.*, 2005; HOBBS, 2007). Conforme menciona Heissenbuttel (1996), se o processo de gestão de ecossistema pretende ser ciência, ele deve partir do entendimento do que é conhecido, do que não é conhecido e que problemas devem ser resolvidos. No manejo de ecossistemas o que não conhecemos também afeta as decisões (CARPENTER, 2002).

4) Identifica os objetivos baseado exclusivamente na informação científica. Todos os modelos de gestão de ecossistemas, apesar de contarem com uma considerável variedade de planos e estratégias, têm a definição dos objetivos da gestão dos ecossistemas como o seu componente mais importante. A clara

determinação dos objetivos permite melhor organizar os resultados, identificar e orientar as estratégias e modelos a serem utilizados, detalhar o desenvolvimento dos planos de ação e determinar os tipos e a extensão do monitoramento necessário para ser aplicado após a implantação do projeto (EHRENFELD, 2000). Segundo Hobbs (2007), diversos fatores condicionam os meios pelo qual os objetivos da gestão dos ecossistemas são definidos, e o grau de possibilidade deles serem realizáveis, isso decorre do pouco conhecimento relativo aos limites da previsão ecológica que frequentemente apresenta variâncias muito elevadas o que determina resultados aleatórios para as previsões quantitativas (CARPENTER, 2002).

5) Desenvolve as estratégias para a gestão do ecossistema. Tendo como base o conhecimento gerado no item 3 e o conjunto de objetivos determinado no item 4, os cientistas, os planejadores, e os gestores estariam aptos a projetar as estratégias para alcançar o objetivo identificado. As estratégias a serem elaboradas devem ser simples e claras, evitando no que for possível a definição de alternativas competitivas. Deve ser observada a cautela necessária no que diz respeito aos riscos e as incertezas, apesar de que, se as informações geradas tiverem sido bem elaboradas e for devidamente interpretada, uma estratégia lógica deverá estar aparente. A estratégia deve incluir um cronograma de monitoramento, com um claro protocolo definindo os métodos e os experimentos a serem executados, com o propósito de, em tempo, reduzir as incertezas críticas relativas a sustentabilidade dos atributos, dos processos e dos valores do ecossistema (CARPENTER *et al.*, 1995).

3 SEGUNDA FASE – CONTEXTO SÓCIO ECONÔMICO E IMPLANTAÇÃO DO PROJETO

O contexto socioeconômico passa a integrar o modelo após a definição das estratégias a serem utilizadas na recuperação, funciona como o componente que referendará ou reorientará as ações do planejamento. O desenvolvimento dos estudos do processo socioeconômico deverá permear o conjunto das decisões finais do planejamento da recuperação do ecossistema, porém, não fará parte integrante da decisão das estratégias técnicas.

A segunda fase foi desenvolvida de acordo com as etapas que constam do fluxograma dos processos de implantação do modelo e avaliações, monitoramento e replanejamento (FIGURA 17).

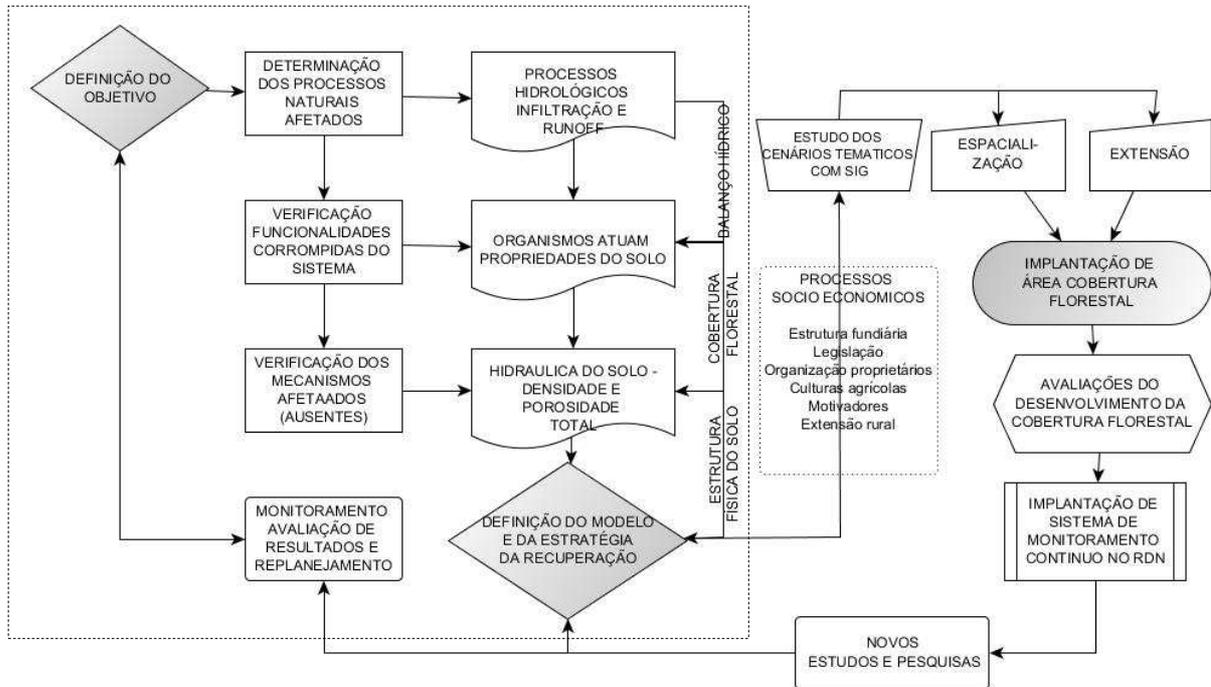


FIGURA 17 – FLUXOGRAMA DOS PROCESSOS DE IMPLANTAÇÃO DO MODELO E AVALIAÇÕES, MONITORAMENTO E REPLANEJAMENTO.

1) Inicia-se com uma criteriosa revisão do plano para consolidar sua credibilidade. Uma vez incorporado às contribuições oriundas do processo de revisão, o plano pode ser apresentado à comunidade envolvida para, da mesma forma, procederem a seus comentários e endosso. O processo de discussão com a comunidade envolvida deve ser bem conduzido e o mais clareador possível, no que diz respeito às ações a serem adotadas, em vista de que é nessa fase que serão definidas as estratégias políticas (incentivos, legislação etc.) para a implantação do plano.

Segundo Stanford; Poole, 1996, o plano falhará, não interessa o quanto é bom em ciência e racionalidade, se não puder ser efetiva e adequadamente transmitido às comunidades residentes no ecossistema. As críticas que houverem devem ser absorvidas, e os planejadores, cientistas e gestores devem rever todo o processo desenvolvido, especialmente os que determinaram os objetivos e as estratégias de ação. Antes de promover qualquer alteração, por demanda das

comunidades envolvidas, as mesmas devem ser conduzidas a observarem os objetivos do plano de gestão do ecossistema.

2) Implementa as ações do plano de gestão com a certeza de que, não obstante os riscos que são aceitáveis, as suas estratégias representam a mais efetiva possibilidade de alcançar os objetivos do trabalho. O desenvolvimento das ações do plano deve ser acompanhado de avaliações sistemáticas tendo em vista a utilização de organismos como ferramenta do plano.

3) Implanta um sistema contínuo de monitoramento para avaliar o desenvolvimento do processo natural que se pretende recuperar, e desenvolve novas pesquisas e estudos com o propósito de diminuir as incertezas. A partir do conjunto dessas novas informações, a reavaliação sistemática do plano deve ser procedida, e quando necessário a melhoria da estratégia do plano, a revisão dos objetivos, a redefinição do ecossistema, e a readequação das ações devem ser trabalhadas, podendo retornar ao item 1 do protocolo para promover uma crescente racionalidade à estratégia utilizada no plano de gestão do ecossistema.

4 A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DIAMANTE DO NORTE

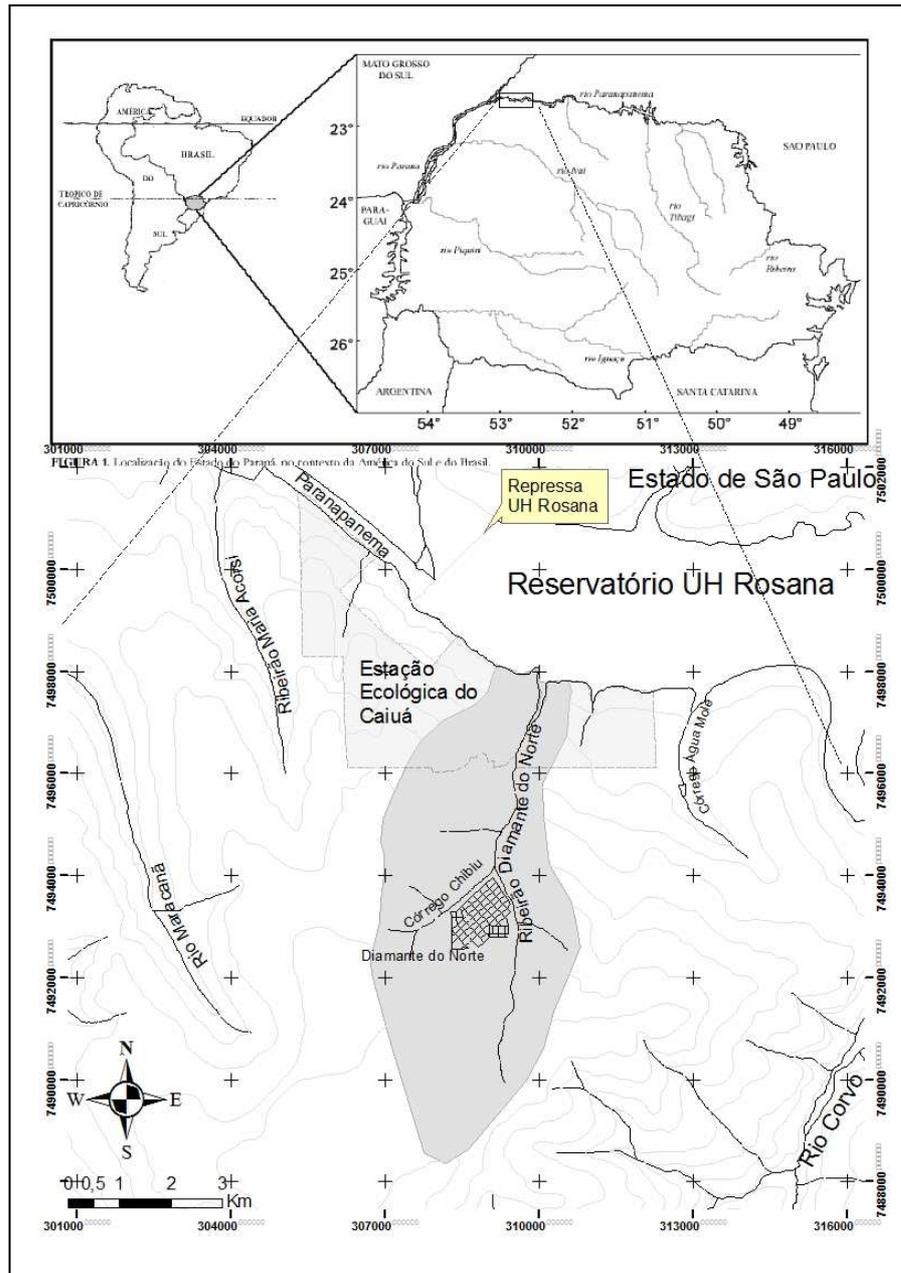
O Noroeste do Estado do Paraná é uma das regiões mais críticas no tocante a suscetibilidade à erosão hídrica do solo (EMBRAPA, 1984; FASOLO *et al.*, 1988). Essa região representa 17,6% da superfície territorial do estado e apresenta 71,4% de sua área com solos derivados do Arenito Caiuá (ARAUJO *et al.*, 2004). Em solos originados do Arenito Caiuá o conteúdo de areia é da ordem de 85% a 90% (FONSECA; CZUY, 2005). Associado a essa condição frágil do solo, na região, temos ainda a estrutura geográfica das propriedades rurais que têm a sua maior extensão na direção da inclinação da topografia do terreno, o que a princípio potencializa os processos erosivos (FIDALSKI, 1997). Nesse contexto está localizada na Bacia Hidrográfica do Ribeirão Diamante do Norte (BHDN), cuja paisagem é altamente representativa do cenário encontrado nos ecossistemas regional, no que diz respeito a suas formas e graus de alteração.

A escolha do ecossistema BHDN como a área referência do presente estudo está fundamentada nos seguintes aspectos:

- i) na presença representativa da floresta estacional semidecidual assentada sobre as formações do Arenito Caiuá em estado primitivo (estágio primário), e por se tratar de um maciço florestal bem conservado, se constitui numa fonte de recursos genéticos a serem utilizados em programas de recuperação ambiental (COSTA FILHO; NANNI; CAMPOS, 2006).
- ii) o uso da terra na BHDN reflete as atividades que são desenvolvidas na área rural da região noroeste do Estado do Paraná.
- iii) conter a base física da EEC, unidade de conservação que tem por finalidade o desenvolvimento de estudos científicos, em parceria com instituições de ensino e pesquisa (UEM, UFPR, UNIPAR, MSU), dispondo das facilidades para a execução desses trabalhos.

4.1 LOCALIZAÇÃO

A BHDN localiza-se no Município de Diamante do Norte, Noroeste do Estado do Paraná, Região Sul do Brasil. É limitada pelas coordenadas UTM, com base no meridiano 51°W.G., 304 – 311.5E km e 7,502.5 – 7,487N km do equador e tem altitude que varia de 240 a 420 m. A BHDN, com área total de 2691,13 ha, pertence à Bacia Hidrográfica do baixo Rio Paranapanema 4 e tem as águas de seu principal corpo hídrico, Ribeirão Diamante do Norte, drenando para o Reservatório da Usina Hidrelétrica de Rosana (RUHR) (FIGURA 18).



4.2 CLIMA

Segundo a classificação climática de Koeppen, a região Noroeste do Paraná apresenta clima do tipo Cfa - mesotérmico, úmido, sem estação seca e com verões quentes. A temperatura média do mês mais frio é abaixo de 18°C e a temperatura média do mês mais quente é acima dos 22° C (MAACK, 2002). A precipitação média anual é de 1.200 - 1.400 mm, sendo o trimestre mais chuvoso dezembro, janeiro e

fevereiro. A temperatura média anual está entre 21 e 22°C, sendo a média do mês mais quente (fevereiro), 24 a 25°C e do mês mais frio (julho), 17 a 18°C. A umidade relativa do ar (média anual) é de 75%. A evaporação potencial anual é de 1.000 a 1.100 mm.

4.3 GEOLOGIA

A BHDN localiza-se no terceiro planalto paranaense, o qual é limitado a Leste pela Serra Geral do Paraná e a oeste pelo Rio Paraná, abrangendo todo o limite do Estado na direção Norte e Sul. É o mais vasto planalto, ocupando cerca de dois terços da área do Estado (IAP, 1997). O material de origem que contribuiu para a formação da maioria dos solos da BHDN está representado pelo Arenito Caiuá - série São Bento - Cretáceo; ocorrem também solos derivados de sedimentos fluviais nas porções adjacentes ao Rio Paranapanema. O arenito Caiuá caracteriza-se por apresentar sedimentação entrecruzada (eólica) e pela coloração violáceas, manchas e pontos claros.

4.4 RELEVO

As formas superficiais do terceiro planalto constituem paisagens típicas em mesetas e patamares com a apresentação de um aspecto tabuliforme. Formas com topos aplainados, também são observadas ao longo deste planalto (Maack, 2002). O relevo, por ser um dos fatores responsáveis pela formação dos solos, possui importância significativa, particularmente na área da BHRDN, uma vez que separa três grandes compartimentos característicos, ou seja, a porção aluvial, os vales com vertentes onduladas ou forte onduladas e a superfície cimeira dos platôs, que podem apresentar diferentes subníveis em relevo plano ou suave ondulado. A área de estudo apresenta relevo pouco movimentado, variando de praticamente plano a ondulado, sobre depósitos de sedimentos. Esta formação é resultado de um processo de degradação, relevo de acumulação, onde os sedimentos erodidos das

partes mais altas (processo de dissecação) são depositados ao longo dos anos nas porções mais baixas do relevo (IAP, 1997).

4.5 SOLOS

No levantamento dos solos da BHDN, com base em estudos executado pelo IAP (1997), foram identificadas as seguintes classes e unidades de mapeamentos as quais, de acordo com o Inventário de Áreas Críticas no Noroeste do Paraná (FASSOLO *et al.*, 1988), apresentam as seguintes características principais:

i) LATOSSOLO VERMELHO eutrófico, A moderado, textura areia franca ou franco arenosa, relevo plano/suave ondulado. Esta classe, segundo Fassolo *et al.* (1988) é constituída por solos muito profundos, com sequência de horizontes A, B e C, sendo a espessura de A + B superior à três metros. São solos de coloração vermelho-escura, de textura média ou argilosa, muito porosos e muito friáveis. Ocorrem normalmente em áreas de relevo suave ondulado, com declives de até 5%. Característica marcante destes solos é a pequena diferenciação de horizontes, cuja distinção é pouco nítida, devido à pequena variação das propriedades morfológicas e às transições amplas entre os mesmos. Constituem também características marcantes a absoluta ou virtual ausência de minerais primários facilmente intemperizáveis e o baixo gradiente textural, evidenciando distribuição de argila relativamente uniforme ao longo do perfil.

Os solos dessa unidade de mapeamento são fortemente drenados, de textura areia ou areia franca no horizonte A e franco-arenosa no B. São de baixa fertilidade natural, moderada a fortemente ácidos, mas de médio a baixo teor de alumínio trocável. São formados a partir dos produtos provenientes da intemperização do arenito Caiuá e ocorrem quase sempre em relevos suaves ondulado, formados por colinas de topos aplainados, de pendentes longas e ligeiramente convexas, ocupando geralmente as partes mais elevadas da paisagem.

ii) LATOSSOLO VERMELHO distrófico, A moderado, textura areia franca ou franco arenosa, relevo plano/suave ondulado. Esta classe de solo apresenta as mesmas características da classe anterior diferenciando-se na classificação em

razão de se tratar de solos com altos teores de alumínio e saturação por bases menor que 50% (EMBRAPA, 1997)

iii) ARGISSOLO VERMELHO eutrófico, A moderado, textura areia franca ou franco arenosa, relevo suave ondulado/ondulado. Esta classe de solos é constituída por solos profundos, com sequência de horizontes A, Bt e C, facilmente identificáveis. Ocorrem em relevos suave ondulado, ondulado e forte ondulado. Um dos traços distintivos destes solos é a diferença de textura entre os horizontes A, mais arenoso, e o sub-superficial Bt, mais argiloso.

Os solos desta unidade de mapeamento são fortemente drenados, de textura variando entre areia e areia franca no horizonte A e entre franco-arenosa no Bt. O horizonte A apresenta espessura entre 20 e 30 cm, estrutura fraca granular e grãos simples, consistência solta, tanto com o solo seco como o úmido, e não plástica e não pegajosa quando molhado. O horizonte Bt apresenta estrutura fraca em forma de blocos subangulares, com tamanho compreendido entre pequeno e média, de consistência macia quando seco, muito friável a friável quando úmido, sendo ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa quando molhado. São solos formados a partir dos produtos provenientes da intemperização do arenito Caiuá. É de baixa fertilidade natural, moderada a fortemente ácidos, com baixos teores de alumínio trocável. Ocorrem em relevo suave ondulado e ondulado, ocupando normalmente o terço inferior das encostas podendo, ocasionalmente, ocupar os topos das elevações.

4.6 VEGETAÇÃO

A BHDN está localizada na região da Floresta Estacional Semidecidual (floresta estacional), que possui um tipo de vegetação cujo conceito ecológico está condicionada à dupla estacionalidade climática; uma tropical com época de intensas chuvas de verão, seguidas por estiagem acentuada e outra subtropical sem período seco, mas com seca fisiológica provocada pelo intenso frio do inverno, com temperatura média inferiores à 15° C (IBGE, 1992).

Segundo Roderjan *et al.*, (2002), esta unidade fitogeográfica se estabelece onde, além da ocorrência eventual de geadas, a flora está condicionada a um

período de baixa precipitação pluviométrica, quando 20 a 50% das árvores do dossel da floresta perdem suas folhas, modificando fortemente a fisionomia da vegetação. As formações vegetais dessa unidade têm como principal característica fisionômica a semidecidualidade, na estação desfavorável (período). A espécie arbórea mais expressiva da floresta estacional a *Aspidosperma polyneuron* (Peroba) é bem representada fenotipicamente, com elementos retos e cilíndricos.

De acordo com o levantamento executado pelo IAP em 1997, atualizado com a análise da Imagem SPOT-5 (703/395) (IAP/STCP, 2006), a área da BHDN é ocupada pela associação vegetal primária da floresta estacional, com diferentes graus de alteração, onde predomina a formação submontana, por ocorrências isoladas de áreas com vegetação secundária (capoeirão), uma área com vegetação de várzea, áreas com reflorestamento e áreas com culturas diversas (TABELA 26 e FIGURA 19).

TABELA 26 – VEGETAÇÃO DA BHDN. FONTE: O AUTOR

Vegetação	Área (ha)	Área (%)
Floresta Estacional Semidecidual		
• Floresta (≠ graus de alteração)	509,75	18,94
• Mata ciliar	98,23	3,65
SUBTOTAL	607,97	22,59
Vegetação Secundária		
• Área em recuperação	19,50	0,72
• Vegetação de várzea	2,81	0,10
SUBTOTAL	22,31	0,83
Áreas Antrópicas		
• Reflorestamento	2,72	0,10
• Culturas diversas	1903,59	70,74
• Área urbanizada + corpos hídricos	154,51	5,74
SUBTOTAL	2060,82	76,58
TOTAL	2691,10	100,00

FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL SUBMONTANA – Segundo o IBGE (1992), essa formação frequentemente ocorre nas encostas interioranas das Serras da Mantiqueira e dos Órgãos e nos planaltos centrais capeados pelos arenitos Botucatu, Bauru e Caiuá dos períodos geológico Jurássico e Cretáceo. Sua ocupação vai desde o Espírito Santo e sul da Bahia até o Rio de Janeiro, Minas Gerais, São Paulo, norte e sudoeste do Paraná e sul do Mato Grosso do Sul. Na BHDN a Floresta Estacional apresenta duas situações diferenciadas:

i) uma associação mais densa onde a *Aspidosperma polyneuron* é a espécie dominante no estrato superior da floresta, acompanhadas por indivíduos esparsos de *Casearia gossypiosperma*, *Savia dictyocarpa* e *Balfourodendron riedelianum*;

ii) e uma porção mais aberta da floresta cuja ausência de determinadas espécies como o *Cedrella fissilis* e a *Tabebuia avellaneda* detectam uma possível intervenção seletiva no passado, determinando os diferentes graus de alterações dessas florestas (IAP, 1997).

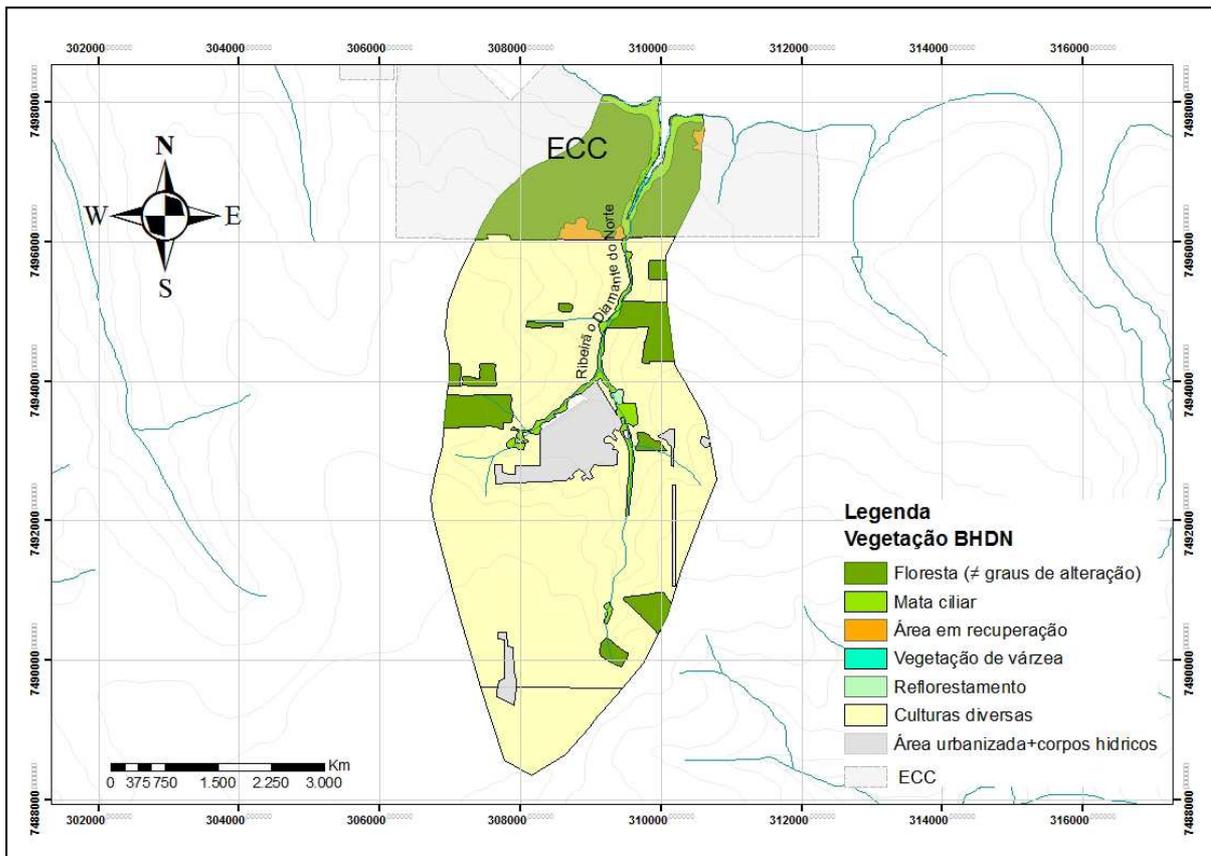


FIGURA 19 – VEGETAÇÃO DA BHDN. FONTE: IAP/STCP (2006).

VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA (Capoeirão) – São formações que se sucederam a cortes rasos da floresta, realizados com o objetivo do cultivo agrícola o qual na maior parte não se efetivou, permitindo a regeneração natural da vegetação. Essa fase sucessional foi tratada de capoeirão e é constituída predominantemente por rebrotas dos indivíduos primitivos e por espécies heliófilas, como: *Croton floribundus*, *Pterogyne nitens*, *Eugenia uniflora*, *Nectandra falcifolia*, *Chrysophyllum gonocarpum*, *Alchornea triplinervea*, *Casearia gossypiosperma*, *Cecropia*

pachystachya, *Balfourodendron riedelianum*, *Holocalyx balansae*, entre outras (IAP, 1997).

VEGETAÇÃO DE VÁRZEA – Formações compostas por gramíneas oportunistas que se instalam nas áreas em que houve a sedimentação dos corpos de água.

ÁREAS ANTRÓPICAS – São porções onde a vegetação primitiva foi integralmente substituída apresentando características antrópicas ou artificiais, a saber: i) reflorestamento – plantio de *Eucalyptus spp.* ii) áreas cultivadas – áreas contínuas de pastagem artificial e de culturas agrícolas.

4.7 USO DO SOLO

A área da BHDN representa 15,44 % da área do município de Diamante do Norte. O uso da terra no município seguiu os mesmos ciclos econômicos que influenciaram a colonização da região noroeste do Estado do Paraná. A ocupação das terras foi rápida e pouco foi observado quanto à necessidade de se preservar um mínimo de cobertura florestal. Aparentemente, não foi levada em conta que os solos da região noroeste apresentam sérias restrições ao uso em sistemas de produção que exijam intensa movimentação, sobretudo pela acentuada suscetibilidade à erosão. Trata-se de solos de baixa fertilidade natural que têm na matéria orgânica a principal fonte de nutrientes. Assim, pouco tempo após o desmatamento com o uso contínuo e inapropriado os solos tornaram-se depauperados. Com o declínio da cafeicultura os plantios de café, mais exigentes em solo férteis, foram substituídos por culturas temporárias e finalmente por pastagens, que atualmente dominam a paisagem regional. Segundo informações do Município de Diamante do Norte, 32,67% dos estabelecimentos rurais do município tem sua atividade econômica principal baseada na pecuária.

O município de Diamante do Norte conta com uma população de 6099 habitantes, dos quais 75,62% residem na zona urbana, e 24,38% na zona rural (IBGE, 2000), mesmo assim, a principal ocupação da força de trabalho da população é direcionada às atividades agrícolas desenvolvidas no município, que ainda tem na cultura do café a maior expressão em área entre as lavouras permanentes

praticadas no município (95%). Relativamente às lavouras temporárias os destaques são para a cana de açúcar que ocupa 53,43% e a mandioca que ocupa 14,46% da área plantada com lavouras temporárias (IBGE, 2005).

A ocupação dos solos da BHDN apresenta, ainda, as seguintes peculiaridades:

- i) a existência da Estação Ecológica do Caiuá, unidade de conservação com uma cobertura florestal que representa 67,16 % das áreas florestais da BHDN;
- ii) a localização do perímetro urbano da cidade de Diamante do Norte que abriga aproximadamente 52% da população do município (TABELA 27).

TABELA 27 – USO DA TERRA DA BHDN E PERCENTAGEM RELATIVA À SUA ÁREA TOTAL.

Uso da terra	Área (ha)	%
Áreas florestais		
• Floresta estacional submontana (≠ graus de alteração)	509,7423	18,94
• Vegetação de várzea	2,8123	0,10
• Áreas em recuperação	19,5018	0,72
• Matas ciliares (≠ estágios de sucessão)	98,2271	3,65
• Reflorestamento	2,7250	0,10
SUBTOTAL	633,0085	23,51
Áreas cultivadas		
• Culturas agrícolas (diversas)	799,6862	29,72
• Pastagens e campos	886,3542	32,94
• Mandioca	164,6183	6,12
• Café	52,9343	1,97
SUBTOTAL	1903,5930	70,75
Outras ocupações		
• Áreas urbanas	145,8987	5,42
• Corpos d'água	8,6292	0,32
SUBTOTAL	154,5300	5,74
TOTAL	2691,1315	100,00

Em virtude das áreas florestais da EEC estarem localizadas na foz da RDN, em uma condição geofísica que indica que sua influência nos processos hidrológicos deve se dar exclusivamente no quarto inferior da BHDN, o uso da terra, a título de planejamento, pode ser considerado excluindo essas áreas.

Mesmo assim, o uso da terra na BHRDN representa as condições que são verificadas nas demais regiões do município, com as áreas antropizadas ocupando a porção mais expressiva de sua extensão territorial, aproximadamente 92 % (excluída a área da EEC) (TABELA 28).

TABELA 28 – USO DA TERRA E PERCENTAGEM RELATIVA À SUA ÁREA TOTAL E USO DA TERRA E PERCENTAGEM EXCLUÍDA A EEC.

Uso da terra	Área total		Área total excluída EEC	
	(ha)	(%)	(ha)	(%)
Áreas florestais	633,0085	23,51	223,8230	9,81
Áreas cultivadas	1903,5930	70,75	1903,5930	83,42
Outras ocupações	154,5300	5,74	154,5300	6,77
TOTAL	2691,1315	100,00	2281,9460	100,00

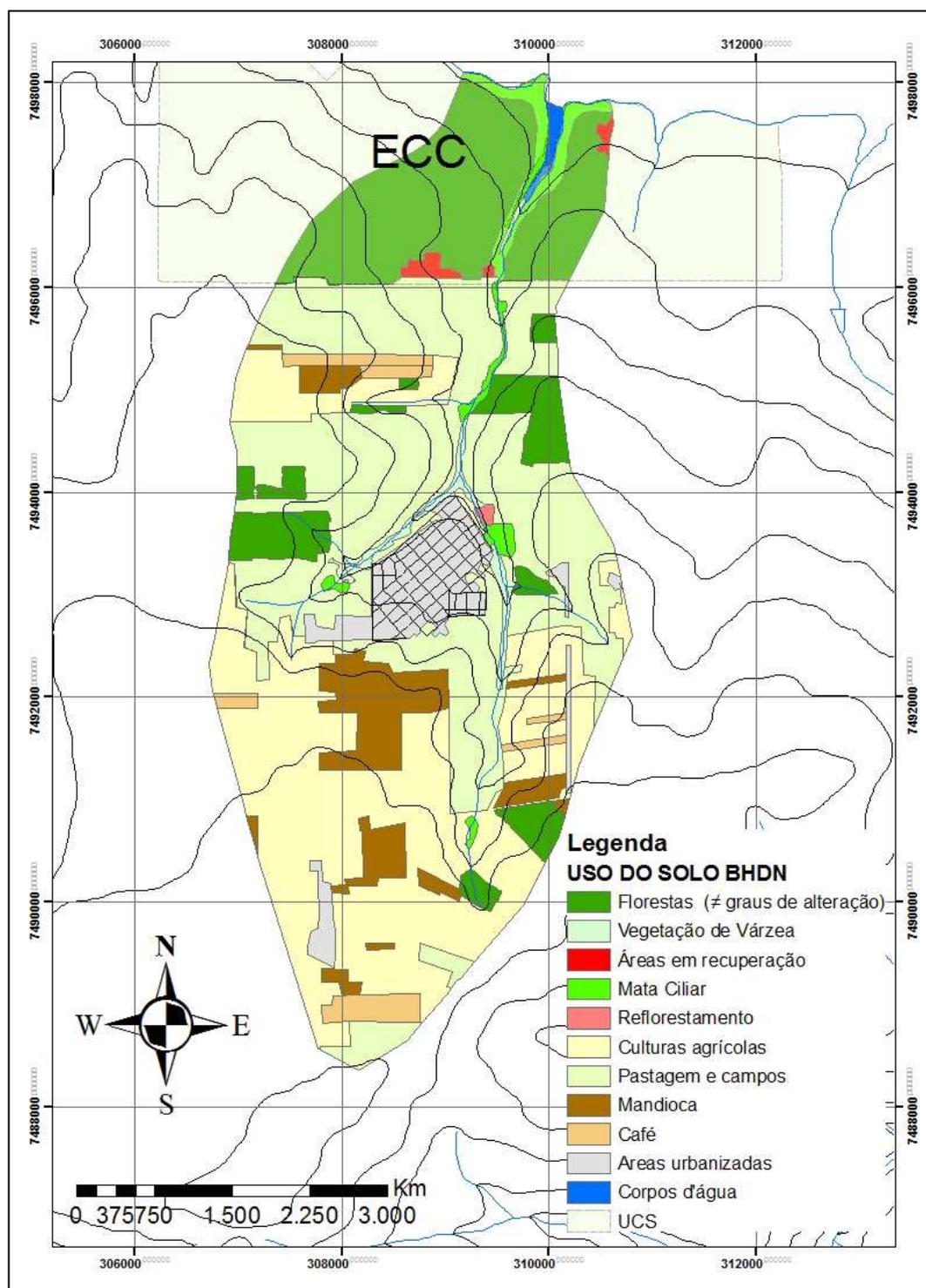


FIGURA 20 – USO DA TERRA DA BHDN. FONTE: AUTOR, ADAPTADO DE IAP/STCP (2006).

As áreas cultivadas com café, mandioca e pastagens foram individualizadas tendo em vista que os experimentos para verificar o comportamento de processos hidrológicos terem sido realizados para esses usos da terra. A composição espacial do uso da terra na BHDN é a representada graficamente através da FIGURA 20.

5 ALTERAÇÕES OBSERVADAS NO ECOSISTEMA BHDN

O uso da terra para a produção de serviços e alimentos representa a transformação mais substancial dos sistemas terrestres. Na BHDN um dos efeitos dessa transformação pode ser verificado na intensa movimentação de solos que ocorre na bacia, conforme demonstra os resultados das medições do perfil do leito do Ribeirão Diamante do Norte (RDN), realizadas em duas etapas com um intervalo de 21 meses entre as etapas, na região de seu contato com o remanso do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Rosana (FIGURA 21).

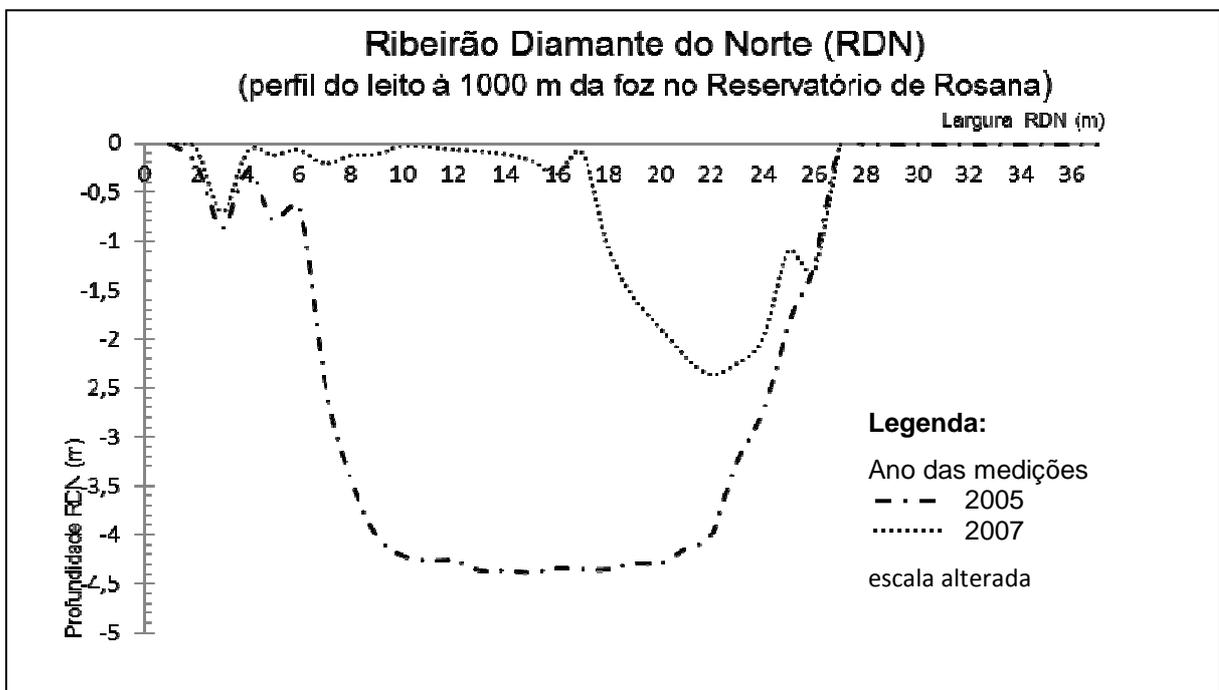


FIGURA 21 – PERFIL DO LEITO DO RIBEIRÃO DIAMANTE DO NORTE. FONTE: O AUTOR.

Foi observada uma diminuição aproximada de 76,35 m² na área da secção transversal do leito do RDN, no ponto em que foram tomadas as medições. Esse

volume de sedimentação verificado é indicador da ocorrência de alterações nos processos hidrológicos da BHDN, possivelmente, devido ao uso do solo.

A confirmação dessa afirmação foi realizada através de um trabalho de avaliação da dinâmica do solo na área agrícola da BHDN. O trabalho foi executado utilizando a técnica de avaliação de exposição de pinos inseridos no terreno em 52 parcelas (transectos). Cada parcela é representada por secções transversais de 12,00 m de extensão, nos quais foram definidos 6 pontos distantes entre si em 2,00 m, medidos a partir das margens do RDN. Em cada um desses pontos foi implantada uma barra de ferro de 1,20 m de comprimento (pino) cravada no solo até permanecer a altura de 0,50 m para fora do solo. As parcelas foram instaladas ao longo do RDN, nas duas margens, a partir de 1900 m de distância contados da sua foz no Reservatório de Rosana, e seguiram sendo instaladas a cada 100 m rio acima até a foz do Córrego Chibiu (FIGURA 22).

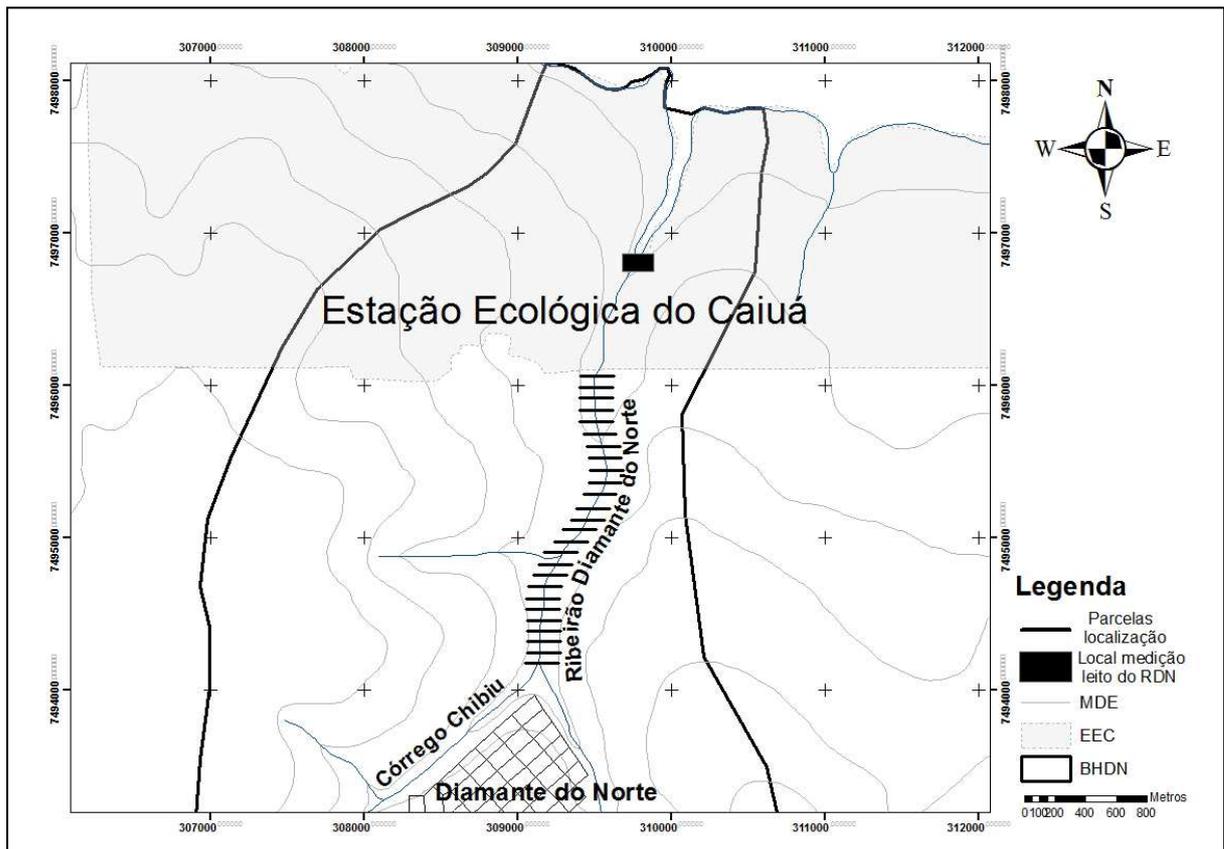


FIGURA 22 – LOCALIZAÇÃO DO PONTO DE MEDIÇÃO DO LEITO DO RDN E DAS PARCELAS (TRANSECTOS) AO LONGO DO RIBEIRÃO DIAMANTE DO NORTE.

A altura dos pinos, do solo até o seu topo, foi medida a cada 15 dias durante o período de 12/01/2005 a 07/09/2006 (período de duas estações de chuva).

Ao final do período de medições, as diferenças obtidas entre duas medições subsequentes, das alturas dos pinos, foram somadas para determinar a movimentação do solo (diferenças acumuladas), indicando os processos que ocorreram na área abrangida pelos trabalhos.

A análise das respostas desse processo indica que ocorreu a remoção dos solos (erosão) quando as diferenças resultam positivas e a deposição de solos (sedimentação) quando as diferenças são negativas.

Os resultados mostraram que em 70% das parcelas as diferenças foram negativas, ou seja, indicam que ocorreu a deposição de solo ao longo do RDN (FIGURA 23).

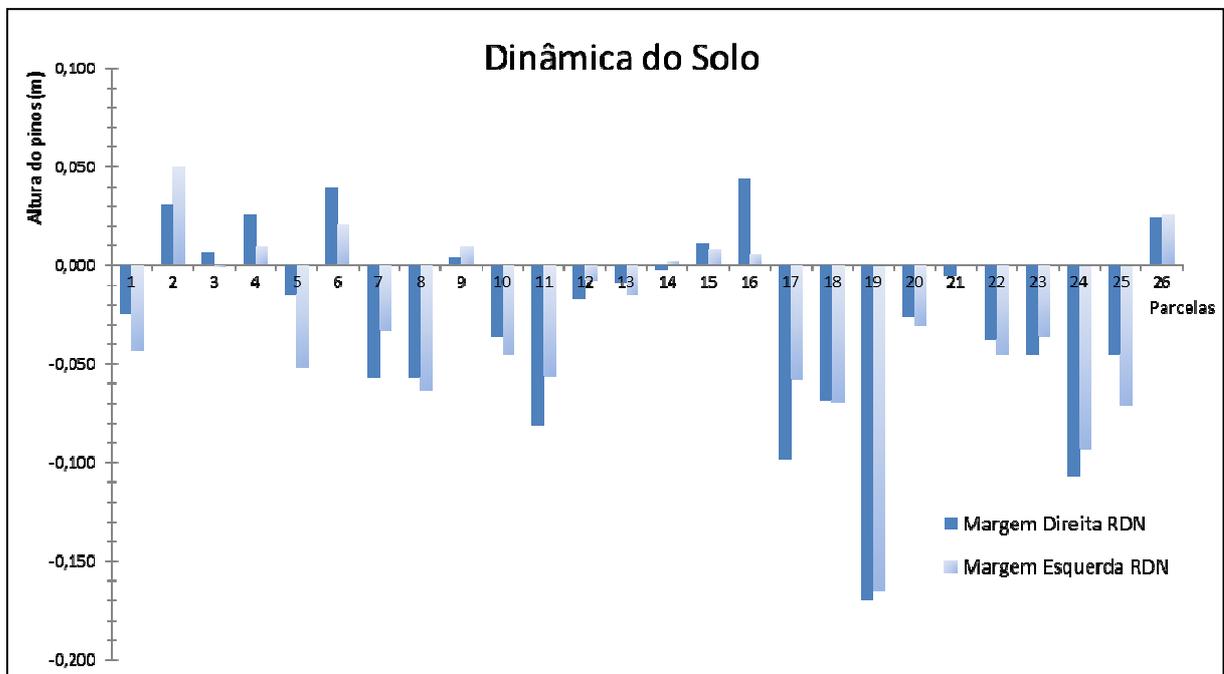


FIGURA 23 – REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DAS DIFERENÇAS MÉDIAS DAS ALTURAS DOS PINOS POR PARCELA (TRANSECTO).

Os dados levantados, no limite da área analisada, mostram uma movimentação de solos que pode ser estimada em 1.830,00 m³ de solos depositados nas margens do RDN, durante o período de verificação dos processos de erosão/sedimentação. O trabalho abrangeu uma área que se estendeu ao longo do curso do RDN por uma extensão de 2550,00 m e 24,00 m de largura.

As parcelas foram instaladas ao longo do RDN, sem controle, em áreas ocupadas por diferentes tipos de vegetação e usos: floresta primária - 12 repetições; floresta secundária com gado – 9 repetições; floresta secundária sem gado – 5

repetições; pastagem com gado – 16 repetições; pastagem sem gado – 7 repetições e terra nua – 3 repetições.

Mesmo sem serem consistentes, em relação a repetições, os resultados, quando submetidos ao teste Kruskal-Wallis H (3, N= 312) =10.70165 p =0.0135, apresentaram diferenças significativas entre diferentes tipos de vegetação e usos (FIGURA 24).

As áreas ocupadas por florestas primárias apresentaram resultados que mostram maior estabilidade em relação à movimentação dos solos. Nas áreas com florestas secundárias os resultados só apresentaram diferenças para os pinos mais próximos do RDN. A presença do gado promoveu a erosão do solo e nos locais sem circulação de animais ocorreram deposição de solo.

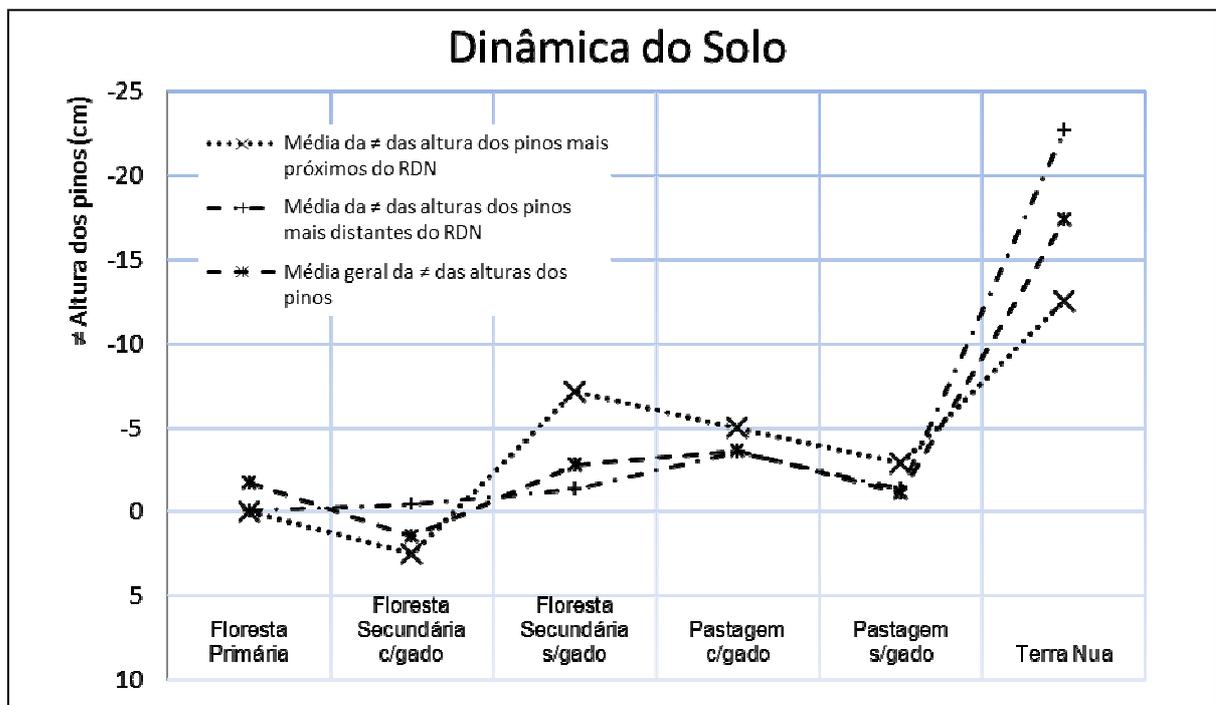


FIGURA 24 – REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DAS RESPOSTAS RELATIVAS AOS DIFERENTES TIPOS DE VEGETAÇÃO E USO DO SOLO

As pastagens abandonadas mostraram serem mais efetivas na contenção dos solos do que a pastagem com movimentação de animais, especialmente na região ripária, devido às voçorocas causadas nas trilhas das caminhadas dos animais em direção ao RDN para a sua dessedentação.

Considerando os resultados obtidos, relativos aos efeitos da degradação do ecossistema BHDN, é possível claramente identificar as alterações produzidas no ecossistema e, a partir desse reconhecimento, definir com pouca probabilidade de

incerteza, o objetivo a ser alcançado pela gestão do ecossistema, ou seja, reduzir a movimentação dos solos tentando com isso a redução dos processos erosivos e de sedimentação do RDN.

6 PROPOSTA DE GESTÃO DO ECOSISTEMA BHDN – ESTRATÉGIA E DIMENSIONAMENTO

A BHDN sempre teve suas formas moldadas por sua produção agrícola e continuarão sendo impactadas por esse sistema de cultivo no futuro. A proposta de gestão do ecossistema BHDN deverá ser executada através da reorganização do uso da terra e a reintrodução, adequadamente dimensionada e espacializada, de florestas nativas no cenário da paisagem da BHDN.

O objetivo da gestão do ecossistema BHDN é estabilizar a dinâmica do solo na bacia para controlar os processos de erosão e sedimentação devidos ao sistema de produção agrícola.

A gestão do ecossistema BHRDN terá como estratégia básica a restauração da atividade biológica nos solos de regiões específicas da bacia hidrográfica, com o propósito de melhorar a estrutura física desses solos e com isso aumentar a sua capacidade de infiltração, diminuindo conseqüentemente o escoamento superficial. O propósito da estratégia é recuperar a integridade do ecossistema e reestabelecer os mecanismos naturais que atuam nos processos hidrológicos, particularmente nos processos de infiltração/escoamento superficial da água na superfície do solo.

A ação a ser realizada para a recuperação da atividade biológica do ecossistema BHDN será a implantação de áreas florestais, cuja estrutura vegetal detém as funcionalidades capazes de promover a recuperação dos mecanismos necessários para minimizar os resultados indesejáveis que foram observados no ecossistema. As áreas que receberão a cobertura florestal terão suas espacialização e extensão definidas a partir da análise dos cenários que diretamente afetam o fluxo das águas na BHDN e dos acidentes da paisagem que contribuem para a potencialização do processo de escoamento superficial.

6.1 ESPACIALIZAÇÃO E DIMENSÕES DA PROPOSTA DE GESTÃO DO ECOSISTEMA BHDN

A espacialização das áreas florestais considerou inicialmente a restauração das florestas das regiões ripárias. Esses corredores naturais, o mais complexo e importante habitat biofísico na porção terrestre do planeta, abrigam várias funções ecológicas que são características únicas desse habitat (FISRWG, 1998; GREGORY *et al.*, 1991), se tratam de regiões do ecossistema que são indiscutíveis no que se refere à necessidade de ter uma adequada cobertura florestal (NAIMAN; DECAMPS, 1997; NAIMAN; DECAMPS; POLLOCK, 1993; NAKANO; MURAKAMI, 2001).

As outras áreas florestais, previstas na estratégia da gestão do ecossistema, foram planejadas tendo em consideração: **i.** a análise do cenário hipsométrico; e **ii.** o estabelecimento de conectividade dos fragmentos florestais a EEC.

A partir dos dados obtidos pelo experimento (CE_s), para os diferentes uso da terra, é possível compor um modelo de uso da terra para um determinado coeficiente de escoamento superficial desejável (CE_{sD}), através da fórmula:

$$CE_{sD} = \Sigma(\%OT \times CE_s/100) \quad (18)$$

onde: CE_{sD} = coeficiente de escoamento superficial desejável; $\%OT$ = porcentagem de ocupação da área para os diferentes usos da terra e CE_s = coeficiente de escoamento superficial dos diferentes usos da terra (determinado pelo experimento). A somatória do CE_s de cada ocupação, que compõem a paisagem da área estudada, determina o total do CE_{sD} .

Como exemplo, se o CE_{sD} desejado é o mínimo possível, nas condições estudadas, 100% da área deveria ser coberta com florestas, dessa forma se tem: $CE_{sD} = \Sigma(100 \times 5,57/100) \Rightarrow CE_{sD} = 5,57\%$.

Usando o mesmo raciocínio para os demais tratamentos, é possível se obter o coeficiente de escoamento superficial que se desejar a partir do planejamento dos diferentes possíveis usos da terra (TABELA 29).

TABELA 29 – COMPOSIÇÃO SIMULADA DA PAISAGEM COM DIFERENTES USOS DA TERRA PARA A OBTENÇÃO DESEJÁVEIS COEFICIENTES DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL.

Uso da Terra em %					CE _{sD} (%)
Floresta	Pastagem	Mandioca	Café	Outros Usos**	
0	0	0	0	100,00	46,39
9,81	38,84	6,12	2,32	42,91	40,49
14,81	29,92	5,45	1,74	40,41	35,15
19,81	28,22	5,15	1,64	37,91	33,39
24,81	26,52	4,85	1,54	35,41	31,62
27,43	31,62	5,75	1,84	33,36	33,47
29,81	24,82	4,55	1,44	32,91	29,86
34,81	23,12	4,25	1,34	30,41	28,09
39,81	21,42	3,95	1,24	27,91	26,33
44,81	19,72	3,65	1,14	25,41	24,56
49,81	18,02	3,35	1,04	22,92	22,80
54,81	16,32	3,05	0,94	20,42	21,04
59,81	14,62	2,75	0,84	17,92	19,27
64,81	12,92	2,45	0,74	15,42	17,51
69,81	11,22	2,15	0,64	12,92	15,74
74,81	9,52	1,85	0,54	10,42	13,98
79,81	7,82	1,55	0,44	7,92	12,21
84,81	6,12	1,25	0,34	5,42	10,45
89,81	4,42	0,95	0,24	2,92	8,69
94,81	2,72	0,65	0,14	0,42	6,92
99,81	1,02	0,35	0,04	0,10	6,17
100,00	0	0	0	0	5,57

Obs: CE_s utilizado para Floresta (5,57%); Pastagem (46,39%); Mandioca (21,43); Café (30,57%); Outros Usos (46,39%). Para outros usos foi utilizado o mesmo CE_s determinado para as pastagens (maior índice);

** Inclui áreas de outras culturas agrícolas (35,46%) e áreas urbanas e de corpos hídricos (5,74%);

■ Uso atual da terra na BHRN ■ Uso da terra para o CE_{sD} da presente proposta

A partir dessas análises, o dimensionamento da área florestal foi definido como uma faixa de floresta posicionada longitudinalmente acima das declividades mais acentuadas da BHDN. A implantação dessa faixa de floresta, denominada na presente proposta de Corredor Ecohidrológico da Biodiversidade (CEB), teve sua localização planejada entre as cotas 360 e 380 m, posição topográfica mediana na BHDN, de forma a estabelecer uma faixa protetiva para as nascentes do RDN e para as pendentes mais inclinadas da BHDN (FIGURA 25).

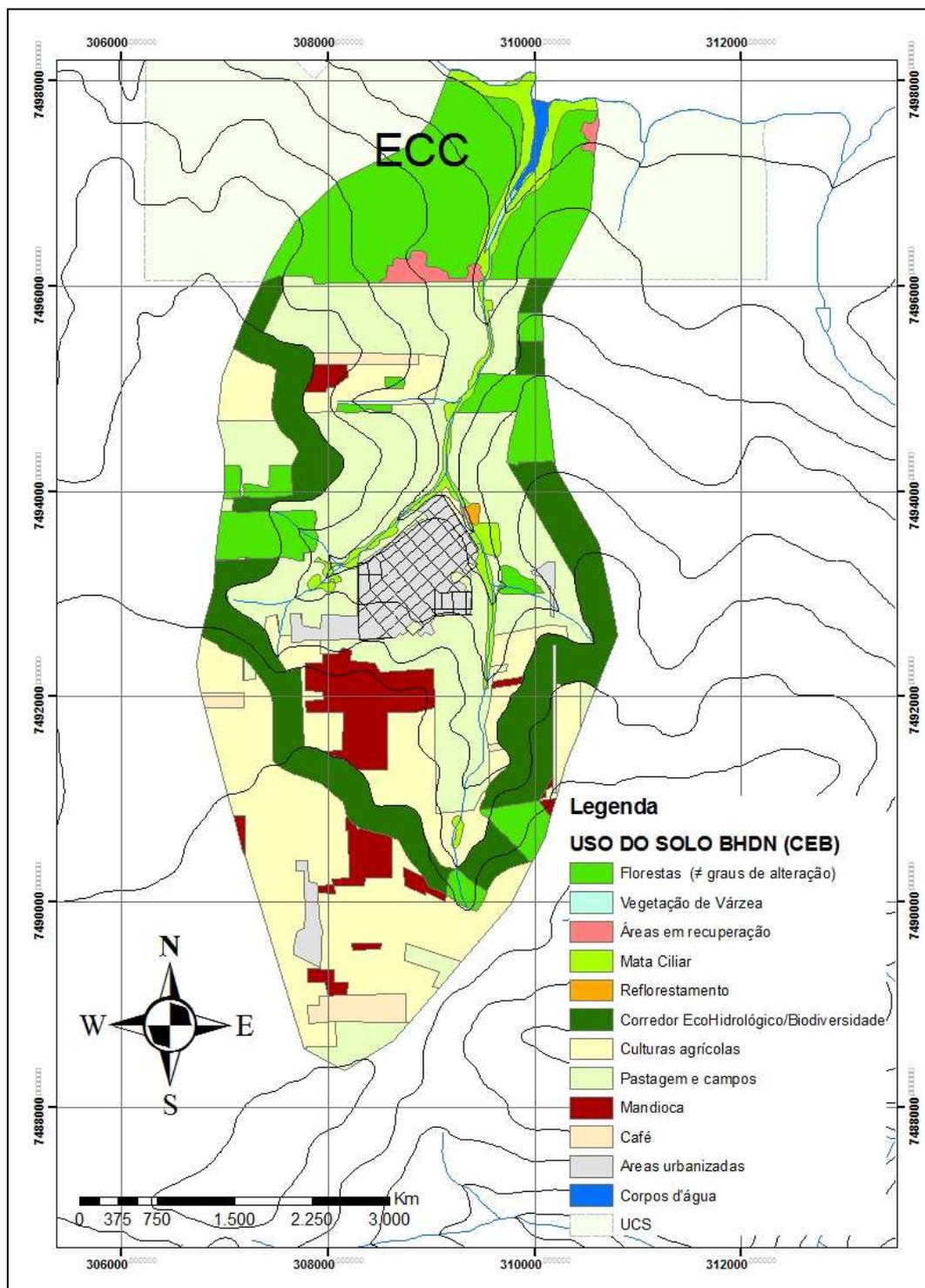


FIGURA 25 – USO DO SOLO DA BHDN COM A IMPLANTAÇÃO DO CORREDOR ECOHIDROLÓGICO DA BIODIVERSIDADE (CEB). FONTE: O AUTOR.

A faixa da CEB, de 300 m de largura em média, também funcionará como o corredor de biodiversidade, conectando a EEC aos demais fragmentos florestais da BHDN.

O CEB aumentará a área de florestas em 402,0151 ha, o que representa um incremento de 17,62% na paisagem do ecossistema. O plantio das florestas se daria, essencialmente, em substituição às áreas de pastagens e de agricultura (TABELA 30).

TABELA 30 – USO DA TERRA COM AS ÁREAS DE FLORESTAS PLANTADAS (CEB), CONSIDERANDO EXCLUÍDA A ÁREA DA EEC.

Uso da terra	Área (ha)	%
Áreas florestais		
• Florestas primárias submontanas (≠ graus de alteração)	156,5053	6,86
• Vegetação de várzea	0,4557	0,02
• Florestas secundárias (capoeirão)	15,7357	0,69
• Matas ciliares (≠ estágios de sucessão)	48,4012	2,12
• Reflorestamento	2,7250	0,12
• Floresta plantada (CEB)	402,0151	17,62
	SUBTOTAL	625,8381
Áreas cultivadas		
• Culturas agrícolas (diversas)	606,8359	26,59
• Pastagens e campos	721,6009	31,62
• Mandioca	131,1389	5,75
• Café	42,0022	1,84
	SUBTOTAL	1501,5779
Outras ocupações		
• Áreas urbanas	145,8987	6,39
• Corpos d'água	8,6292	0,38
	SUBTOTAL	154,5300
	TOTAL (sem EEC)	2281,9460
		100,00

A expectativa com a implantação da área florestal planejada é reduzir o potencial de escoamento superficial, proveniente das áreas agrícolas, para 31,82 % do total das precipitações que ocorrem na bacia. Esse resultado, obtido diretamente com o aumento das áreas florestais, representa uma potencial redução no escoamento superficial da ordem de 21,90 % em relação ao escoamento superficial que ocorre na BHDN, devido ao atual do uso da terra (TABELA 31).

O dimensionamento da área florestal, além da sua ampliação, teve o seu planejamento orientado para um adequado posicionamento do CEB na BHDN de maneira a potencializar as funcionalidades da floresta relativas à contenção do escoamento superficial. Um ponto crucial para obter as funcionalidades das florestas é definido pelos efeitos gerais devidos às propriedades das florestas, com

também, pela sua localização geográfica (distribuição espacial) dentro da bacia hidrográfica (BASKENT; KELES, 2005; LORZ *et al.*, 2007).

Essa expectativa adicional de incremento da potencialidade da função ecológica da floresta é baseada no fato de que o escoamento superficial iniciado a montante do CEB pode ser obstruído pela floresta e infiltrado no solo pelo processo hidrológico denominado “runon”. O processo de escoamento superficial combinado com “runon” é descrito por LUDWIG *et al.*, (2005), como um processo hidrológico ligado a funções ecológicas das florestas, e representa uma expansão da influência dessas funcionalidades para além dos limites da floresta.

Assim, o adequado posicionamento da CEB permitirá o alcance dessa funcionalidade da área florestal para uma área correspondente a 67,25% da BHDN, podendo com isso, potencialmente reduzir o escoamento superficial em até 56,21% em relação ao escoamento superficial que ocorre na BHDN devido ao atual do uso da terra.

6.2 OBSERVAÇÕES COMPLEMENTARES À PROPOSTA DE GESTÃO DO ECOSISTEMA BHDN

Observado o conceito do planejamento espacial do manejo florestal (BASKENT; KELES, 2005), a reconstituição de áreas florestais se caracteriza como uma das principais estratégias na gestão de ecossistemas com o propósito de diminuir os processos erosivos e de sedimentação dos corpos hídricos. Contudo, para a maximização da eficácia dessa estratégia é necessário que qualquer atividade de manejo no ecossistema, que potencialmente possa acarretar processos erosivos, seja completamente planejada. Esse processo de planejamento, além de determinar como deverá ser o desenvolvimento das ações do manejo, deve ajudar na identificação das áreas de maior fragilidade no ecossistema, bem como, na orientação das melhores práticas de manejo que são aplicáveis à gestão dessas áreas.

As melhores práticas de manejo referem-se àquelas mais apropriadas ou aplicáveis para garantir as metas de produção, enquanto protegem o estado de integridade química, física e biológica do ecossistema de forma sustentável. Usando

o apropriado manejo no uso da terra e sólidas técnicas e prática de conservação e manejo, o ecossistema pode continuar provendo todos os seus benefícios para as futuras gerações.

O planejamento para a gestão do ecossistema BHRDN considerou algumas áreas críticas do ponto de vista ambiental. Tratam-se de áreas com ocorrência de voçorocas, de várzeas, rios e a suas zonas ripárias e outras áreas de fragilidade ambiental. Trata-se de regiões cujas peculiaridades ambientais requerem diferentes estratégias de manejo, bem como medidas regulatórias para o seu eventual uso; devem ser tratadas com planejamento apropriado, elaborado por profissionais qualificados.

Os rios e a suas zonas ripárias, bem como as áreas de fragilidade ambiental devem ser claramente identificadas no campo e ter decidido que práticas de manejo devem ser aplicadas para o seu eventual uso. Assim mesmo, a correta adoção das práticas de manejo deve ser supervisionada para se ter certeza que estão sendo seguidas e consistentemente aplicadas onde são necessárias, de maneira a prevenir os potenciais processos erosivos e de sedimentação.

No Brasil, as áreas ripárias e as demais áreas de fragilidade ambiental são protegidas pela Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012 (Código Florestal Brasileiro), a qual designa os locais e as dimensões dessas áreas, bem como determina as restrições para o seu manejo. Essas áreas são denominadas áreas de preservação permanente e são definidas como sendo áreas cobertas ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem estar das populações humanas.

As áreas de preservação permanente devem manter as condições previstas em lei, salvo exceções relacionadas às questões sociais e de utilidade pública.

Contudo, a capacidade dessas áreas na sustentação do ecossistema é limitada e sozinha elas não são capazes de corrigirem os problemas criados por práticas inadequadas de manejo nas demais regiões do ecossistema. As atividades de manejo que podem ser realizadas devem ter a cautela no sentido de que os eventuais distúrbios acarretados ao ecossistema sejam minimizados com práticas de manejo associadas às atividades típicas de utilização da terra. Assim, devem minimamente observar o que se segue:

- Identificar quaisquer determinações locais, estaduais ou federais que determine o uso de boas práticas de manejo, especialmente as relativas à recomposição da cobertura florestal;
- Minimizar no que for possível as passagens existentes nos rios, riachos e córregos;
- Eliminar completamente a utilização direta dos rios, riachos e córregos para a dessedentação do gado;
- Eliminar completamente qualquer tipo de utilização do solo que esteja sendo desenvolvida nas áreas de preservação permanente;
- Recompôr a vegetação nativa nas áreas de preservação permanente, especialmente às margens dos rios.
- Recompôr a vegetação nativa das propriedades rurais nas áreas que excederem aos limites de utilização que é estabelecido pelo Código Florestal Brasileiro.
- Planejar espacialmente a cobertura florestal em escala de bacia hidrográfica e não de propriedade, de forma a potencializar as funções da floresta;
- Planejar a utilização da terra antes dos trabalhos de preparo do solo, de forma a assegurar que os melhores tratamentos estão sendo utilizados;
- Usar sistemas de cultivo que requeiram preparação do solo de menor intensidade possível;
- Em áreas com inclinações de 3% - 8%, o manejo mecânico intensivo deve ser executado seguindo os contornos do terreno (plantio em nível).
- Em áreas com inclinações de 8% - 20%, o manejo mecânico intensivo deve ser executado seguindo os contornos do terreno e em solos com moderado à severo potencial de erosão, devem ser construídas faixas de contenção (murundus) para diminuir o movimento das águas e do solo em direção ao fundo do vale;
- Nas regiões onde é provável a maior ocorrência de erosão, todas as medidas de contenção devem ser adotadas;
- As voçorocas devem ser trabalhadas com as obras de engenharia necessárias à estabilização;
- A utilização de áreas com voçorocas devem ser imediatamente impedida e devem ser implantadas áreas de florestas de proteção;
- O uso de áreas que apresentem potencial erosivo, que reativem a formação de voçorocas, que bloqueiem a drenagem natural, deve ser evitado.

6.3 PROPOSTA DE IMPLANTAÇÃO PARA A GESTÃO DO ECOSISTEMA BHDN

A implantação de um programa de gerenciamento de ecossistema objetivando o suporte ambiental para a produção agrícola demandará a participação de várias instituições para executarem as funções que se seguem, sob a coordenação do sistema estadual da agricultura:

- As administrações municipais que estariam encarregadas de articular, dentro de seus planos diretores, a designação das áreas das bacias hidrográficas de seus municípios que comporão os Corredores Ecohidrológico da biodiversidade (CEB), nos termos determinados pelas instituições encarregadas do seu planejamento.

- As instituições ligadas às atividades ambientais (governamentais e não governamentais) estarão encarregadas da elaboração e coordenação do programa, da viabilização de recursos, e apoio à sua implantação dada suas características técnicas, e sua competência institucional de fiscalização do uso dos recursos naturais;

- As instituições de ensino e pesquisa (universidades, instituições governamental e não governamental) serão responsáveis pela geração das informações científicas necessárias para o planejamento da gestão do ecossistema, e pela implantação e acompanhamento do sistema de monitoramento dos resultados;

- O serviço de extensão rural do sistema estadual da agricultura estará encarregado do encaminhamento do planejamento proposto, no âmbito das propriedades rurais, funcionando como a ligação do processo socioeconômico ao trabalho desenvolvido para a gestão do ecossistema. É um elemento ativo, também, na elaboração e na decisão das estratégias de gestão do ecossistema;

- O planejamento da gestão do ecossistema deverá ser levado a termo pelo conjunto dessas instituições e mais a participação das comunidades residentes na área do ecossistema;

- O ministério público funcionará como o suporte legal para a efetiva implantação do programa.

- O planejamento da gestão do ecossistema deve ser elaborado em escala de bacias hidrográficas e ser desenvolvido no âmbito municipal, dentro dos planos

diretores dos municípios. O Plano Diretor é obrigatório para os municípios com mais de 20 mil habitantes e aglomerações urbanas, sob pena dos administradores serem punidos por atos de improbidade administrativa. Tal obrigatoriedade foi definida pelo Estatuto da Cidade, Lei Federal, nº. 10.257, de 10 de julho de 2001. O Plano Diretor pode tornar-se Lei Municipal e considerar as regiões necessárias à implantação da cobertura florestal como áreas de fragilidade ambiental. Esse fato funcionaria como um forte elemento propulsor para as negociações necessárias à implantação de um programa de gestão de ecossistemas. Essa possibilidade conta, ainda, com o suporte da Lei Federal Lei nº 12.651/12, que estabelece que 20% da área de todas as propriedades rurais, na região sul do Brasil, devem ser mantidas com a sua cobertura vegetal nativa.

A maior demanda de esforço para a implantação desse sistema é devida à sua proposta de planejamento, que na fase inicial não deve considerar a estrutura fundiária do ecossistema. A definição das áreas que terão sua cobertura florestal reconstituída é planejada exclusivamente com base científica, a qual determina a espacialização e a dimensão das áreas florestais no âmbito do ecossistema, face à uma específica necessidade das funcionalidades da floresta. Após definidas as áreas que terão a cobertura florestal reconstituída, retoma-se a estrutura fundiária, analisando-se individualmente o quanto e onde cada proprietário estaria participando do projeto. As eventuais desigualdades na participação de cada proprietário podem ser administradas em um processo de compensação, ou seja, as propriedades mais abrangidas, que ultrapassem os 20% de sua área total, receberiam pagamento em espécie do correspondente à produção que teriam dessas áreas. Esse pagamento seria efetivado pelos proprietários menos abrangidos pelo planejamento espacial da floresta, com áreas inferiores a 20% da área total da propriedade, e poderiam ser utilizados recursos dos comitês de bacias com a cobrança do uso da água já instituída por Lei.

Apesar da constatação da necessidade desse esforço para a implantação do protocolo proposto, ousamos entender uma nova formulação para a gestão de ecossistemas no Brasil, a qual propõe um fortalecimento da informação científica em detrimento do uso puro do discurso ecológico. Finalmente, será possível trabalhar junto aos produtores rurais com informações consistentes de como a estrutura florestal pode prestar um serviço claro e mensurável, baseado em estudos

científicos locais, e com o conhecimento completo sobre os mecanismos e as funções que podem ser obtidos exclusivamente de maciços florestais.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A gestão de bacias hidrográficas, com vista a resgatar o equilíbrio de processos hidrológicos utilizando os serviços dos ecossistemas, com frequência tem seus resultados limitados pelo risco e pela incerteza decorrentes da dinâmica e da complexidade do ambiente e dos organismos presentes nesses ecossistemas.

Com o propósito de minimizar os efeitos dessas dificuldades, complementarmente aos resultados obtidos, o presente trabalho considera que o planejamento da gestão do ecossistema deve observar algumas premissas básicas para o seu adequado funcionamento, a saber:

- A bacia hidrográfica se caracteriza como o ecossistema ideal para o planejamento, principalmente, quando se objetiva a readequação de processos hidrológicos. Esse ecossistema pode ser considerado um sistema fechado, no qual as transformações havidas em sua paisagem resultam em mudanças que se refletem nos processos e mecanismos naturais, sempre dentro de seus limites;
- A definição dos objetivos é o componente mais importante do processo de planejamento da gestão do ecossistema. Todo o esforço de pesquisas, experimentos e outros processos que viabilizem a clara identificação dos objetivos devem ser executados antes de qualquer tomada de decisão. A partir dos objetivos é que se estabelece e organiza os resultados esperados, se identifica e orienta as estratégias a serem utilizadas, detalha o desenvolvimento dos planos de ação, e determina os tipos e a extensão do monitoramento necessário;
- O planejamento do processo de gestão deve ser executado sem a presença dos valores socioeconômicos do ecossistema, os quais só deverão fazer parte do contexto desse processo após estarem definidas todas as circunstâncias técnicas do projeto;
- Nos projetos de restauração de processos hidrológicos, especialmente no de infiltração e escoamento superficial, o uso de áreas com cobertura florestal é

uma ferramenta cujas funcionalidades são únicas, não sendo possível desenvolvê-las através de outras práticas;

- No uso de áreas com cobertura florestal na restauração de processos hidrológicos, embora os resultados de seus efeitos estejam diretamente ligados às suas dimensões, a espacialização da área florestal é mais importante do que a sua extensão, uma vez que adequadamente localizada a cobertura florestal pode potencializar as funcionalidades da floresta determinando sua área de influência para além dos seus limites. O inverso também é verdadeiro, quando inadequadamente localizada pode resultar em pouca ou nenhuma eficiência na obtenção dos objetivos da restauração;

- A região ripária é uma localização indiscutível no que diz respeito à necessidade de cobertura florestal;

- Embora não tenha sido testado, entendemos que quanto maior a biodiversidade da estrutura da vegetação das florestas, maiores serão as possibilidades de se obter as funcionalidades ecológicas desejáveis para o projeto de restauração de processos hidrológicos, uma vez que se trata de funções que dependem exclusivamente da presença da matéria orgânica, da densidade de raízes e da presença de organismos no solo;

- Outros estudos necessitam ser desenvolvidos para determinar a eficiência da floresta no que diz respeito às diferentes estruturas de vegetação. As áreas com cobertura florestal estudadas no presente trabalho referem-se a florestas primárias com diferentes graus de alteração, com índices de diversidade de Shannon-Weaver (H'), variando entre 2,691 e 2,876. Como informação de referência, as florestas primárias da EEC têm o índice de diversidade (H') de 3,755 (COSTA FILHO *et al.*, 2005);

- Ainda carecem de outras etapas de estudo a determinação do comportamento dos processos hidrológicos para outros usos da terra, bem como a avaliação dos efeitos do posicionamento das florestas em relação às características geofísicas do ecossistema;

- O sistema de informações geográficas (SIG), com o uso do sensoriamento remoto, é uma ferramenta essencial na construção dos cenários virtuais a serem utilizados na avaliação da paisagem, bem como na definição do planejamento da restauração ecológica dessa paisagem.

- O uso de modelos matemáticos também é uma ferramenta que nos permite a realização de cenários, prever resultados e tirar conclusões dos efeitos de alterações no uso da terra propostos.

REFERÊNCIAS

- ACCIOLY, P. **Mapeamento dos remanescentes vegetais arbóreos do Estado do Paraná e elaboração de um sistema de informações geográficas para fins de análise ambiental do estado**. 129 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.
- ALAOUI, A.; HELBLING, A. Evaluation of soil compaction using hydrodynamic water content variation: Comparison between compacted and non-compacted soil. **Geoderma**, v. 134, p. 97-108, 2006.
- ALLEN, E. B.; COVINGTON, W.W.; FALK, D.A. Developing the Conceptual Basis for Restoration Ecology. **Restoration Ecology**, v.5 n.4, p. 275–276, 1997.
- ÁLVAREZ-YÉPIZ, J. C.; MARTÍNEZ-YRÍZAR, A.; BÚRQUEZ A.; LINDQUIST, C. Variation in vegetation structure and soil properties related to land use history of old-growth and secondary tropical dry forests in northwestern Mexico. **Forest, Ecology and Management**, v. 256, p. 355-366, 2008.
- ALVES, M. C.; SUZUKI, L. G. A. S.; SUZUKI, L. E. A. S. Densidade do solo e infiltração de água como indicadores da qualidade física de um Latossolo Vermelho distrófico em recuperação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n.4, p. 617-625, 2007.
- ALVES, M.C.; CABEDA, M.S.V. Infiltração de água em um Podzólico Vermelho-Escuro sob dois métodos de preparo, usando chuva simulada com duas intensidades. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 753-761, 1999.
- AMBASSA-KIKI, R. N. Effects of different land management techniques on selected topsoil properties of a forest Ferralsol. **Soil & Tillage Research**, v. 52, p. 259-264, 1999.
- AN, L.; LÓPEZ-CARR, D. Understanding human decisions in coupled natural and human systems. **Ecological Modelling**, v. 229, p. 1–4, 2012.
- AN, L. Modeling human decisions in coupled human and natural systems: Review of agent-based models. **Ecological Modelling**, v. 229, p. 25 – 36. 2012.
- ANDRÉASSIAN, V. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. **Journal of Hydrology**, v. 291, p. 1–27, 2004.
- ANJOS, J.T.; UBERTI, A.A.A.; VIZZOTO, V.J.; LEITE, G.B.; KRIEGER, M. Propriedades físicas em solos sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 15, p. 139-145, 1994.
- ARAUJO, M. A.; TORMENA, C. A.; SILVA, A.P. Propriedades físicas de um latossolo vermelho distrófico cultivado e sob mata nativa. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 337-345, 2004.
- AZAGRA, A. M.; HEVIA, J. N. **Hidrologia Forestal – El Ciclo Hidrológico**. Universidad de Valaldolid, Espanha, 286 p. 1996.
- BAGGIO, A. J.; SCHREINER, H. G. Análise de um sistema silvipastoril com *Pinus elliottii* e gado de corte. **Boletim de Pesquisa Florestal**, EMBRAPA, Colombo, v. 16, p. 19-29, 1988.

- BALBINO, L. C.; BRUANDC, A.; COUSINA, I.; BROSSARDD, M.; QUE´TINA, P.; GRIMALDI, M. Change in the hydraulic properties of a Brazilian clay Ferralsol on clearing for pasture. **Geoderma**, v. 120, p. 297–307, 2004.
- BALVANERA, P.; DAILY, G. D.; EHRLICH, P. R.; RICKETTS, T. H.; BAILEY, S., KARK, S.; KREMEN, C.; PEREIRA, H. Conserving Biodiversity and Ecosystem Services. **Science**, v. 16, p. 2047, 2001.
- BARRIOS, E.; DELVE, R. J.; BEKUNDA, M.; MOWO, J.; AGUNDA, J.; RAMIACH, J.; TREJO, M. T.; THOMAS, R. J. Indicators of soil quality: A south-south development of a methodological guide for linking local and technical knowledge. **Geoderma**, v. 135, p. 248-259, 2006.
- BASTARDIE, F.; RUY, S.; CLUZEAU, D. Assessment of earthworm contribution to soil hydrology: a laboratory method to measure water diffusion through burrow walls. **Biology and fertility of soils**, v. 41, p. 124–128; 2005.
- BAUTISTA, S.; MAYOR, A. G.; BOURAKHOUDAR, J.; BELLOT, J. Plant spatial pattern predicts hillslope runoff and erosion in a semiarid Mediterranean landscape. **Ecosystems**, v. 10, n. 6, p. 987-998, 2007.
- BENNETT, E. M.; PETERSON, G. D.; GORDON, L. J. Understanding relationships among multiple ecosystem services. **Ecology Letters**, v. 12, p. 1394–1404, 2009.
- BERGKAMP, G.; CERDA, A.; IMESON, A.C. Magnitude-frequency analysis of water redistribution along a climate gradient in Spain. **Catena**, v. 37, p. 129-146 1999.
- BERTOL, O.J. **Contaminação da água de escoamento superficial e da água percolada pelo efeito de adubação mineral e adubação orgânica em sistema de semeadura direta**. 209 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná. Curitiba, Paraná, 2005.
- BERTOL, O.J. Programa Microbacias Hidrográficas no PR. **Portal dia de campo – A informação que produz**. Disponível em: <http://www.diadecampo.com.br/zpublisher/materias/Materia.asp?id=27804&secao=Agrotemas>. Acesso 20/11/2014.
- BHAT, S.; JACOBS, J. M.; HATFIELD, K.; PRENGER, J. Relationships between stream water chemistry and military land use in forested watersheds in Fort Benning, Georgia. **Ecological Indicators**, v. 6, n. 2, p. 458 – 466, 2006.
- BHERING, S. B.; SANTOS, H. G. **Mapa de solos do Estado do Paraná: Legenda Atualizada**. Editores. Rio de Janeiro – RJ. Embrapa Florestas; Embrapa Solos; Instituto Agrônômico do Paraná. 74 p.; 1 CD. 2008.
- BORMANN, F. H. ECOLOGY: A Personal History. **Annu. Rev. Energy Environ.**, v. 21, p. 1–29, 1996.
- BORMANN, F. H.; LIKENS, G. E. Nutrient cycling. **Science**, v. 155, p. 424–429, 1967.
- BORMANN, H.; BREUER, L.; GRÄFF, T.; HUISMAN, J. A. Analyzing the effects of soil properties changes associated with land use changes on the simulated water balance: A comparison of three hydrological catchment models for scenario analysis. **Ecological Modelling**, v. 209, p. 29-40, 2007.

- BORMANN, H.; KLAASSEN, K. Seasonal and land use dependent variability of soil hydraulic and soil hydrological properties of two Northern German soils. **Geoderma**, v. 145, p. 295-302, 2008.
- BOYD, J.; BANZHAF, S.; What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. **Ecological Economics**, v. 63, p. 616 – 626, 2006.
- BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **The nature and properties of soils**. 13.ed. Upper Saddle River, NJ: Pearson Education, Inc., 2002.
- BROOKS, K. N.; FFOLIOTT, P. F.; GREGERSEN, H. M.; DEBANO, L. F. **Hydrology and the management of watersheds**. 3.ed. Ames, IO: Iowa State Press, 2003.
- BRUIJINZEEL, L. A. Hydrological function of tropical forests: not seeing the soil for the trees? **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 104, p. 185-228, 2004.
- BURGESS, S. S. O.; ADAMS, M. A.; TURNER, N. C.; ONG, C. K. The redistribution of soil water by tree root systems. **Oecologia**, v. 115, p. 306-311, 1998.
- BURGESS, S. S. O.; ADAMS, M. A.; TURNER, N. C.; WHITE, D. A.; ONG, C. K. Tree roots: conduits for deep recharge of soil water. **Oecologia**, v. 126, p. 158-165, 2001.
- CALDER, I. R. Forest and water – Ensuring forest benefits outweigh water costs. **Forest Ecology and Management**, v. 251, p. 110-120, 2007.
- CAMEIRA, M. R., AHUJA, L., FERNANDO, R. M., PEREIRA, L. S. Evaluating field measured soil hydraulic properties in water transport simulations using the RZWQM. **Journal of Hydrology**, v. 236, p.78-90, 2000.
- CAMPOS, J. B. **Análise dos desflorestamentos, estruturas dos fragmentos florestais e avaliação do banco de sementes do solo da Ilha Porto Rico na planície de Inundação do Alto Rio Paraná, Brasil**. 102 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Curso de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná, Brazil, 1997.
- CARPENTER, S. R. Ecological futures: Building an ecology of the long now. **Ecology**, v. 83, n. 8, p. 2069-2083, 2002.
- CARPENTER, S. R.; CHISHOLM, S. W.; KREBS, C. J.; SCHINDLER, D. W.; WRIGT R. F. Ecosystem experiments. **Science**, v. 269, p. 324-327, 1995.
- CARPENTER, S. R.; FOLKE, C. Ecology for transformation, **Trends in Ecology and Evolution**, v. 21, n. 6, p. 309-315, 2006.
- CARPENTER, S. R.; WALKER, B.; ANDERIES, J. M.; ABEL, N. From metaphor to measurement: Resilience of what to what? **Ecosystems**, v. 4, p. 765–781, 2001.
- CERDA, A. Soil water erosion on road embankments in eastern Spain. **Science of the Total Environment**, v. 378, p. 151-155, 2007.
- CERDEIRA, A. L.; SOUZA, M. D.; PESSOA, M. C. P. Y.; QUEIROZ, S. C. N.; FERRACINI, V. L.; LANCHOTE V. L.; QUEIROZ, R. H. C.; BOLONHEZI, D.; FARJANI NETO, C. Efeito de sistemas de cultivo com cana-de-açúcar sobre a lixiviação dos herbicidas do grupo das triazinas em região de recarga do Aquífero Guarani. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, v. 32, 26 f.

- CHAN, K., Y. Impact of tillage practices and burrows of a native Australian anecic earthworm on soil hydrology. **Applied Soil Ecology**, v. 27, p. 89–96, 2004.
- CHAUCHARD, S.; CARCAILLET, C.; GUIBAL, F. Patterns of land-use abandonment control tree-recruitment and forest dynamics in Mediterranean Mountais. **Ecosystems**, v. 10, n. 6, p. 936-948, 2007.
- CHRISTENSEN, N. L.; BARTUSKA, A. M.; CARPENTER, S.; D'ANTONIO, C.; FRANCIS, R.; FRANKLIN, J. F.; MACMAHON, J. A.; NOSS, R. F.; PARSONS, D. J.; PETERSON, C. H.; TURNER, M. G.; WOODMANSEE, R. G. The report of the Ecological Society of America committee on the scientific basis for ecosystem management. **Ecological Applications**, v. 6, n. 3, p. 665–691, 1996.
- CODESUL - Conselho de Desenvolvimento do Extremo Sul. **Diretrizes para a preservação e conservação da natureza e para o desenvolvimento florestal na região sul do Brasil**, 60f. Curitiba, Parana, Brazil, 1989.
- CORONA, R.; WILSON, T.; D'ADDERIO L. P.; PORCU, F.; MONTALDO, N.; ALBERTSON, J.; On the estimation of surface runoff through a new plot scale rainfall simulator in Sarcinia, Italy. **Procedia Environmental Sciences**, v. 19, p. 875 – 884, 2013.
- COSTA FILHO, L. V.; NANNI, M. R.; CAMPOS, J. B. Floristic and Phytosociological Description of a Riparian Forest and the Relationship with the Edaphic Environment in Caiuá Ecological Station - Paraná – Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 49, n. 5, p. 785-798, 2006.
- COSTA, M. H.; BOTTA, A.; CARDILLE, J. A. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. **Journal of Hydrology**, v. 283, p. 206–217, 2003.
- COWLING, R. M.; EGOH, B.; KNIGHT, A. T.; O'FARRELL, P. J.; REYERS, B.; ROUGET, M.; ROUX, D. J.; WELZ, A.; WILHELM-RECHMAN, A. An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 105, n. 28, p. 9483–9488. 2008.
- COWX, I. G.; AYA, M. P. Paradigm shifts in fish conservation: moving to the ecosystem services concept. **Journal of Fish Biology**, v. 79, p. 1663–1680, 2011.
- CRUZ, A. C. R., PAULETTO, E. A., FLORES, C. A., SILVA, J. B. Atributos físicos e carbono orgânico de um argissolo vermelho sob sistema de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 1105-1112, 2003.
- CURTIS, R.O.; POST, B.W. Estimating bulk density from organic matter content in some Vermont forest soils. **Soil Science Society American Proceedings**, v. 28, p. 285 – 286, 1964.
- DAILY, G. C.; ALEXANDER, S.; EHRLICH, P. R.; GOULDER, L.; LUBCHENCO, J.; MATSON, P. A.; MOONEY, H. A.; POSTEL, S.; SCHNEIDER, S. H.; TILMAN, D.; WOODWELL, G. M. Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. **Issues in Ecology**, v. 2, p. 1-16, 1997.
- DEAL R. L.; COCHRAN, B.; LAROCCO, G. Bundling of ecosystem services to increase forestland value and enhance sustainable forest management. **Forest Policy and Economics**, v. 17, p. 69–76, 2012.

- DEAL, R. L.; WHITE, R. Integrating forest products with ecosystem services: A global perspective. **Forest Policy and Economics**, v. 17, p. 1–2, 2012.
- DEBANO, L. F. The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review. **Journal of Hydrology**, v. 231, p. 195-206, 2000.
- DEBANO, L. F. Water repellency in soils: a historical overview. **Journal of Hydrology**, v. 231, p. 4-32, 2000a.
- DEFRIES, R., ESHELMAN, K. N. Land-use change and hydrologic processes: a major focus for the future. **Hydrological Processes**, v. 18, p. 2186-2183, 2004.
- DELAUNE, P.B.; MOORE, JR. P.A.; CARMAN, D.K.; SHARPLEY, A.N.; HAGGARD, B.E.; DANIEL, T.C. Evaluation of the phosphorus source component in the phosphorus index for pasture. **Journal of Environment Quality**, v. 33, p. 2192-2200, 2004.
- DEUCHARS, S.A.; TOWNEND, J.; AITKENHEAD, M. J.; FITZPATRICK, E.A. Changes in soil structure and hydraulic properties in regenerating rain forest. **Soil Use and Management**, v. 15, p. 183-187, 1999.
- DEXTER, A. R. Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. **Geoderma**, v. 120, p. 210-214, 2003.
- DEXTER, A. R.; CZYZ, J. N.; MACKOWIAK, C. Water retention and hydraulic conductivity of a Loamy sand soil as influenced by crop rotation and fertilization. **Arch. Acker. Pfl. Boden**, v. 46, p. 123-133, 2001.
- DEXTER, A. R.; RICHARD, G.; ARROUAYS, D.; CZYZ, E. A.; JOLIVET, C.; DUVAL, O. Complexed organic matter controls soil physical properties. **Geoderma**, v. 144, p. 620–627, 2008.
- DISKIN, M. H.; NAZIMOV, N. Linear reservoir with feedback regulated inlet as a model for the infiltration process. **Journal of Hydrology**, v. 172, p. 313-330, 1995.
- DORAN, J. W. Soil health and global sustainability: installing science into practice. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 88, p. 119-127, 2002.
- DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W. et al. (Ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of America/American Society of Agronomy, 1994. cap. 1, p. 3-21.
- DORAN, J. W.; ZEISS, M. R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. **Applied Soil Ecology**, v. 15, p. 3-11, 2000.
- DYE, P.; VERSFELD, D. Managing the hydrological impacts of South African plantation forests: An overview. **Forest Ecology and Management**, v. 251, p. 121-128, 2007.
- EBC – EMPRESA BRASILEIRA DE COMUNICAÇÃO. Erosão e sedimentação do solo são temas de encontro internacional em Brasília, 2009. **Agência Brasil**. Disponível em: <http://memoria.ebc.com.br/agenciabrasil/noticia/2007-10-29/erosao-e-sedimentacao-do-solo-sao-tema-de-encontro-internacional-em-brasilia>. Acesso em 05/03/2014.
- EHRENFELD, J. G. Defining the limits of restoration: The need for realistic goals. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 1, p. 2-9, 2000.

ELETROSUL – Ilha Grande – **A vegetação da área de influência do reservatório da Usina Hidrelétrica de Ilha Grande (PR/MS)**. (Levantamento na escala 1:250.000). Florianópolis. 52 f. + il., 1986.

ELLISON, D.; FUTTER, M. N.; BISHOP, K. On the forest cover–water yield debate: from demand- to supply-side thinking. **Global Change Biology**, v. 18, p. 806–820, 2012.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. (Rio de Janeiro,RJ). **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Paraná**. Londrina: EMBRAPA-SNLCS/SUDESUL/IAPAR, v.1 v.2, 791 p, 1984.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de Métodos de Análise de Solos**. Rio de Janeiro. EMBRAPA. 1997.

EUROPEAN PARLIAMENT. Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. **Resolution of 20 April 2012**, 2011.

FAO, 2006. Global Forest Resources Assessment 2005: Progress towards sustainable forest management. **FAO Forestry Paper**, v. 147, 350 f., 2005.

FAO, 2011. Global Forest Resources Assessment 2010: Main Report. **FAO Forestry Paper**, v. 163, 358 f., 2010.

FASOLO, P.J.; CARDOSO, A. P.; HOCHMÜLLER, D.P.; RAUEN, M.J.; PÖTTER, R.O. **Erosão: Inventário de áreas críticas no Noroeste do Paraná**. Londrina: IAPAR, 1988. 20p. Boletim Técnico, 23.

FERNANDEZ-ILLESCAS, C. P.; PORPORATO, A.; LAIO, F.; RODRIGUEZ-ITURBE, I. The ecohydrology role of soil texture in a water-limited ecosystem. **Water Resources Research**, v. 37, n. 12, p. 2863-2872, 2001.

FIDALSKI, J. Diagnóstico de manejo e conservação do solo e da água na região noroeste do Paraná. **R. Unimar**, Maringá, v. 19, n. 3, p. 845-851, 1997.

FISRWG, The Federal Interagency Stream Restoration Working Group. **Stream corridor restoration, principles, processes, and practices**, adopted as Part 653 of the National Engineering Handbook, USDA-Natural Resources Conservation Service USA. 2-1–2-87, 1998.

FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; CHAPIN, F. S.; COE, M. T.; DAILY, G. C.; GIBBS, H. K.; HELKOWSKI, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDA, C.; PATZ, J. A.; I. PRENTICE, C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. K. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, p. 570-574, 2005.

FONSECA, F.P.; CZUY, D.C. **Formação arenito Caiuá: uso, ocupação do solo e problemas ambientais na região Noroeste do Paraná**. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOGRAFIA AGRÁRIA, 3 e SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE GEOGRAFIA AGRÁRIA, 2, 2005. Presidente Prudente, 11 a 15 de novembro de 2005.

FOSTER, I. D. L.; FULLEN, M. A.; BRANDSMA, R. T.; CHAPMAN A. S. Drip-screen rainfall simulators for hydro- and pedo-Geomorphological research: the coventry experience. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 25, p. 691-707, 2000.

- FRANCO F. S., COUTO L., CARVALHO A. F., JUCKSCH I., FERNANDES FILHO E. I., SILVA E., MEIRA NETO J. A. A. Quantificação de erosão em sistemas agroflorestais e convencionais na zona da mata de minas gerais. **R. Árvore**, Viçosa-MG, v.26, n.6, p.751-760, 2002
- FU, B. J.; LIU, S. L.; CHEN, L. D.; LÜ, Y. H.; QIU, J. Soil quality regime in relation to land cover and slope position across a highly modified slope landscape. **Ecological Research**, v. 19, p. 111-118, 2004.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da mata atlântica período 2011-2012**. São Paulo: ArcPlan, 2013. 61 p. Relatório Técnico.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da mata atlântica período 2008-2010**. São Paulo: ArcPlan, 2011. 122 p. Relatório Técnico.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da mata atlântica período 2005-2008**. São Paulo: ArcPlan, 2009. 156 p. Relatório Técnico Parcial.
- GARCÍA-RUIZ, J. M. The effects of land uses on soil erosion in Spain: A review. **Catena**, v. 81, p. 1–11, 2010.
- GEE, G.; OR, D. Particle-size analysis. In: DANE, J.H.; TOPP, C. (Ed.). **Methods of soil analysis: physical methods**. Madison: Soil Science Society of America, v. 4, p. 255-293, 2002.
- GERTEN, D.; SCHAPHOFF, S.; HABERLANDT, U.; LUCHT, W.; SITCH, S. Terrestrial vegetation and water balance – hydrological evaluation of a dynamic global vegetation model. **Journal of Hydrology**, v. 286, p. 249-270, 2004.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; GROOT, R.; LOMAS, P. L.; MONTES C. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes Original Research Article. **Ecological Economics**, v. 69(6), p. 1209-1218, 2010.
- GOVAERTS, B.; SAYRE, K. D.; GOUDESEUNE, B.; DE CORTE, P.; LICHTER, K.; DENDOOVEN L.; DECKERS, J. Conservation agriculture as a sustainable option for the central Mexican highlands. **Soil & Tillage Research**, v. 103, n. 2, p. 222–230 , 2008.
- GRAY, A. N. Adaptive ecosystem management in the Pacific Northwest: a case study from coastal Oregon. **Ecology and Society**, v. 4, n.2, p. 1–20, 2000.
- GREGO, R. Preferential flow in macroporous swelling soil with internal catchment: model development and applications. **Journal of Hydrology**, v. 269, p. 150-168, 2002.
- GREGORY, S. V., SWANSON F. J., MCKEE, W. A., & CUMMINS, K. W. An ecosystem perspective of riparian zones: Focus on links between land and water. **BioScience**, v. 41, n . 8, p. 540–550, 1991.
- GROSSMAN, R. B.; REINSCH, T. G. Bulk density and linear extensibility. In: DANE, J. H.; TOPP, C. (Ed.). **Methods of soil analysis: physical methods**. Madison: Soil Science Society of America, v. 4, p. 201-228, 2002.

- GUBERT FILHO, F. A. O desflorestamento do Paraná em um século. In: SONDA, C.; TRAUCCZYNSK, S. C. **Reforma agrária e meio ambiente: teoria e prática no Estado do Paraná**. Curitiba, Paraná, 2010, p. 15 – 26. Disponível em: www.itcg.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=79 acesso: 19/03/2014.
- HALL, M. J. A critique of methods of simulating rainfall. **Water Resources Research**, v. 6, n. 4, p. 1104-1114, 1970.
- HARRIS, J. A.; HOBBS, R. J.; HIGGS, E.; ARONSON, J. Ecological Restoration and Global Climate Change. **Restoration Ecology**, v. 14, n. 2, p. 170-176, 2007.
- HATCHER, L.; STEPANSKI, E.J. **A step-by-step approach to using the SAS System for Univariate and Multivariate Statistics**. Cary, NC: SAS Institute Inc., 1994.
- HEIN, L.; KOPPEN, K.; GROOT, R. S.; IERLAND, E. C. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. **Ecological Economics**, v. 57, p. 209– 228, 2006.
- HEISSENBUTTEL, A. E. Ecosystem management – Principles for practical application. **Ecological Applications**, v. 6, n. 3, p. 730 –732, 1996.
- HELFENSTEIN, J.; KIENAST, F.; Ecosystem service state and trends at the regional to national level: A rapid assessment **Ecological Indicators**, v. 36, p. 11– 18, 2014.
- HOBBS, R. J. Setting effective and realistic restoration goals: key directions for research. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 2, p. 354-357, 2007.
- HOBBS, R. J.; HARRIS, J. A. Restoration Ecology: Repairing the earth's ecosystems in the new millennium. **Restoration Ecology**, v. 9, n. 2, p. 239-246, 2001.
- HOLDEN, J.; BURT, T. P. Infiltration, runoff and sediment production in blanket peat catchments: implications of fields rainfall simulation experiments. **Hydrological Processes**, v. 16, p. 2537-2557, 2002.
- HULTIME, K. R.; WILLIAMS, D. G.; BURGESS, S. S. O.; KEEFER, T. O. Constrasting patterns of hydraulic redistribution in three desert phreatophytes. **Oecologia**, v. 135, p. 167-175, 2003.
- HUSSEIN, M. H. Water erosion assessment and control in Northern Iraq. **Soil & Tillage Research**, v. 45, p. 161–173, 1998.
- IAP – Instituto Ambiental do Paraná. **Plano de Manejo da Estação Ecológica do Caiuá, Diamante do Norte – PR**. Paranavaí, Paraná, Brasil, 1997. 154 f. Relatório técnico.
- IAP/STCP. **Avaliação Ecológica Rápida do Corredor Caiuá – Ilha Grande**. Curitiba: IAP: STCP Engenharia de Projetos. Curitiba, Paraná, Brasil, 2006. 325 f. Relatório técnico.
- IAPAR – Instituto Agrônômico do Paraná. **Cartas Climáticas do Paraná**. 2014. Disponível em: <http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=863> Acesso em: 29/05/2014
- IBGE - Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro,RJ, Brazil, 92 f, 1992. (Série Manuais Técnicos em Geociências; 1).

ILSTED, U.; MALMER, A.; VERBEETEN, E.; MURDIYARSO, D. The effect of afforestation on water infiltration in the tropics: A systematic review and meta-analysis. **Forest Ecology and Management**, v. 251, p. 45-51, 2007.

INFOPÉDIA. **Análise Multivariada**. Porto: Porto Editora. 2003-2014. Disponível em: [http://www.infopedia.pt/\\$analise-multivariada](http://www.infopedia.pt/$analise-multivariada). Acesso em: 29/05/2014

IPARDES – Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. **Indicadores de sustentabilidade ambiental por bacias hidrográficas do Estado do Paraná**, 223 f. Curitiba, PR. 2010. Disponível em: <http://www.meioambiente.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=98>. Acesso em: 19/03/2014

IPARDES – Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. **Indicadores de sustentabilidade ambiental**. Curitiba, PR. 2011. Disponível em: http://www.ipardes.pr.gov.br/pdf/mapas/base_ambiental/indicadores_ambientais.pdf. Acesso em: 13/11/2014

IPARDES – Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. **CADERNO ESTATÍSTICO MUNICÍPIO DE DIAMANTE DO NORTE**, Curitiba, PR. 28 f. 2013. Disponível em: http://www.ipardes.gov.br/index.php?pg_conteudo=1&cod_conteudo=30. Acesso em: 20/03/2014

ISABIRYE, M.; RUYSSCHAERT, G.; VAN LINDEN, L.; POESEN, J.; MAGUNDA, M. K.; DECKERS, J. Soil losses due to cassava and sweet potato harvesting: A case study from low input traditional agriculture. **Soil & Tillage Research**, v. 92, f. 96–103, 2007.

ISERLOH, T.; FISTER, W.; SEEGER, M.; WILLGER, H.; RIES, J.B. A small portable rainfall simulator for reproducible experiments on soil erosion. **Soil & Tillage Research**, v. 124, p. 131–137, 2012.

ITCG – Instituto de Terras Cartografia e Geodésia. **Dados e informações geoespaciais temáticos, Solos**, Paraná. INDE 2010. Disponível em: <http://www.itcg.pr.gov.br/modules/faq/category.php?categoryid=9>. Acesso em 29/04/2014.

ITCG – Instituto de Terras Cartografia e Geodésia. **Zoneamento Ecológico-Econômico**, Paraná. 2005. Disponível em: <http://www.itcg.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=7>. Acesso em 29/04/2014.

JANAUER, G. A. Ecohydrology: fusing concepts and scales. **Ecological Engineering**, v. 16, p. 9-16, 2000.

JAX, K.; BARTON, D. N.; CHAN, K. M. A.; GROOT, R.; DOYLE, U.; ESER, U.; GÖRG, C.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; GRIEWALD Y.; HABER, W.; HAINES-YOUNG, R.; HEINK, U.; JAHN, T.; JOOSTEN, H.; KERSCHBAUMER, L.; KORN, H.; LUCK, G. W.; MATZDORF, B.; MURACA B.; NEßHÖVER, C.; NORTON, B.; OTT K.; POTSCHIN, M.; RAUSCHMAYER, F.; HAAREN, C.; WICHMANN, S. Ecosystem services and ethics. **Ecological Economics**, v. 93, p. 260–268, 2013.

JOFFRE, R.; RAMBAL, S. How tree cover, influences the water balance of Mediterranean rangelands. **Ecology**, v. 74, n. 2, p. 570-582, 1993.

JOHANSEN, M. P.; HAKONSON, T. E.; BRESHEARS, D. D. Post-fire runoff and erosion from rainfall simulation: contrasting forests with shrublands and grasslands. **Hydrological Processes**, v. 15, p. 2953–2965, 2001.

- JOHNSON, P. J.; SWANK, W. T. Studies of cation budgets in the Southern Appalachians on four experimental watersheds with contrasting vegetation. **Ecology**, v. 54, n. 1, p. 70-80, 1973.
- JORDÁN, A.; MATÍNEZ-ZAVALA, L. Soil loss and runoff rates on unpaved forest roads in southern Spain after simulated rainfall. **Forest Ecology and Management**, v. 255, p. 913-919, 2008.
- KIMMINS, J. P. From science to stewardship: Harnessing forest ecology in the service of society. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 10, p. 1625–1635, 2008.
- LAKE, P. S. Resistance, Resilience and Restoration. **Ecological Management & Restoration**, v. 14, p. 20–24, 2013.
- LAL, R. Enhancing crop yields in the developing countries through restoration of the soil organic carbon pool in agricultural lands. **Land Degradation & Environment**, v. 17, p. 197-209, 2005.
- LAL, R. Soil erosion and the global carbon budget. **Environment International**, v. 29, p. 437-450, 2003.
- LANGE, J.; GREENBAUM, N.; HUSARY, S.; GHANEM, M.; LEIBUNDGUT, C.; SCHICK, A. P. Runoff generation from successive simulated rainfalls on a rocky, semi-arid, Mediterranean hillslope. **Hydrological Processes**, v. 17, p. 279–296, 2003.
- LANZANOVA, M. E. **Atributos físicos do solo em sistemas de culturas sob plantio direto na integração lavoura-pecuária**. 125 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Centro de Ciências Rurais da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brazil, 2005.
- LARSON, S.; DANELL, KJELL. Science and the management of boreal forest biodiversity. **Scandinavian Journal of Forest Research**, v. 3, p. 5-9, 2001.
- LAWALL, S. Modificações da dinâmica hidrológica do solo em resposta as mudanças de uso e cobertura: um estudo de caso na Região Serrana do Rio de Janeiro. UFRJ. Programa de Pós - Graduação em Geografia. 2009. 13p. Disponível em http://www.geo.ufrj.br/simposio/simposio/trabalhos/trabalhos_completos/eixo3/092.pdf. Acesso em: 10/07/2014.
- LÉONARD, J.; PERRIER, E.; RAJOT, J.L. Biological macropores effect on runoff and infiltration: a combined experimental and modelling approach. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 104, p. 277-285, 2004.
- LI, W.; QUANJIUB, W.; SANPINGA, W.; MING'ANA, S.; YIA, LI Soil desiccation for Loess soils on natural and regrown areas. **Forest Ecology and Management**, v. 255, p. 2467-2477, 2008.
- LIKENS, G. E. Some perspectives on long-term biogeochemical research from the Hubbard Brook ecosystem study. **Ecology**, v. 85, n. 9, p. 2355-2362, 2004.
- LIMA, A. M. N.; SILVA I. R.; NEVES, J. C. L.; NOVAIS, R. F.; BARROS N. F.; MENDONÇA E. S.; SMYTH, T. J.; MOREIRA, M. S.; LEITE, F, P. Soil organic carbon dynamics Following afforestation of degraded pastures with eucalyptus in southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 235, p. 219-231, 2006.

- LIMA, W. P. **Hidrologia Florestal aplicada ao Manejo de Bacias Hidrográficas**. ESALQ. Piracicaba, SP. 244 p, 2008.
- LIMA, W.P. **Princípios de Hidrologia Florestal para o Manejo de Bacias Hidrográficas**. ESALQ. Piracicaba. Brasil. 1986, 250p.
- LIU, J.; DIETZ, T.; CARPENTER, S. R.; FOLKE, C.; ALBERTI, M.; REDMAN, C. L.; SCHNEIDER, S. H.; OSTROM, E.; PELL, A. N.; LUBCHENCO, J. TAYLOR, W. W.; OUYANG, Z.; DEADMAN, P.; KRATZ, T.; PROVENCHER W. Coupled Human and Natural Systems. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 36, p. 639-649, 2007.
- LORZ, C.; VOLK, M.; SCHMIDT, G. Considering spatial distribution and functionality of forests in a modeling framework for river basin management. **Forest Ecology and Management**, v. 248, p. 17–25, 2007.
- LUDWIG J. A.; WILCOX B. P.; BRESHEARS D. D.; TONGWAY D. J.; IMESON A. C. Vegetation patches and runoff–erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. **Ecology**, v. 86, n.2, p. 288-297, 2005.
- MAACK, R. **Geografia Física do Estado do Paraná**. 3.ed. Curitiba: Imprensa Oficial do Paraná, 2002. 450 p.
- MARCHÃO, R., L. **Integração lavoura-pecuária num latossolo do cerrado: Impacto na física, matéria orgânica e macrofauna**. 153 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo), Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos da Universidade Federal de Goiás, Goiania, Goiás, Brazil, 2007.
- MARTÍNEZ-MURILLO, J.F.; NADAL-ROMERO, E.; REGÜÉS, D.; CERDÀ, A.; POESEN, J. Soil erosion and hydrology of the western Mediterranean badlands throughout rainfall simulation experiments: A review. **Catena**, v. 106, p. 101–112, 2013.
- MARTINS, S.G; SILVA, M.L.N; AVANZI, J.C.; FONSECA, S. Fator de cobertura do solo e perdas de solo e água em cultivo de eucalipto e em Mata Atlântica nos Tabuleiros Costeiros do estado do Espírito Santo. **Scientia Forestalis**. v. 38, n. 87, p. 517-526, 2010.
- MEDEIROS FILHOS, C. F. **Deflúvio superficial direto**. UFCG/UAEC. Saneamento Básico/Engenharia Sanitária. Notas de Aula 2009. Disponível em: <http://www.dec.ufcg.edu.br/saneamento/Dren03.html>. Acesso em: 19/03/2014.
- MIGLIACCIO, K. W.; SRIVASTAVA, P. Hydrologic components of watershed-scale models. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 50(5), p. 1695-1703, 2007.
- MILLAR, C.; STEPHENSON, N. L.; STEPHENS, S. L. Climate change and forests of the future: Managing in the face of uncertainty. **Ecological Applications**, v. 17, n. 8, p. 2145-2151, 2007.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Island Press, Washington, DC, 2005.
- MOHAMMAD, A. G.; ADAM, M. A. The impact of vegetative cover type on runoff and soil erosion under different land uses. **Catena**, v. 81, p. 97–103, 2010.
- MOLCHANOV, A. A. **Hidrologia Florestal**. Ed. Calouste Gulbenkian. Lisboa. Portugal. 419 f., 1963.

- MONTES, C.; SANTOS, F.; MARTÍN-LÓPEZ, B.; GONZÁLEZ, J.; AGUADO, M.; LÓPEZ-SANTIAGO, C.; BENAYAS, J.; SAL, A. G. La evaluación de los ecosistemas del milenio en España. Del equilibrio entre la conservación y el desarrollo a la conservación para el bienestar humano. **Ambiente**, v. 98, p. 2–12, 2012.
- MOONEY, H.; MACE, G.; Biodiversity Policy Challenges. **Science**, v. 325, p. 1474, 2009.
- MULUNGU, D. M. M.; ICHIKAWA, Y.; SHIIBA, M. A physically based distributed subsurface-surface flow dynamics model for forested mountainous catchments. **Hydrological Processes**, v. 19, p. 3999-4022, 2005.
- MURTY, D.; KIRSCHBAUM, M. U. F.; MCMURTRIE, R. E.; MCGILVRAY, H. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. **Global Change Biology**, v. 8, p. 105-123, 2002.
- NAIMAN, R. J.; DECAMPS, H. The ecology of interfaces: Riparian zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 28, p. 621–658, 1997.
- NAIMAN, R. J.; DECAMPS, H.; POLLOCK, M. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. **Ecological Application**, v. 3, n. 2, p. 209–212, 1993.
- NAKANO, S.; MURAKAMI, M. Reciprocal subsidies: Dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. **Proc. Natl. Acad. Sci, USA**, v. 98, n. 1, p. 166–170, 2001.
- NERIS, J.; JIMÉNEZ, C.; FUENTES, J.; MORILLAS, G.; TEJEDOR M. Vegetation and land-use effects on soil properties and water infiltration of Andisols in Tenerife (Canary Islands, Spain). **Catena**, v. 98, p. 55–62, 2012.
- NIEHOFF, D.; FRITSCH, U.; BRONSTERT, A. Land-use impacts on storm-runoff generation: scenarios of land-use change and simulation of hydrological response in a meso-scale catchment in SW-Germany. **Journal of Hydrology**, v. 267, p. 80-93, 2002.
- NOVACEK, M. J.; CLELAND, E. E. The current biodiversity extinction event: Scenarios for mitigation and recovery. **Proceedings of National Academy of Science**, v. 98, p. 5466-5470, 2001.
- NUNES, A. N.; ALMEIDA, A. C.; COELHO, C. O. Impacts of land use and cover type on runoff and soil erosion in a marginal. **Applied Geography**, v. 3, p. 687-699, 2011.
- ODUM, E. P. The strategy of ecosystem development. An understanding of ecological succession provides a basis for resolving man's conflict with nature. **Methodological Advances**, paper, v. 27, p. 596-604, 1964.
- PALMER, M. A.; FILOSO, S.; FANELLI, R. M. From ecosystems to ecosystem services: Stream restoration as ecological engineering. **Ecological Engineering**. No prelo, 2013.
- PARCHEN, C. A. P. **Desenvolvimento de metodologia para mensuração de alguns parâmetros de processos hidrológicos de superfície em ambiente florestal**. 187 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná. Curitiba, Paraná, 2007.

- PARUELO, J. M. A. Ecosystem services and tree plantations in Uruguay:reply to Vihervaara *et al.*, (2012). **Forest Policy and Economics**, v. 22, p. 85–88, 2012.
- PEEL, M. C.; MAMAHON, T. A.; FINLAYSON, B. L.; WATSON, G. R. Identification and explanation of continental differences in the variability of annual runoff. **Journal of Hydrology**, v. 250, p. 224-240, 2001.
- PERRINGS, C.; DURAIAPPAH, ANANTHA.; LARIGAUDERIE, A.; MOONEY, H. The Biodiversity and Ecosystem Services Science-Policy Interface. **Science**, v.331, p. 1139–1140, 2011.
- PETERSON, G.D.; CARPENTER, S.R.; BROCK, W.A. Uncertainty and the management of multistate ecosystems: An apparently rational route to collapse. **Ecology**, v. 84, n. 6, p. 1403-1411, 2003.
- POLASKY, S.; NELSON, E.; LONSDORF, E.; FACKLER, P.; STARFIELD A. Conserving species in a working landscape: Land use with biological and economic objectives. **Ecological Applications**, v. 15, n. 4, p. 1387–1401, 2005.
- POLIAKOV, V. O.; LAL, R. Soil erosion and carbon dynamics under simulated rainfall. **Soil Science**, v. 169, n. 8, p. 590-599, 2004.
- PONCE, V. M.; HAWKINS, R. H. Runoff curve number: Has it reached maturity? **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 1, p. 11-19, 1996.
- PORPORATO, A.; LAIO, F.; RIDOLFI, L.; RODRIGUEZ-ITURBE, I. Plants in water-controlled ecosystems: active role in hydrologic processes and response to water stress. III. Vegetation water stress. **Advances in Water Resources**, v. 24, p. 725-744, 2001.
- PORPORATO, A.; RODRIGUEZ-ITURBE, I. Ecohydrology – a challenging multidisciplinary research perspective. **Hydrological Sciences**, v. 47, n. 5, p. 811-821, 2002.
- PUIGDEFÁBREGAS, J. The role of vegetation patterns in structuring runoff and sediment fluxes in drylands. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 30, p. 133–147, 2005.
- PUIGDEFABREGAS, J.; SOLE, A.; GUTIERREZ, L.; BARRIO, G.; BOER, M. Scales and processes of water and sediment redistribution in drylands: results from the Rambla Honda field site in Southeast Spain. **Earth-Science Reviews**, v. 48, p. 39–70, 1999.
- RAB, M. A. Recovery of soil physical properties from compaction and soil profile disturbance caused by logging of native forest in Victoria Central Highlands, Australia. **Forest Ecology and Management**, v. 191, p. 329-340, 2003.
- RASIAH, V.; FLORENTINE, S. K.; WILLIAMS, B. L.; WESTBROOK, M. E. The impact of deforestation and pasture abandonment on soil properties in the wet tropics of Australia. **Geoderma**, v. 120, p. 35–45, 2004.
- REINERT, D. J.; REICHERT, J. M. **Propriedades físicas do solo**. Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil, 2006. 18 f
- REYNOLDS, W. D.; BOWMAN, D. T.; DRURY, C. F.; TAN, C. S.; LU, X. Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters. **Geoderma**, v. 110, p. 131-146, 2002.

- REYNOLDS, W. D.; DRURY, C. F.; YANG, X. M.; TAN, C. S. Optimal soil physical quality inferred through structural regression and parameter interactions. **Geoderma**, v. 146, n.3-4, p. 466–474, 2008.
- RICHARD, G.; COUSIN, I.; SILLON, J. F.; BRUAND, A.; GUÉRIF, J. Effect of compaction on the porosity of a silty soil: influence on unsaturated hydraulic properties. **European Journal of Soil Science**, v. 52, p. 49-58, 2001.
- RIZZI, N. E. **Caracterização física de bacias hidrográficas**. Universidade Federal do Paraná. Apresentação em PowerPoint. 2013. 27 transparências.
- RIZZI, N. E. **Caracterização morfológica de bacias hidrográficas**. Universidade Federal do Paraná. 2013a. 10 p.
- RIZZI, N. E. **Ciclo Hidrológico em Bacias Hidrográficas**. Apostila utilizada na disciplina de Manejo de Bacias Hidrográficas do Curso de Engenharia Florestal da UFPR, s/p, 2013b.
- RIZZI, N. E. **Deflúvio: resenha de artigos técnicos/científicos**. In: Apontamentos de Hidrologia Florestal e Manejo de Bacias Hidrográficas. Universidade Federal do Paraná, Curso de Engenharia Florestal. 2013c. 27p. Apostila.
- RIZZI, N. E. **Escoamento superficial: resenha de artigos técnicos/científicos**. In: Apontamentos de Hidrologia Florestal e Manejo de Bacias Hidrográficas. Universidade Federal do Paraná, Curso de Engenharia Florestal. 2013d. 56p. Apostila.
- RIZZI, N. E. **Infiltração: resenha de artigos técnicos/científicos**. In: Apontamentos de Hidrologia Florestal e Manejo de Bacias Hidrográficas. Universidade Federal do Paraná, Curso de Engenharia Florestal. 2013e. 26p. Apostila.
- RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; HATSCHBACH, G. G. As unidades fitogeográficas do Estado do Paraná. **Ciência e Ambiente**, v. 24, p. 75-92, 2002.
- RODRIGUEZ-ITURBE, I. Ecohydrology: A hydrologic perspective of climate-soil-vegetation dynamics. **Water Resources Research**, v. 36, n. 1, p. 3-9, 2000.
- RODRIGUEZ-ITURBE, I.; PORPORATO, A.; LAIO, F.; RIDOLFI, L. Plants in water-controlled ecosystems: active role in hydrologic processes and response to water stress. I. Scope and general outline. **Advances in Water Resources**, v. 24, p. 695-705, 2001.
- ROMANO, N. *et al.* Suction table. In: Dane, J. H.; Topp, C. (Ed.). **Methods of soil analysis: physical methods**. Madison: Soil Science Society of America, v. 4, p. 692-698, 2002.
- ROTH, C. H.; MEYER, B.; FREDE, H. G. A portable rainfall simulator for studying factors affecting runoff, infiltration and soil loss. **Catena**, v. 12, p. 79-85, 1985.
- RULLI, M. C.; BOZZI, S.; SPADA, M.; BOCCHHIOLA, D.; ROSSO, R. Rainfall simulations on a fire disturbed Mediterranean area. **Journal of Hydrology**, v. 327, p. 323-338, 2006.
- RYEL, R. J.; CALDWELL, M. M.; YODER, D. O.; LEFFLER, A. J. Hydraulic redistribution in a stand of *Artemisia tridentata*: evaluation of benefits to transpiration assessed with a simulation model. **Oecologia**, v. 130, p. 173-184, 2002.

SABANÉS, L. **Manejo sócio-ambiental de recursos naturais e políticas públicas: um estudo comparativo dos projetos "Paraná-Rural" e "Microbacias"**. 175 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Rural) – Faculdade de Ciências Econômicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.

SAHIN, V., HALL, M. J. The effects of afforestation and deforestation on water yields. **Journal of Hydrology**, v. 178, p. 293-309, 1999.

SANTOS, Á., R. **A importância da camada superficial de solos para a sociedade brasileira. Viva verde associação ecológica Joinvilense**. 2006. Disponível em: http://www.vidaverde.org.br/new/exibir_noticia.php?idSecao=4&id=178&idProjetos=5. Acesso em 28/10/2008.

SANTOS-MARTÍN, F.; MARTÍN-LÓPEZ, B.; GARCÍA-LLORENTE M.; AGUADO, M.; BENAYAS J.; MONTES C. Unraveling the Relationships between Ecosystems and Human Wellbeing in Spain. **PLOS ONE**, v. 8(9), p. 1–12, 2013. Disponível em: www.plosone.org. Acesso: 05/03/2014.

SAS INSTITUTE. SAS version 9.1 (computer software). Cary, NC: SAS Institute, Inc. 2003.

SCHACK-KIRCHNER, H.; FENNER, P. T.; HILDEBRAND, E. E. Different responses in bulk density and saturated hydraulic conductivity to soil deformation by logging machinery on a Ferrasol under native forest. **Soil Use and Management**, v. 23, p. 286-293, 2007.

SCHWARTZ, R. C.; EVETT, S. R.; UNGER, P. W. Soil hydraulic properties of cropland compared with reestablished and native grassland. **Geoderma**, v. 116, p. 47-60, 2003.

SEMA – Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. PORTARIAS DE ENQUADRAMENTO DOS CURSOS D'ÁGUA DO ESTADO DO PARANÁ, **Portaria SUREHMA nº 016 de 31 de outubro de 1991. Diário Oficial do Estado do Paraná (07.11.91)**, 2005. Disponível em: <http://www.recursoshidricos.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=29>. Acesso: 05/05/2014.

SEMA – **Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos**. Estado atual da vegetação no Paraná (SEMA) Paulo Roberto Castella, relatório interno, 2005, 40 p.

SHELTON, M. L. Runoff and land use in the Dechutes Basin. **Annals of the Association of American Geographers**, v. 71, n. 1, p. 11-27, 1981.

SHIKLOMANOV, P. Summary of the monograph “**World Water resources at the beginning of the 21st century**” prepared in the framework of IHP UNESCO., disponível em: <http://webworld.unesco.org/water/ihp/db/shiklomanov/summary/html/summary.html#Introduction> (1999). Acesso em: 24/10/2008.

SMALL, A. **Degradação do solo afeta 46 milhões de brasileiros**. Revista ECO-21, ed. 140, 2008. Disponível em: <http://www.eco21.com.br/textos/textos.asp?ID=1805>, acesso em: 19/03/2014.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometriy: The Principles and Practice of Statistics in Biological Research**. 2.ed. New York: W. H. Freeman and Company, 1981. 320 p.

- SOMMERLOT, A. R.; NEJADHASHEMI, A. P.; WOZNICKI S. A.; GIRI, S.; PROHASKA, M. D. Evaluating the capabilities of watershed-scale models in estimating sediment yield at field-scale. **Journal of Environmental Management**, v.127, p. 228–236, 2013.
- SPADOTTO, C. A.; GOMES, M. A. F.; LUCHINI, L. C.; ANDRÉA, M. M. Monitoramento do Risco Ambiental de Agrotóxicos: princípios e recomendações. **Documento Técnico, 42, EMBRAPA**. Centro Nacional de Pesquisa de Monitoramento e Avaliação de Impacto Ambiental. Jaguariúna, SP, Brazil. 29 f, 2004.
- STANFORD, J. A.; POOLE, G. C. A protocol for ecosystem management. **Ecological Applications**, v. 6, n. 3, p. 741–744, 1996.
- STATSOFT, INC. STATISTICA (data analysis software system), version 7.1. 2005. Disponível em: www.statsoft.com. Acesso em: 24/10/2008.
- STEVENSON, R. J. A revised framework for coupled human and natural systems, propagating thresholds, and managing environmental problems. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 36, p. 342–351, 2011.
- STROOSNIJDER, L. Modifying land management in order to improve efficiency of rainwater use in the African highlands. **Soil & Tillage Research**, v. 103, n. 2, p. 247–256, 2008.
- SUDERHSA – Instituto das Águas do Paraná – Bacias Hidrográficas do Paraná (2007), disponível em: <http://www.aguasparana.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=80>, acesso 19/03/2014.
- SUDING, K. N.; GROSS, K. L.; HOUSEMAN, G. R. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 19, n. 1, p. 46-53, 2004.
- SUTHERLAND, R. A.; ZIEGLER, A. D. Hillslope runoff and erosion as affected by rolled erosion control systems: a field study. **Hydrological Processes**, v. 20, p. 2839-2855, 2006.
- TAKKEN, I. ; BEUSELINCK, L.; NACHTERGAELE, J.; GOVERS, G.; POESEN, J.; DEGRAER, G. Spatial evaluation of a physically-based distributed erosion model (LISEM). **Catena**, v. 37, p. 431–447, 1999.
- TELLES, T. S.; GUIMARÃES, M. F.; DECHEN, S. C. F. D. The costs of soil erosion. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 287-298, 2011.
- THIERFELDER, C.; AMÉZQUITA C.; E., STAHR, K. Effects of intensifying organic manuring and tillage practices on penetration resistance and infiltration rate. **Soil & Tillage Research**, v. 82, p. 211–226, 2005.
- TILMAN, D. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. **Ecology**, v. 80, n. 5, p. 1455-1474, 1999.
- TORMENA, C. A.; BARBOSA, M. C.; COSTA, A. C. S.; GONÇALVES, A. C. A. Densidade, porosidade e resistência a penetração em latossolo cultivado sob diferentes sistemas de preparo do solo. **Scientia Agricola**, v. 59, n. 4, p. 795-801, 2002.
- TRABUCCHI, M.; NTSHOTSHO, P.; O'FARRELL, P.; COMÍN, F. A. Ecosystem service trends in basin-scale restoration initiatives: A review. **Journal of Environmental Management**, v 111, p.18–23, 2012.

- TRAN, L. T.; O'NEILL, R. V. Detecting the effects of land use/land cover on mean annual streamflow in the Upper Mississippi River Basin, USA. **Journal of Hydrology**, v. 499, p. 82–90, 2013.
- USDA – UNITED STATE DEPARTMENT OF AGRICULTURE, Natural Resources Conservation Service. **National Engineering Handbook: Part 630 – Hydrology**. H_210_NEH_630 - Part 630. 1997. Disponível em: <http://directives.sc.egov.usda.gov/ViewerFS.aspx?hid=21422>. Acesso 04/06/2014.
- VALENTIN, C.; D'HERBE'S, J.M.; POESEN, J. Soil and water components of banded vegetation patterns. **Catena**, v. 37, p. 1-24, 1999.
- VALENTIN, C.; D'HERBE'S, J. M. Niger tiger bush as a natural water harvesting system. **Catena**, v. 37, p. 231-256, 1999.
- VAN DEN PUTTE, A.V.; GOVERS, G.; LEYS, A.; LANGHANS, C.; CLYMANS, W.; DIELS, J. Estimating the parameters of the Green–Ampt infiltration equation from rainfall simulation data: Why simpler is better. **Journal of Hydrology**, v. 476, p. 332–344, 2013.
- VAN DIJK, A. I. J. M.; KEENAN, R. J. Planted forests and water in perspective. **Forest Ecology and Management**, v. 251, p. 1-9, 2007.
- VAN MULLEM, J. E.; WOODWARD, D. E.; HAWKINS, R. H.; HJELMFELT, A. T. “Runoff curve number method: beyond the handbook.” U.S. Geological Survey Advisory Committee on Water Information. In: SECOND FEDERAL INTERAGENCY HYDROLOGIC MODELING CONFERENCE, Washington, DC. 2002. Disponível em: www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/16/stelprdb1044212.doc. Acesso em: 05/03/2014.
- VANHA-MAJAMAA, I.; JALONEN, J. Green tree retention in Fennoscandian forestry. **Scandinavian Journal of Forest Research**, v. 3, p. 79-90, 2001.
- VIHERVAARA P.; MARJOKORP, A.; KUMPULA, T.; WALLS, M.; KAMPPINEN, M. Ecosystem services of fast-growing tree plantations: A case study on integrating social valuations with land-use changes in Uruguay. **Forest Policy and Economics**, v. 14, p. 58–68, 2012.
- VITOUSEK, P. M.; MOONEY, H. A.; LUBCHENCO, J.; MELILLA, J. M. Human domination of earth's ecosystems. **Science**, v. 277, p. 494-499, 1997.
- WALLA, A.; HEISKANEN, J. Water-retention characteristics and related physical properties of soil on afforested agricultural land in Finland. **Forest Ecology and Management**, v. 186, p. 21–32, 2003.
- WANG, S.; FU, B. Trade-offs between forest ecosystem services. **Forest Policy and Economics**, v. 26, p. 145–146, 2013.
- WANG, Z.; CHANG, A. C.; WU, L.; CROWLEY, D. Assessing the soil quality of long-term reclaimed wastewater-irrigated cropland. **Geoderma**, v. 114, p. 261-278, 2003.
- WEI, X.; LIU, S.; ZHOU, G.; WANG, C. **Hydrological processes in major types of Chinese forest**. Hydrological Processes, v. 19, p. 63 – 75. 2005.
- WEILER, M. An infiltration model based on flow variability in macropores: development, sensitivity analysis and applications. **Journal of Hydrology**, v. 310, p. 294-315, 2005.

- WEILER, M.; NAEF, F. An experimental tracer study of the role of macropores in infiltration in grassland soils. **Hydrological Processes**, v. 17, p. 477-493, 2003.
- WILCOX, B. P.; BRESHEARS, D. D.; ALLEN, C. D. Ecohydrology of a resource-conserving semiarid woodland: Effects of scale and disturbance. **Ecological Management**, v. 7, n. 2, p. 223-229, 2003.
- WOODWARD, D. E.; HAWKINS, R.H.; HJELMFELT, A.T.; VAN MULLEM, J.A.; QUAN, Q.D. 2002.. **Curve number method: Origins, applications, and limitations**. U.S. Geological Survey Advisory Committee on Water Information. In: SECOND FEDERAL INTERAGENCY HYDROLOGIC MODELING CONFERENCE. July 28 - August 1, Las Vegas, Nevada. 2002. Disponível em: www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/16/stelprdb1044212.doc. Acesso em: 05/03/2014.
- XU, Q. X.; WANG, T. W.; CAI, C. F.; LI, Z. X.; SHI, Z. H.; FANG, R. J. Responses of Runoff and Soil Erosion to Vegetation Removal and Tillage on Steep Lands. **Pedosphere**. v. 23, n. 4, p. 532–541, 2013.
- ZABINSKI, C. A.; GANNON, J. E. Effects of recreational impacts on soil microbial communities. **Environmental Management**, v. 21, p. 233-238, 2007.
- ZALEWSKI, M. Ecohydrology – the scientific background to use ecosystem properties as management tools towards sustainability of water resources. **Ecological Engineering**, v. 16, p. 1-8, 2000.
- ZALEWSKI, M. Ecohydrology – the use of ecological and hydrological processes for sustainable management of water resources. **Hydrological Sciences-Journal des Sciences Hydrologiques**, v. 47, n. 5, p. 823-832, 2002.
- ZALEWSKI, M.; JANAUER, G. A.; JOLÁNKAI, G. Ecohydrology: a new paradigm for the sustainable use of aquatic resources. **Technical Documents in Hydrology, n. 7, IHP-V Projects 2.3/2.4**, UNESCO, Paris, France, 58 f, 1997.
- ZHENG, H.; CHEN, F.; OUYANG, Z.; NAIMEI, T.; WEIHUA, X.; WANG, X.; MIAO, H.; LI, X.; TIAN, Y. Impacts of reforestation approaches on runoff control in the hilly red soil region of Southern China. **Journal of Hydrology**, v. 356, p. 174-184, 2008.
- ZHOU, Z.C.; SHANGGUAN, Z.P.; ZHAO, D.. Modeling vegetation coverage and soil erosion in the Loess Plateau Area of China. **Ecological Modelling**, v. 198, p. 263–268, 2006.
- ZORNOZA, R.; MATAIX-SOLERA, C. G.; ARCENEGUI, V.; MAYORAL, A. M., MORALES, J.; MATAIX-BENEYTO. Soil properties under natural forest in the Alicante Province of Spain. **Geoderma**, v. 142, p. 334-341, 2007.
- ZUMETA, D. C.; ELLEFSON, P. V. Conserving the biological diversity of forest: program and organizational experiences of state governments in the United States. **Environmental Management**, v. 26, p. 393-402, 2000.