

VITOR HUGO BREDAS BARBOSA

MODELAGEM HIDROLÓGICA EM MICROBACIA DE EUCALIPTO E
PASTAGEM NO ALTO RIO DOCE

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Meteorologia Agrícola, para
obtenção do título de *Magister
Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2015

Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa

T

Barbosa, Vitor Hugo Breda, 1985-
B238m Modelagem hidrológica em microbacia de eucalipto e
2015 pastagem no Alto Rio Doce / Vitor Hugo Breda Barbosa. –
Viçosa, MG, 2015.
x, 71f. : il. ; 29 cm.

Orientador: Aristides Ribeiro.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
Referências bibliográficas: f.62-71.

1. Solo - Uso. 2. Bacias hidrográficas. 3. Microbacias
hidrográficas. 4. Recursos hídricos. 5. Eucalipto - Cultivo.
I Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia
Agrícola. Programa de Pós-graduação em Meteorologia
Agrícola. II. Título.

CDD 22. ed. 631.4

VITOR HUGO BRENDA BARBOSA

MODELAGEM HIDROLÓGICA EM MICROBACIA DE EUCALIPTO E
PASTAGEM NO ALTO RIO DOCE

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Meteorologia Agrícola, para
obtenção do título de *Magister
Scientiae*.

APROVADA: 28 de julho de 2015

Prof. André Quintão de Almeida
(Co-Orientador)

Fernando Palha Leite

Prof. Aristides Ribeiro
(Orientador)

Dedico esta dissertação a
minha família e amigos.

AGRADECIMENTOS

A Deus.

A toda minha família pelo apoio, incentivo e alegria nas vitórias, em especial a minha esposa Cristina, ao meu filho Joaquin, aos meus pais Rosa e Nilton e meu irmão Rafael.

A Universidade Federal de Viçosa, pela oportunidade de realização desta dissertação e ao CNPq, pelo auxílio financeiro.

A Cenibra pela oportunidade de pesquisa.

Ao meu Orientador Professor Aristides pelo apoio e amizade.

Ao meu Co-Orientador Professor André e Fernando da Cenibra pelo apoio e amizade.

Aos professores do DEA pela ajuda na realização desta dissertação.

A todos que contribuíram de forma direta e indireta para esta realização, em especial Moisés pela ajuda operacional do programa, Alexandre Lorezon pelos ensinamentos de SIG, Guilherme e Anderson pela convivência, apoio e amizade.

A todos os funcionários do Departamento de Meteorologia Agrícola, em especial a Graça.

A todos os colegas e amigos da pós-graduação pela convivência e troca.

A todos meus amigos e amigas de Viçosa.

A todos muito obrigado!

BIOGRAFIA

Vitor Hugo Breda Barbosa, filho de Nilton Antônio Barbosa e Rosa Maria Breda Barbosa, nasceu no dia 07 de outubro, em Colatina, Espírito Santo.

Em 2006, ingressou no Curso de Engenharia Florestal, na Universidade Federal de Viçosa, graduando-se em novembro de 2012.

Em agosto de 2013, ingressou no mestrado em Meteorologia Agrícola, junto ao Departamento de Engenharia Agrícola, pela Universidade Federal de Viçosa, concluindo em julho de 2015.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	vii
LISTA DE QUADROS	viii
LISTA DE TABELA.....	ix
RESUMO	x
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVO	6
2.1 Objetivo Geral	6
2.2 Objetivo Específico	6
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	7
3.1 Modelo TOPMODEL.....	7
3.2 A relação das bacias hidrográficas com os plantios de eucalipto.....	13
3.3 A relação das bacias hidrográficas com a pastagem	14
3.4 Floresta de eucalipto x pastagem.....	15
4. MATERIAL E MÉTODO.....	17
4.1 Localização das Microbacias.....	17
4.2 Característica das Microbacias	18
4.2.1 Características físicas e do uso do solo	18
4.2.2 Características do solo	19
4.2.3 Características da cobertura principal do solo	20
4.3 Modelo hidrológico TOPMODEL	20
4.3.1 Escoamento sub-superficial na Zona Saturada (qb).....	21
4.3.2 Escoamento sub-superficial na Zona Não Saturada (qv).....	21
4.3.3 Escoamento superficial por excesso de Saturação (qof).....	26
4.3.4 Propagação do escoamento superficial	26
4.3.5 Composição do hidrograma	27
4.4 Dados de entrada do modelo	28
4.4.1 Medidas hidrometeorológicas	28
4.4.1.1 Medidas Meteorológicas	28
4.4.1.2 Evapotranspiração potencial	29
4.4.1.3 Evapotranspiração real.....	30
4.4.2 Medidas hidrológicas	30
4.5 Indicador hidrológico	31
4.5.1 Indicador de disponibilidade hídrica.....	31
4.5.2 Indicador de geração de escoamento	31
4.6 Modelos digital de elevação	31
4.7 Parâmetros	32

4.8 Modelagem do balanço hídrico	32
4.9 Parametrização, calibração e simulação do TOPMODEL	33
4.10 Estratégia para a calibração e simulação adotada	34
4.11 Método para avaliação do desempenho da modelagem	34
5. RESULTADO E DISCUSSÃO.....	36
5.1 Parâmetros de entrada do modelo	36
5.1.1 Modelagem do terreno	36
5.1.2 Índice topográfico	38
5.1.3 Precipitação.....	40
5.1.4 Evapotranspiração.....	41
5.2 Estudo das Vazões.....	43
5.2.1 Variáveis fluviométricas	43
5.2.2 Resposta hidrológica.....	45
5.2.2.1 Indicador de geração de escoamento	45
5.2.2.2 Indicador de disponibilidade hídrica.....	46
5.3 Calibração do modelo hidrológico	47
5.3.1 Simulação hidrológica	50
5.3.2 Ajuste de escala do hidrograma	54
5.3.3 Separação do escoamento superficial (runoff) e subsuperficial (base).....	57
5.4 Balanço hídrico.....	58
6. CONCLUSÃO.....	60
7. RECOMENDAÇÕES FINAIS.....	61
8. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA	62

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Fluxograma do modelo TOPMODEL	9
Figura 2 – Representação esquemática do balanço hídrico do solo no modelo semi-distribuído TOPMODEL	9
Figura 3 – Localização das microbacias hidrográficas analisadas no estudo.....	19
Figura 4 – Representação dos reservatórios pelo modelo TOPMODEL: (A) condição não saturada e (B) condição saturada.....	21
Figura 5 – Índice topográfico médio e déficit local	24
Figura 6 – Modelo digital de elevação das bacias de Cocais (MCE) e Santa Cruz (MPD). Projeção datum SAD 69, UTM – Zona 23S.....	36
Figura 7 – Mapa da declividade das bacias de Cocais (MCE) e Santa Cruz (MPD). Projeção datum SAD 69, UTM – Zona 23S.....	37
Figura 8 – Índice topográfico para as bacias de Cocais (MCE) e Santa Cruz(MPD)	39
Figura 9 – Distribuição do índice topográfico das bacias de Cocais (A) e Santa Cruz (B)	39
Figura 10 – Precipitação média para o ano de 2014 das bacias de Cocais (MCE) e Santa Cruz (MPD).....	41
Figura 11 – Variação da evapotranspiração real média diárias para um ciclo sazonal referente ao período de medidas dos dados observacionais do estudo.....	42
Figura 12 – Distribuição das vazões ESPECÍFICAS média (A), máxima (B) e mínima (C) mensais no decorrer do ano de 2014, registrado por Thalimedes pertencente as estações das bacias de Cocais (MCE) e Santa Cruz (MPD)	44
Figura 13 – Índices de escoamento (I.E.) das microbacias (A) MCE e (B) MPD	46
Figura 14 – Indicação de disponibilidade hídrica	47
Figura 15 – Histograma das vazões diárias observadas e calculadas: (A) Bacia de eucalipto – MCE e (B) Bacia de pastagem - MPD	49
Figura 16 – Dispersão dos dados das vazões: (A) MCE e (B) MPD	53
Figura 17 – Histograma das vazões diárias corrigidas: (A) Bacia de eucalipto - MCE, (B) Bacia de pastagem - MPD	55
Figura 18 – Dispersão dos dados das vazões	56
Figura 19 – Fluxo de água no solo. (A) MCE	57
Figura 20 – Água disponível no solo e valor de precipitação (A) MCE e (B) MPD	59

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Parâmetros morfométricos das bacias	18
Quadro 2 – Área e porcentagem das classes de uso da terra das bacias.....	19
Quadro 3 – Análise física dos solos das bacias	20
Quadro 4 – Parâmetros de entrada para o modelo.....	32
Quadro 5 – Valores dos parâmetros propostos por Almeida (2012) e utilizados no estudo de modelagem do balanço hídrico das bacias MCE e MPD	32
Quadro 6 – Características do relevo das microbacias.....	37
Quadro 7 – Classes de declividade e tipo de relevo das microbacias	37
Quadro 8 – Comparativa de evapotranspiração estimados para a pastagem e o eucalipto	42
Quadro 9 – Valores dos parâmetros encontrados na calibração do modelo.....	48
Quadro 10 – Componentes do balanço hídrico considerando o ano de 2014 para MCE e MPD	58

RESUMO

BARBOSA, Vítor Hugo Breda. M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2015. **Modelagem hidrológica em microbacia de eucalipto e pastagem no Alto Rio Doce**. Orientador: Aristides Ribeiro. Coorientador: André Quintão de Almeida.

Toda mudança de uso do solo provoca alterações no balanço de energia e da água, no entanto, ainda não se conhece, no Brasil, o impacto desta expansão (pastagem para eucalipto). Minas Gerais é o estado com maior área de floresta plantada do país, o aumento da expansão dos plantios de eucalipto se deu em áreas ocupadas por pastagem, devido aos custos mais baixos. As áreas de pastagens, principalmente as que apresentam maiores taxas de degradação do uso do solo, modificam a estrutura da camada superficial. Esta alteração da propriedade física, associada com fatores do relevo, propicia processos de diminuição do tempo da água na bacia de estudo, aumentando o escoamento superficial e diminuindo a infiltração de água no solo. Já florestas plantadas regularizam as vazões. Neste contexto, o presente trabalho analisou a influência da dinâmica de uso do solo comum na implantação de cultivos comerciais de eucalipto sobre os recursos hídricos através de dados observacionais e modelagem hidrológica. Os procedimentos metodológicos utilizados foram a revisão bibliográfica, a pesquisa documental, e a coleta de dados em campo. O trabalho foi realizado para o ano de 2014 em 2 microbacias localizadas no leste de Minas Gerais, uma cultivada com plantio comercial de eucalipto e outra localizada com solos degradados sob pastagem. A floresta é composta por híbridos de eucalipto *grandis x urophylla* aos 2 anos de idade. A microbacia com pastagem é cultivada com *Brachiaria decumbens* há mais de 30 anos. Os dados micrometeorológicos foram coletados por sensores instalados no interior da microbacia de pastagem e para a microbacia de eucalipto, foi utilizado dados da estação meteorológica próxima do local. A vazão do curso d'água foi medida por um linígrafo do tipo Thalimedes instalado em um vertedouro triangular na saída de cada microbacia. As características do relevo das microbacias foram extraídas do modelo digital de elevação fornecido pelo satélite da Shuttle Radar Topography Mission –SRTM versão 3, em resolução de 30 m, tratado para remoção da influência da vegetação e preenchimento de descontinuidades. O modelo digital de elevação foi interpolado para a resolução 2x2 metros. A evapotranspiração foi estimada pela equação de Penman-Monteith pela resistência estomática do dossel. O estudo da vazão foi realizado no período do ano de 2014, com base na vazão mínima diária, média e máxima. A modelagem do balanço hídrico foi realizada na escala diária, considerando como a principal entrada de água

a precipitação pluvial e as principais saídas a evapotranspiração e a lamina de escoamento superficial. O desempenho do modelo de balanço hídrico foi avaliado pela água disponível no solo medidos em campo pelo método gravimétrico e pelo déficit de saturação calculado pelo modelo TOPMODEL. A partir dos dados obtidos, concluiu-se que a distribuição da precipitação em relação a média mensal para a área de estudo esteve dentro da normal climatológica para o ano de 2014, verificando-se 98,9 % da chuva esperada para a região de Cocais (MCE) e 98,2% da chuva para a região de Santa Cruz (MPD); para ambas as microbacias, foram encontradas para os meses de abril a setembro o período de estiagem e para os meses de outubro a março o período de estação chuvosa; a evapotranspiração real do eucalipto foi maior que a pastagem, sendo encontrada maior evapotranspiração real de 2,12 mm dia⁻¹ para a MCE, 0,95 mm dia⁻¹ para MPD; a microbacia de pastagem possui menor declividade que a microbacia de eucalipto; na modelagem hidrológica foi encontrado maior condutividade de água no solo para a microbacia de eucalipto comparado a microbacia de pastagem; a microbacia de pastagem apresentou maior taxa de escoamento superficial que a microbacia de eucalipto; a microbacia de eucalipto apresentou como importante regulador de vazão, mantendo o fluxo base contínua e praticamente homogêneo entre os meses do ano, enquanto verificou-se grandes variações nas vazões da microbacia de pastagem; o modelo TOPMODEL não foi capaz de simular de forma adequada o armazenamento de água no solo para ambas as bacias, necessitando de ajuste dos valores modelados.

ABSTRACT

BARBOSA, Vítor Hugo Breda. M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, July de 2015. **Hydrological modeling of eucalyptus and pasture watershed in Alto Rio Doce.** Adviser: Aristides Ribeiro. Co-adviser: André Quintão de Almeida.

Every change of use of the land implies alterations in the water and energy balances, however, it is still unknown in Brazil the impact of this expansion (from pasture to eucalyptus). Minas Gerais is the state with the largest planted forest area of the country, the increase in the expansion of eucalyptus plantation happened in areas formerly occupied by pasture due to lower costs. The pasture areas, especially the ones that presented higher rates of ground use degradation, modified the structure of the superficial layer. This physical property alteration, associated with terrain factors, allows processes of diminish of the water time in the studied watershed, increasing the superficial flow and lowering the water infiltration on the ground. On the other hand, planted forests adjust the flow rate. In this context, the current paper analyzed the influence of the common land use dynamics in the implementing of eucalyptus commercial cultivation over the water resources using observational data and hydrologic modeling. The methodologic procedures used were literature review, documentary research, and field data collecting. This paper was performed for the year of 2014 in two microwatersheds localized in the east of Minas Gerais, one cultivated with eucalyptus commercial plantation and other localized with degraded ground under pasture. The forest is composed by eucalyptus hybrids *Grandisx urophylla* at 2 years old. The microwatershed with pasture is cultivated with *Brachiaria decumbens* over more than 30 years. The micrometeorological data were collected by sensors installed in the interior of the microwatershed with pasture and for the microwatershed with eucalyptus, it was used data from the meteorological station nearby. The flow rate of the watercourse was measured by a Thalimedes type linigrafo installed in a triangular spillway in the end of each microwatershed. The terrain characteristics of the microwatersheds were extracted from the digital model of elevation provided by the satellite of Shuttle Radar Topography Mission – SRTM, version 3, in resolution of 30m, treated for removal of the vegetation influence and filling of discontinuities. The digital model of elevation was interpolated to the resolution of 2x2m. The evapotranspiration was estimated by the Penman-Monteih equation by the stomatal resistance of the canopy. The flow rate study was performed during the year of 2014, using as basis the minimal daily flow rate, medium and maximum. The modeling of the hydric balance was done in the daily scale, considering as the principal water entry the pluvial precipitation and as

principal outputs the evapotranspiration and the runoff blade. The performance of the hydric balance model was evaluated by the available water in the ground measured by the gravimetric method and by the saturation deficit calculated by the TOPMODEL model. Using the obtained data, it is concluded that the precipitation distribution in relation to the monthly medium to the studied area was under the climatologic limit for the year of 2014, verifying 98.9% of the expected rain for the Cocais region (MCE) and 98.2% of the expected rain for the Santa Cruz region (MPD); to both microwatersheds, it was found for the months from April to September the drought period and for the months from October to March the rainy season period; the real evapotranspiration of the eucalyptus was higher than the pasture, with the findings of the highest real evapotranspiration of 2.12 mm dia⁻¹ to the MCE and of 0.95 mm dia⁻¹ to the MPD; the pasture microwatershed has lower declivity than the eucalyptus microwatershed; in the hydrologic modeling was found more water conductivity on the ground to the eucalyptus microwatershed comparing to the pasture microwatershed; the pasture microwatershed presented higher superficial flow rate than the eucalyptus microwatershed; the eucalyptus microwatershed presented itself as an important regulator of the flow rate, maintaining the basis flow continuous and virtually homogeneous amongst the months of the year, while great variations were identified in the flow rates of the pasture microwatersheds; the TOPMODEL model was not capable of simulating properly the water storage in the ground for both the watersheds, requiring the adjustment of the modeled data.

1. INTRODUÇÃO

No Brasil, a matriz original de uso da cobertura da terra vem sofrendo alterações consideráveis ao longo dos anos, ocasionada principalmente pelas atividades relacionadas aos setores agrícola, agropecuário e da silvicultura. Tais atividades vêm causando perturbação e degradação pela falta de práticas conservacionistas e de manejo do solo e da água. O excesso de uso acima da capacidade de suporte acarreta a compactação do solo e conseqüentemente à sua degradação que tem como maior problema a redução da biodiversidade, afetando assim a qualidade, a quantidade e a distribuição dos recursos hídricos.

De acordo com Lima et al. (2008) a intervenção na vegetação existente durante estabelecimento de culturas anuais, pastagens e florestas comerciais de crescimento rápido, pode levar a um decréscimo nos estoques de matéria orgânica do solo. Em conseqüência do incremento do processo erosivo, aceleração da decomposição, redução no aporte de material vegetal ou diferenças na qualidade dos resíduos e alteração na dinâmica da água. Vários fatores afetam a magnitude e a rapidez com que essas mudanças ocorrem, incluindo a natureza do uso, tipo de solo, clima e vegetação original (PAUL et al., 2002).

Segundo Goudie (1995) a ação antrópica tem sido responsável pela aceleração das taxas pelas quais os sedimentos são removidos das encostas de várias maneiras se depositando nas áreas mais deprimidas dos rios, lagos, bacias e reservatórios, causando assoreamento e poluição dos corpos líquidos. O uso e ocupação dos solos naturais de maneira inadequada tem provocado o desaparecimento de mananciais de água em várias regiões do Brasil (BOTELHO e SILVA, 2004).

As taxas anuais de desmatamento foram as mais elevadas, entre os anos de 1970 e 1975 (KLINK E MACHADO, 2005), devido ao programa de incentivos fiscais desenvolvido pelo governo, onde os agricultores foram atraídos pela grande disponibilidade de terras a preços mais baixos que do Sul do país para a abertura de novas áreas (MACEDO, 1996).

Minas Gerais é o estado com maior área de floresta plantada do país, concentrando a maior parte na região do Vale do Rio Doce, Centro Oeste, Noroeste, Centro Norte e Vale do Jequitinhonha/Mucuri (SILVA et al., 2011).

O aumento da expansão dos plantios de eucalipto se deu principalmente em áreas ocupadas por pastagem, devido aos custos mais baixos das terras para arrendamento ou aquisição. Estudos interessados em entender as possíveis alterações nos componentes hidrológicos, comparando microbacias experimentais com diferentes coberturas, com a capacidade diferencial de produção e da qualidade da água, têm se mostrado cientificamente eficientes na avaliação das influências da cobertura no comprometimento dos recursos

naturais(COSSALTER e PYE-SMITH (2003), RIBEIRO et al. (2005), LIMA E ZAKIA (2006), MOSTER (2007), CARNEIRO et al. (2008) e FACCO et al. (2012)).

Quanto às pastagens estudo realizado pelo UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (2004) mostra que cerca de 20% das pastagens mundiais (naturais e plantadas) estão degradadas ou em processo de degradação, sendo essa proporção pelo menos três vezes maior nas regiões mais áridas do planeta. Em termos globais, uma das principais causas de degradação de pastagens de influência antrópica direta é o manejo inadequado (FAO, 2009). No Brasil, a degradação de pastagens está presente em todas as regiões e em níveis muito elevados, justificada pelo baixo retorno econômico da atividade e o manejo tradicional inadequado, que envolvem sobre pastejo, falta de adubação e controle de pragas e doenças, além da limpeza pelo uso anual do fogo. No entanto, o problema tende a ser maior nos locais em que a pecuária vem apresentando as maiores taxas de expansão, isto é, nas áreas de fronteira agrícola (DIAS-FILHO, 2014).

As áreas de pastagens, principalmente as que apresentam maiores taxas de degradação do uso do solo, modificam a estrutura da camada superficial. Esta alteração da propriedade física, associada com fatores do relevo, propicia processos de diminuição da permanência da água na bacia de estudo, aumentando o escoamento superficial e diminuindo a infiltração de água no solo. Implantar um povoamento florestal implica demarcar áreas de reserva legal e de preservação permanente, o que garante o equilíbrio da biodiversidade natural entre as florestas plantadas (ABRAAF, 2008).

De acordo com estimativas do Censo Agropecuário Brasileiro IBGE (2006), entre 1975 e 2006, as áreas de pastagem do País diminuíram nas regiões Sudeste, Sul e Centro-Oeste, aumentando apenas nas regiões Norte e Nordeste. No Brasil, como um todo, o crescimento das áreas de pastagem, desde meados da década de 1970, foi de apenas 4%. De acordo com Dias-Filho (2014), o baixo crescimento médio das áreas de pastagem brasileiras nos últimos 30 anos ocorre principalmente como consequência da expansão das áreas agrícolas, de reflorestamento e de urbanização sobre as áreas originais de pastagem, além dos avanços em melhoramento genético.

O uso da terra promove também alterações nos balanços de energia e da água. Podendo ser destacadas modificações na radiação solar refletida pela superfície (albedo), na capacidade de infiltração da água no solo, na interceptação da precipitação pluvial, nas taxas de evapotranspiração e na disponibilidade e qualidade da água dos cursos d'água (ANDRÉASSIAN, 2004, BRUIJNZEEL, 2004, RODRIGUES, 2011, ALMEIDA et al., 2013).

Estudos analisando estes efeitos têm sido revistos em detalhe por Bosch e Hewlett

(1982), Bruijnzeel (2004) e Andréassian (2004), entre outros. A substituição da floresta por pastagem ou cultivos leva a um aumento do escoamento superficial, assim como a maiores vazões de pico em eventos individuais (RODRIGUES, 2011), verificando a diminuição da vazão base da bacia em consequência da diminuição do tempo de permanência da água.

A remoção da floresta, afeta o balanço d'água modificando os caminhos naturais do fluxo e levando a um incremento no escoamento superficial (ZIEGLER et al., 2004). No entanto, em florestas fragmentadas, o escoamento superficial produzido, devido à compactação do solo, por vezes drena dentro de fragmentos de floresta que apresentam uma maior capacidade de infiltração, reduzindo o impacto na rede de drenagem (ZIEGLER et al., 2007).

Ao comparar o potencial matricial da água do solo na pastagem ao da floresta ombrófila densa estudada por Groppo (2010), encontrou que para os períodos chuvosos, não há diferença marcante no potencial matricial da água do solo. Esta similaridade permite inferir que a diferença de cobertura vegetal tem pouca influência sobre a umidade do solo que rapidamente é repostada pelas chuvas de baixa intensidade. Porém, analisando apenas o período de estiagem, observou que a floresta exibe potenciais matriciais muito mais baixos (negativos). Esse fato também foi observado por vários outros autores comparando florestas e pastagens (NEPSTAD et al., 1994; JIPP et al., 1998; MORAES et al., 2006).

Em todos os estudos mencionados bem como na comparação feita em relação ao trabalho realizado por Groppo (2010), a absorção pelo sistema radicular mostrou-se muito mais vigorosa na floresta do que nas pastagens durante a estação seca, o que reflete as diferenças de uso da água pelas diferentes comunidades vegetais que possuem estrutura e metabolismo distintos.

O impacto da mudança do uso do solo na resposta hidrológica apresenta uma dependência com a escala e heterogeneidade da superfície, e, ainda, uma defasagem temporal. (RODRIGUES, 2011).

No Brasil, Almeida et al. (2007) modelaram os componentes do balanço hídrico em uma microbacia hidrográfica cultivada com eucalipto na costa Leste do país, encontrando valores próximos entre as principais entradas e saídas de água durante os seis primeiros anos de crescimento da espécie. Florestas de eucalipto regulam o escoamento da água e a retêm nas microbacias hidrográficas (FACCO et al., 2012).

Na abordagem de bacias pareadas é necessário levar em consideração as diferenças entre as características geomorfológicas e hidroclimáticas das mesmas (BRUIJNZEEL, 2004). Dado o grande número de fatores geológicos, pedológicos, topográficos e biológicos que determinam a transformação chuva-vazão, a abordagem de bacias pareadas se encontra

geralmente limitada a estudos em bacias de micro-escala. (RODRIGUES, 2011).

Diversos modelos hidrológicos têm sido utilizados no estudo dos impactos das mudanças do uso do solo procurando conhecer os mecanismos que intervêm neste processo (LORUP et al., 1998, VANSHAAR et al., 2002, BATHURST et al., 2004, LI et al., 2007, MUELLER et al., 2009, COE et al., 2009). Os estudos utilizam diferentes cenários de uso do solo para alimentar os modelos hidrológicos e inferir os impactos que as mudanças entre cenários geram nas simulações. Tais cenários podem ter situações reais de ocupação de solo ou cenários hipotéticos futuros como a troca completa do tipo de cobertura. Em geral, os resultados das simulações têm mostrado mudanças significativas na resposta hidrológica da bacia, as quais apresentam um comportamento não linear e controlado por limiares definidos pelo grau de desflorestamento na bacia (COE et al, 2009).

O desenvolvimento de modelos hidrológicos, como no trabalho sobre o índice de topografia realizado por Beven e Kirkby (1979), onde os efeitos da convergência topográfica são relacionados com a área drenada e a declividade, caracteriza as interações entre as partes altas e baixas da vertente. Outro exemplo da utilização da organização do sistema no desenvolvimento de uma conceitualização de processos é o modelo de capacidade de infiltração variável de Zhao (1992) e Zhao e Liu (1995), onde a auto-organização é expressa em forma de uma distribuição estatística da capacidade de infiltração ou da profundidade dos solos. O método de estimativa do balanço hídrico é mais eficiente quando considera os efeitos do relevo (FACCO et a., 2012).

A modelagem hidrológica se apresenta como uma ferramenta de baixo custo computacional na análise dos processos hidrológicos, além de oferecer a possibilidade de simulação e previsão de vazão. BEVEN (2001) cita que os modelos hidrológicos são um meio de se estimar variáveis hidrológicas no espaço e tempo, com suporte à tomada de decisões, como planejar o uso de recursos hídricos.

Silva (2005) cita que a limitação no uso dos modelos hidrológicos em ampla escala, ainda é, a dificuldade de aquisição ou estimativa dos parâmetros necessários para as simulações, principalmente no que diz respeito às informações geomorfológicas, tais como topografia, tipo e uso do solo. Nos últimos anos, a disponibilidade de modelos de elevação digital tem aumentado significativamente (BEVEN, 1997), assim como *softwares* livres do tipo *Geographic Information System* (GIS), que integrados com modelos hidrológicos podem facilitar a derivação de informações necessárias.

Partindo do pressuposto de que a mudança no uso e ocupação do solo tem efeito nas variáveis hidrológicas, a presente pesquisa foi norteada pelas seguintes hipóteses:

- A mudança de uso do solo por pastagem para implantação de cultivos

comerciais de eucalipto em área de altitude em bioma de transição Mata Atlântica impõe maior uso da água no processo de evapotranspiração;

- Maior escoamento superficial em uso de solo por pastagem em comparação com cultivos comerciais de eucalipto;
- Maior regularização da vazão na microbacia com cultivos comerciais de eucalipto em relação à de pastagem;

2. OBJETIVO

2.1. Objetivo Geral

Avaliar a influência do uso do solo com cultivos comerciais de eucalipto e pastagem sobre os recursos hídricos através de dados observacionais e modelagem hidrológica em microbacias hidrográficas localizadas no Alto Rio Doce.

2.2. Objetivo Específico

- 2.2.1. Monitorar variáveis hidrológicas e comparar os principais componentes do balanço hídrico de microbacias pareadas cobertas por pastagem e por eucalipto comercial;
- 2.2.2. Parametrizar e calibrar o modelo hidrológico TOPMODEL as duas microbacias estudadas;
- 2.2.3. Simular as diferenças nos escoamentos superficial e escoamento base na dinâmica de uso do solo pastagem-eucalipto em região de Mata Atlântica.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Modelo TOPMODEL

TOPMODEL é um modelo hidrológico semi distribuído conceitual, baseado nas características topográficas da bacia. O modelo considera que regiões com as mesmas características topográficas respondem de forma semelhante aos fluxos. Apresenta baixo tempo de processamento e disponibilização livre de seu código fonte (BEVEN e KIRKBY, 1979). É amplamente utilizado em diversas aplicações destacando-se a previsão de profundidade do lençol freático (LAMB et al. 1997, SEIBERT et al. 1997), previsão de vazão (FREER et al. 2004, LAMB et al. 1997, MINE e CLARKE, 1996), determinação de áreas saturadas dentro de uma bacia hidrográfica (SANTOS e KOBIYAMA, 2008), entre outros.

O modelo TOPMODEL estabelece que a topografia é a informação fundamental na geração do escoamento direto da bacia hidrográfica. O modelo utiliza o princípio da conservação da massa (Entrada = Saída), isto é, a diferença entre as taxas de fluxo de entrada e saída da bacia determinará a taxa de variação do armazenamento de água. A variação da taxa de armazenamento de água é realizada por diversos reservatórios, destacando: a capacidade de interceptação da vegetação; o escoamento superficial saturado gerado pela infiltração excedente; e o fluxo de água na zona saturada (BEVEN e KIRKBY, 1979). A taxa de armazenamento de água no reservatório da zona das raízes é calculada pela taxa de evaporação potencial.

A diferença entre a precipitação sobre a vegetação e a evaporação potencial determina a precipitação efetiva, ou a quantidade de água que atinge o solo. A precipitação efetiva constitui a entrada para o reservatório do solo, que é dividido em duas zonas, a zona não saturada e a zona saturada. De acordo com os estudos de BEVEN (1997); ROMANOWICZ, (1997); SAULNIER (1996); FRANCHINI et al.(1996); MINE e CLARK (1996); ZAKIA (1998); SANTOS (2001); RANZINI et al. (2004), COELHO (2003), o modelo TOPMODEL apresenta algumas suposições básicas na definição do balanço hídrico do solo como: - a dinâmica da zona saturada que pode ser obtida por sucessivos estados de equilíbrio (“steady-state”); - o gradiente hidráulico do escoamento na zona saturada que pode ser obtido pela declividade da topografia local ($tg\beta$); - a distribuição da transmissividade da água ao longo da profundidade do solo varia exponencialmente com o déficit de armazenamento, tendo como limite inferior o plano de saturação; - a taxa de recarga para a região de saturação é considerada homogênea na escala espacial ao longo do tempo.

A primeira e segunda suposição condiciona o armazenamento e os níveis locais do

lençol freático, que são dependentes do fator topográfico, assim, as declividades do lençol freático e da superfície dos solos são as mesmas. O fator topográfico indica a possibilidade de um ponto qualquer numa bacia atingir condições de saturação. Valores similares do fator topográfico indicam comportamento hidrológico semelhantes. A terceira suposição considera que os fluxos dentro do perfil do solo ocorrem em função do teor de umidade e da condutividade hidráulica, condicionando transmissividade da água no solo. O modelo admite que a condutividade hidráulica saturada diminui com a profundidade de maneira exponencial, afetando assim, também, de maneira exponencial a transmissividade. A quarta suposição considera que o fluxo subsuperficial é proporcional ao produto da área de contribuição com a taxa de recarga do lençol freático. A recarga do lençol freático é considerada uniforme sobre toda a área de contribuição e o escoamento subsuperficial é transmitido em direção ao longo da drenagem de toda a bacia.

Segundo Dunne e Black (1970) citado por Vincendonet al. (2010) o TOPMODEL introduziu similaridade hidrológica e foi uma das primeiras tentativas de modelo distribuído em resposta hidrológica com base no processo de escoamento em áreas saturadas.

Para aplicação do modelo em uma bacia uma série de informações necessita ser organizada e preparada. A Figura 1 representa um esquema das atividades de preparação das informações necessárias para a execução do modelo TOPMODEL. A montagem e preparação dos dados para bacia do Ribeirão dos Marins, seção Monjolinho, estão apresentados a seguir:

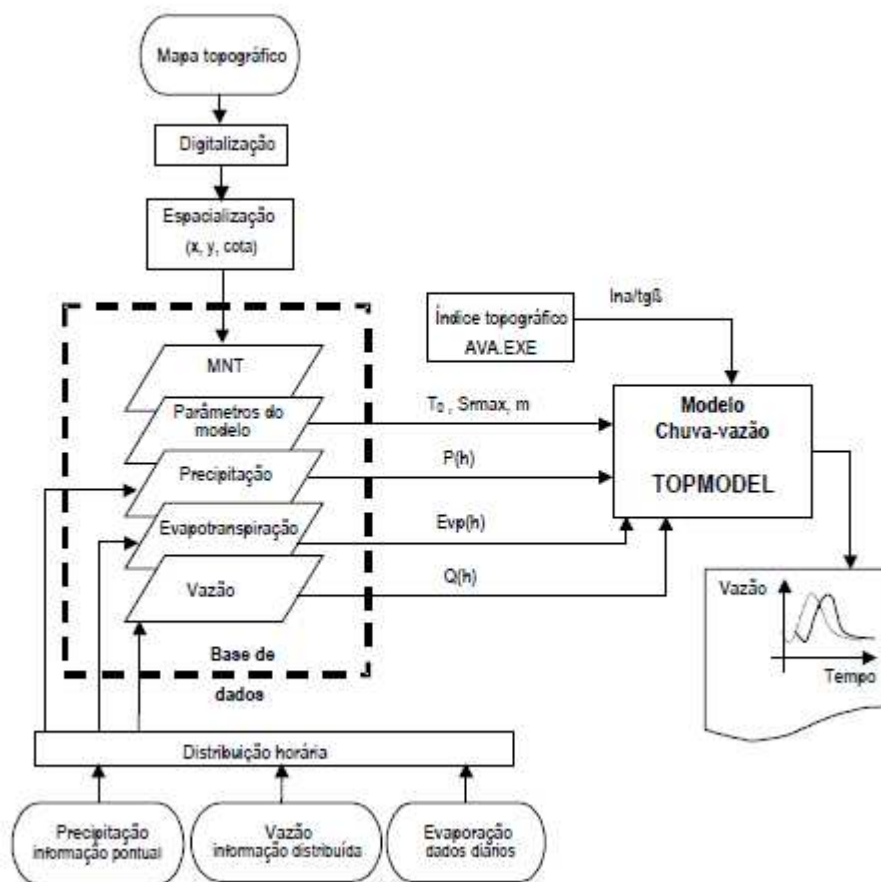


Figura 1 - Fluxograma do modelo TOPMODEL

Fonte: Adaptado Varella e Campana, 2000.

O modelo TOPMODEL considera dois reservatórios de acumulação de água na bacia, como mostra a Figura 2, que apresenta o esquema de simulação dos fluxos e dos armazenamentos para modelagem do escoamento superficial.



Figura 2 - Representação esquemática do balanço hídrico do solo no modelo semi distribuído TOPMODEL

Fonte: Adaptado Romanowicz, 1997.

De acordo com Romanowicz (1997), o reservatório S1 representa o armazenamento da zona das raízes sendo limitado em um valor máximo SR_{max} . A água nesse reservatório recebe a contribuição da precipitação e do reservatório da zona saturada (S2). Os fluxos de água de saída condicionam a evaporação e o escoamento superficial. A água do reservatório evapora

na taxa potencial até o instante que o armazenamento seja nulo. O reservatório S1 contribui para o escoamento superficial no instante que a zona das raízes atinge a saturação. Valores de umidade acima da capacidade de campo produzem um fluxo de água que drena por gravidade em direção ao reservatório S2. No reservatório S2 tem-se a formação do escoamento subsuperficial relacionado de maneira não linear com a quantidade armazenada em um determinado instante. O esquema da Figura 2 está condicionado à declividade local, a espessura do solo e a condutividade do solo. Esses fatores determinam a capacidade do solo em transmitir a água de um ponto qualquer da vertente para outro adjacente até o canal de drenagem. O escoamento no ponto de saída da bacia é a soma do escoamento superficial das áreas saturadas e do escoamento base:

$$q = q_s + q_b(1)$$

Em que:

q – escoamento total (m)

q_s – escoamento superficial (m)

q_b – escoamento base (m)

Grande parte dos estudos utilizando o TOPMODEL tem como objetivo realizar a comparação da versão original com modificações em sua formulação e comparação com os demais modelos hidrológicos.

Ambroise et al. (1996), comparou a versão original do TOPMODEL a uma formulação de decaimento parabólico da transmissividade, encontrando desempenhos similares. Saulnier et al. (1997), incluíram a variabilidade espacial da profundidade do solo efetiva, não encontrando alteração considerável em relação versão original, confirmando a insensibilidade do modelo para a variável profundidade. Silva e Kobiyama (2007) compararam duas formulações que modificaram o índice topográfico do TOPMODEL com a formulação original, não constatando melhorias ao modelo.

De acordo com Silva e Kobiyama (2007) as modificações dependem dos objetivos e locais de estudo, devido a este fator, existem vários estudos que tentam validar ou modificar as hipóteses do modelo. Sendo este a mais importante contribuição do TOPMODEL.

Demais estudos, aplicaram o modelo para realizar testes com objetivo determinar processos intermediários como Santos e Kobiyama (2008), que aplicou o modelo para determinar as áreas saturadas da bacia, encontrando boa aderência entre as vazões observadas e calculadas. Ferreira (2014), concluiu que os resultados obtidos nas simulações da vazão máxima, os

volumes escoados e dos coeficientes de escoamento demonstraram que o modelo pode ser aplicado para bacias agrícolas com área de drenagem em torno de 20 km².

Diversos autores que aplicaram o modelo TOPMODEL, como SCHULER (1998), RANZINI (2002) e COELHO (2003), entre outros, realizaram estudos considerando a calibração isolada para cada evento, portanto, os valores dos parâmetros encontrados do modelo para as bacias não pode ser generalizado.

Varella (2008) indica que se trabalhe com a bacia de forma mais distribuída possível, dividindo-a em sub-bacias que apresentem maior homogeneidade em termos de cobertura de solo, aprimorando assim os cálculos de evapotranspiração e infiltração e, portanto do balanço hídrico como um todo.

A utilização de microbacias hidrográficas experimentais no monitoramento dos componentes do balanço hídricos configura um excelente laboratório, proporcionando muitas vantagens quanto à precisão de cada componente do balanço e avaliação das técnicas de manejo hidrológico. A análise destes aspectos do ecossistema envolve características de clima, geomorfologia, solo, vegetação, deflúvio e evapotranspiração, com os quais, pode-se quantificar os processos hidrológicos da microbacia e correlacioná-los às diferentes variáveis relacionadas com a quantidade e qualidade da água, assim como sua dinâmica. (FACCO et al., 2013).

É diferente simular a aplicabilidade do modelo hidrológico para uma bacia de pequena ordem e de bacias grandes. Em bacias de pequena ordem (até 10-15 km²), a conectividade dos caminhos do fluxo dentro das vertentes que formam a área de drenagem, bem como as características geomorfológicas da própria rede, controla a forma em que os impactos afetam a resposta hidrológica da bacia e como esses impactos se propagam para as bacias de maior ordem. Em bacia de larga escala (milhares de km²), entretanto, os impactos e sua propagação também são controlados pela heterogeneidade espacial de atributos biogeofísicos, tais como clima, vegetação, geologia, geomorfologia, somado à fragmentação da paisagem decorrentes da ação humana. Além disso, os efeitos das mudanças do uso do solo podem aparecer tardiamente na resposta hidrológica como resultado da memória de longo prazo associada principalmente com o armazenamento de água no solo e no aquífero. Muitas vezes os impactos das mudanças do uso do solo não atingem uma estabilidade no tempo, dificultando a determinação de relações estáveis entre precipitação e vazão (BRUIJNZEEL, 2004 citado por RODRIGUES, 2011).

Na abordagem de grandes escalas, os modelos incorporam módulos individuais que representam diversos processos e suas interações. Na medida em que a escala de análise se incrementa, a falta de homogeneidade no sistema dificulta a aplicação das equações físicas da

hidrologia, o que leva a uma representação dos processos individuais por meio de modelos de caixa preta, onde dados observados de entradas e saídas são utilizados para estimar as funções de transferência e seus parâmetros. Um dos principais problemas desta abordagem reside no fato que muitas das teorias tradicionais dos processos não explicam em forma satisfatória esses processos e suas interações na escala da bacia, que ocorrem devido à presença das heterogeneidades naturais e da auto-organização dos sistemas, (RODRIGUES, 2011).

O pressuposto de que as relações observadas na escala local são mantidas em escalas maiores tem levado assiduamente a conclusões equivocadas (BLÖSCH et al., 2007), uma vez que diferentes processos são dominantes em diferentes escalas, e a descarga é o resultado de muitos fatores sobrepostos.

A abordagem *downscaling* tenta determinar um modelo conceptual em função da escala de interesse, para depois analisar os processos que podem explicar os padrões observados em escalas menores. Nesta abordagem é determinada e caracterizada a variabilidade hidrológica na escala da bacia e então são explorados os processos subjacentes que a controlam, relacionados com a heterogeneidade da paisagem, solos, vegetação, topografia, morfologia da rede de drenagem e as variáveis climáticas, entre outros. A metodologia inclui a identificação de um padrão de comportamento ou de um aspecto do processo observável na escala da bacia, a partir do qual são elaboradas hipóteses alternativas como potenciais explicações ou princípios de organização para esta característica (RODRIGUES, 2011).

Os efeitos das mudanças do uso e cobertura da terra e da variabilidade climática na hidrologia de uma bacia são amplamente controlados pelos caminhos do fluxo, os que diferem em escala (espaço-tempo) e no seu grau de conectividade. Como todo sistema, uma bacia possui numerosos processos que interatuam em diferentes graus e escalas. Conhecer a forma que as mudanças do uso do solo e a variabilidade climática modificam estes processos e suas interações são fundamentais neste tipo de estudo (RODRIGUES, 2011).

Na bacia hidrográfica do Rio Doce, localizada na parte leste do Estado de Minas Gerais, é crescente a utilização de reflorestamento da paisagem com plantios de eucalipto. Além dos incentivos por parte do governo, estão previstos para os próximos anos investimentos de novas empresas do setor florestal e a expansão de empresas do setor já existentes. Como nesta bacia, a maior porcentagem (95%) de ocupação das terras é por pastagem, espera-se, que os novos plantios florestais sejam realizados em áreas anteriormente cultivadas com pasto (ALMEIDA, 2012).

3.2. A relação das bacias hidrográficas com os plantios de eucalipto

As florestas desempenham importante papel na captação e na distribuição da água de chuva nas bacias hidrográficas, no processo de suprimento de água para a recarga dos aquíferos e na regulação do escoamento de água nas microbacias. O consumo de água por elas pode ser influenciado por fatores climáticos, edáficos e fisiológicos, como: demanda evaporativa do ar; quantidade de água no solo; e condutância da copa, controlada pela condutância estomática e área foliar (FACCO et al., 2012).

Existem muitas discussões e críticas em relação às florestas plantadas de eucalipto e seus efeitos no meio ambiente, como a degradação da paisagem, o empobrecimento do solo e erosão, impactos nos aquíferos e lençóis freáticos e conseqüentemente baixa biodiversidade. Entretanto hoje os plantios de eucalipto estão em diversas regiões do mundo, em diferentes altitudes, tipos de solo e regimes pluviométricos (VITAL, 2007), em regiões onde o solo prévio à plantação já estava degradado ou possuía baixos níveis de fertilidade, as plantações de eucalipto podem elevar a quantidade de húmus na terra, melhorando as condições de fertilidade do solo, reduzindo processo erosivos e promovendo maiores taxas de infiltração de água no solo.

Dos vários estudos disponíveis na literatura nacional e mundial, constata-se que o eucalipto trás, com o devido tempo, uma regularização do deflúvio nas microbacias, acompanhado logicamente de uma redução na produção de água na ocasião de plantios realizados em áreas que nunca abrigaram floresta de tipo algum. No entanto, o que pode tornar esse fato um problema, diz respeito ao quanto equivooco, essa diminuição na produção de água, afetará os usuários do recurso hídrico na bacia (BAUMHARDT, 2010).

Quanto a discussão do consumo de água pelo plantio de eucalipto, Poore e Fries (1985), afirmam que, quanto mais rápido o crescimento de um indivíduo arbóreo, maior será seu consumo de água. De acordo com Lima (1996) o eucalipto é uma árvore que possui um crescimento acelerado e por isso apresenta maior demanda por água, porém não diferindo muito de outras espécies florestais. Ainda segundo o mesmo autor, sua eficiência no uso de água é melhor que de muitas espécies florestais, pois a quantidade de madeira produzida por unidade de água evapotranspirada é considerada alta.

Estima-se que a faixa de evapotranspiração de uma plantação de eucalipto seja equivalente a precipitações pluviométricas ao redor de 800 a 1.200 mm/ano (FOELKEL, 2005). Lima (1990 a) apresenta resultados semelhantes a esse, estimado pelo método de avaliação do balanço hídrico do solo, que chega ao redor de 750 mm/ano. Esse consumo de água não significa que o eucalipto seca o solo, já que o ressecamento do solo não depende

somente do consumo de água pelas plantas, mas também da precipitação pluviométrica da região.

Nas microbacias cultivadas com floresta de eucalipto, espera-se encontrar um aumento do fluxo de água para o processo de evapotranspiração concomitante com a diminuição do fluxo de água na saída da microbacia, comprometendo, assim, a disponibilidade hídrica natural (VON STACKELBERG et al., 2007; NOTTER et al., 2007; THANAPAKPAWIN et al., 2007; NOSETTO et al., 2011). O processo de evapotranspiração é o principal componente de perda de água na microbacia (ALMEIDA et al., 2013).

Calderet al. (1992) demonstrou em seu estudo que algumas culturas anuais e perenes apresentam em seu ciclo consumo de água equivalente ou até maior que a da cultura de eucalipto, como a cana de açúcar que apresentou consumo de 100 – 2000 mm/ciclo, enquanto o eucalipto foi de 800 – 1200 mm/ciclo. A cultura do café e do citrus apresentaram 800 – 1200 mm/ciclos e 600 – 1200 mm/ciclos respectivamente.

3.3. A relação das bacias hidrográficas com a pastagem

As pastagens assim como as florestas plantadas têm seus efeitos no meio ambiente, com a degradação da paisagem, o empobrecimento do solo e erosão podendo afetar mananciais de abastecimento d'água, interferindo na qualidade de vida das comunidades rurais e urbanas, além dos impactos significativos na fauna e flora.

Estima-se que boa parte das pastagens no Brasil esteja em avançado grau de degradação e a grande dificuldade existente é estabelecer critérios para avaliar o nível em que se encontra. Segundo Nascimento Júnior et al. (1994), a grande dificuldade para estabelecer critério de avaliação de degradação é pela grande diversidade de espécie, a peculiaridade de suas características morfológicas e as particularidades relativas a cada ecossistema analisado. Qualquer critério de avaliação em estágio de degradação deve se considerar a diminuição da produção e mudanças na composição botânica da pastagem e o grau de erosão do solo.

As nascentes são afetadas diretamente, pois perdem a capacidade quantitativa e qualitativa da água, quando sofre alteração no ambiente de contribuição natural de infiltração em seu entorno e na área de recarga do lençol freático, comprometendo seu reabastecimento e sua produção de água (RODRIGUES, 2006).

Para Brooks et al. (1997) a complexidade do manejo da poluição difusa em microbacias está associada ao processo envolvido e a dificuldade de realizar medidas mitigatórias para eliminar os constituintes que causam a degradação dos recursos hídricos. A forma mais eficiente de reduzir a poluição é minimizar na origem (MITSCH e JØRGENSEN,

1989).

3.4. Floresta eucalipto x Pastagem

Pinheiro et al. (2013) sabe-se que normalmente, os plantios florestais encontram-se inseridos em ecossistemas sensíveis às perturbações antrópicas em função de razões como o relevo acidentado, solos com baixa fertilidade natural e antigas áreas agrícolas degradadas. Estes fatores associados às operações de manejo, colheita mecanizada da madeira, construção e manutenção de estradas florestais e ao potencial erosivo da região são os principais responsáveis pela perda da capacidade produtiva dos solos sob florestas plantadas e alterações da quantidade e qualidade da água em sub-bacias, decorrentes da erosão hídrica (SILVA et al., 2011). Segundo Bertolet al. (2004), a erosão hídrica do solo ocasiona perda de espécies químicas e degradação da qualidade dos corpos de água e redução da produtividade agrícola pelo empobrecimento do solo. A degradação do solo dos corpos de água é ocasionada pelas espécies químicas transportadas no escoamento superficial, podendo provocar a eutrofização pelo enriquecimento de nutrientes.

Ao comparar diversas microbacias cobertas com mata nativa, pastagem e *Eucalyptus grandis* Azevedo (1995), descreve que na bacia revestida com eucalipto, a vazão diminuía lentamente após a chuva, mostrando que a saída de água era mais lenta com relação à bacia coberta somente com pastagem. Concluindo que a interceptação das gotas de chuva pelo dossel melhora o processo de infiltração, conseqüentemente recarrega o lençol freático melhorando a vazão da bacia.

Farley et. al. (2005), após uma revisão de estudos feitos em várias partes do mundo, concluiu pontualmente que a conversão de pastagens ou áreas de vegetação nativa arbustiva em florestamentos ou reflorestamentos poderá resultar na diminuição do deflúvio médio anual com o aumento da idade das árvores.

Lima (1990b) relata que as bacias hidrográficas florestais quando comparadas as de pastagens ou outro tipo de vegetação não florestal apresentam uma vazão consideravelmente menor. Por isso as bacias não florestais apresentam maior vazão se comparada as demais. O contrário também é observado quando áreas desmatadas são reflorestadas com eucalipto ou floresta nativa, o que acaba acarretando a redução do nível freático nos primeiros anos de plantio pelo aumento da evapotranspiração. Estudos comprovam que as espécies plantadas no Brasil possuem boa resposta estomática a disponibilidade de água, indicando que essas espécies apresentam mecanismos que controlam a evapotranspiração em condições de baixa umidade de solo (LIMA; JARVIS; RHIZOPOULOU, 2003; SOARES; ALMEIDA, 2001;

MIELKE et al. 1999).

Sabará (1999), ao comparar vazões em pequenas bacias florestadas e com pastagem em MG, concluiu que apenas na estação chuvosa a vaza dos corregos em áreas florestais foi superior às vazões dos corregos das áreas agrícolas. Nas estações secas, as diferenças entre as vazões, foram consideradas insignificantes.

Nosetto (2005) comparou o rendimento hídrico em microbacias florestadas (*Eucalyptus grandis*) com o rendimento e pastagem do pampa argentino e concluiu que dos 1350 mm anuais, a produção de água na pastagem seria de 720mm/ano e no eucalipto de 200 mm/ano.

A taxa de infiltração da água em solos florestais é de 10 a 15 vezes maior que uma pastagem e 40 vezes de um solo sem cobertura (DAVIDE et al., 2000). A gua que infiltra no solo, parte fica retida nas zonas das raizes e parte chega ao subsolo formando o lençol freático (VALENTE e GOMES, 2005).

Estudos apontam que o reflorestamento com eucalipto de áreas degradadas cultivadas com pastagem provoca aumento das perdas de água por evaporação e reduz a produtividade de gua (FARLEY et al., 2005; NOSETTO et al., 2005).

Apesar das divergências encontradas na literatura quando se avalia o uso do solo para diferentes atividades agrícolas, como pastagens, florestas de eucalipto, entre outras, o que se sabe de forma concreta  que as características do solo e seus diferentes usos influenciam na qualidade da água das bacias (DONADIO et al., 2005). Conforme García-Ruiz et al. (2008) estudos detalhados realizados em bacias hidrográficas com diferentes usos da terra são de suma importância na comparação das respostas hidrológicas em diferentes escalas de tempo. Sendo esta informação fundamental para validação de modelos hidrológicos e previsão da evolução dos recursos hídricos sob diferentes cenários ambientais (PINHEIRO et al., (2013).

4. MATERIAL E MÉTODO

4.1. Localização das Microbacias

As áreas de estudo selecionadas são unidades hidrológicas distintas em uso e ocupação do solo. Para o pareamento destas unidades, buscaram-se condições edafoclimáticas semelhantes em um mesmo bioma e que possuam processos climáticos similares.

Desta forma, o trabalho foi desenvolvido em duas Microbacias Hidrográficas (MB), com cursos d'água que não possuem afluentes, denominados de primeira ordem segundo classificação de Horton (1945), todas afluentes da Bacia do Rio Doce – MG. Foi selecionada uma bacia com cultivo comercial de eucalipto (MCE) e uma com cobertura de pastagem (MPD), Figura 3.

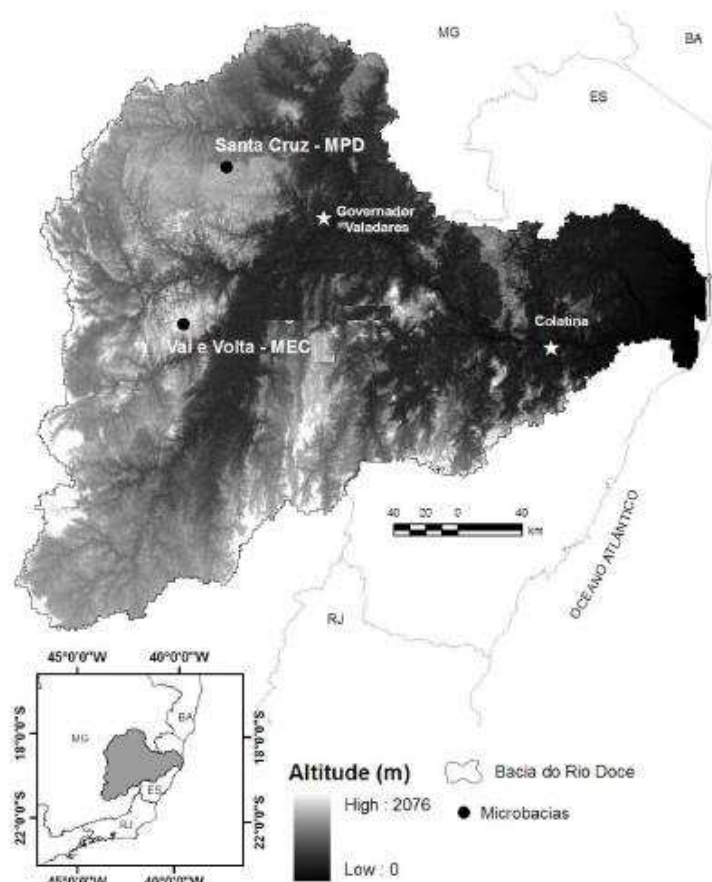


Figura 3 - Localização das microbacias hidrográficas analisadas no estudo

Fonte: Almeida, 2012.

A microbacia formada por cobertura de eucalipto MCE, possui uma área de 40 ha, está localizada nas coordenadas: latitude: 19°28' S, longitude: 42°49' W, com altitude de 975 m próxima ao município de Antônio Dias. Esta região é caracterizada por clima (Cwa) frio e úmido, com ocorrência de eventos de precipitação ao longo do ano. Nesta área, a precipitação média anual é de 1135mm e a temperatura e umidade relativa do ar anual média são de 20,3 °C e 71,2 %, respectivamente.

A microbacia de pastagem MPD, com área de 22,68 ha, está localizada nas coordenadas: latitude: 19°4' S, longitude: 42°21' W, com altitude de 864 m próxima a cidade de Peçanha. O clima (Cwa) desta região é frio e úmido, com precipitação total anual média de 1180 mm e temperatura e umidade relativa di ar média de 21°C e 72%, respectivamente.

As microbacias experimentais se encontram a um distancia de aproximadamente 100 km, sendo possível verificar pequenas diferenças de temperatura (0,6° C), umidade do ar (2%) e nos totais anuais de (45 mm), características climáticas muito semelhantes e, portanto, fundamental para as comparações dos objetos desse estudo.

4.2. Característica das Microbacias

4.2.1. Características físicas e do uso do solo

O Quadro 1 apresenta as principais características morfométricas das microbacias estudadas. A microbacia com pastagem apresenta menor declividade em comparação com a microbacia formada por plantio comercial de eucalipto. Os índices de Circularidade (IC) e Compacidade (Kc), também apresentam valores parecidos, indicando bacias mais circulares, tendendo para ocorrência de inundações das partes mais baixas.

Quadro 1 - Parâmetros morfométricos das bacias

Parâmetros	Microbacia	
	MCE	MPD
Uso da terra	Eucalipto	Pastagem
Área (ha)	36,29	22,68
Perímetro (km)	2,56	1,88
Altitude média (m)	997	856
Declividade média (%)	26,09	16,68
Índice de Circularidade	0,70	0,80
Coefficiente de compacidade	1,19	1,10

As principais classes de cobertura de uso da terra existentes nas microbacias são apresentadas no Quadro 2. As maiores porcentagem de remanescentes de Mata Atlântica estão inseridas nas áreas de plantio de eucalipto, sendo que estas apresentam elevada porcentagem

de estradas em seu interior, totalizando o valor de 4% para a MCE. Encontra-se um pequeno açude (<0,01) localizado a foz da microbacia formada por pastagem MPD.

Quadro 2 - Área e porcentagem das classes de uso da terra das bacias

Uso (ha - %)	Microbacia	
	MCE	MPD
Açude	-	< 0,01 (<0,1%)
Estrada vicinal	1,65 (4 %)	0,20 (1%)
Eucalipto	31,55 (79 %)	-
Pastagem	-	22,47 (98,9%)
Reserva Legal	6,80 (17%)	-
Área total	40	22,68

Fonte: Adapto de Almeida, 2012.

4.2.2. Características do solo

De acordo com Almeida (2012), as principais características físicas e texturais dos solos das duas microbacias podem ser visualizadas no Quadro 3. O solo característico da MCE é do tipo Cambissolo Háplico Distrófico Latossólico, com textura argilosa cascalhenta e da MPD é o Latossolo Vermelho Distrófico típico, de textura muito argilosa.

Quadro 3 - Análise física dos solos das bacias analisadas

Parâmetro	MCE	MPD
Cobertura da terra	Eucalipto	Pastagem
Tipo de solo	CXbd	LVd
Areia (%)	47	32
Silte (%)	14	10
Argila (%)	39	58
Densidade do solo (g/cm ³)	0,94	1,3
Porosidade	62	49
Taxa de infiltração estável (mm/h)	165 [±] 100 B	50 [±] 17 A

As características físicas dos solos correspondem ao perfil de 0 a 1,5 e 0 a 0,3 metros de profundidade, nas microbacias com eucalipto e pastagem, respectivamente.

Densidade do solo (Método do anel volumétrico); Taxa de infiltração (método do anel concêntrico).

[±] desvio padrão dos dados.

Médias seguidas da mesma letra na última linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Fonte: Almeida, 2012.

4.2.3. Características da cobertura principal do solo

O plantio florestal que compõem a formação vegetal da microbacia (MCE) é clones de eucalipto *grandis x urophylla*. A data do plantio florestal da área no segundo semestre do ano de 2012. Possuem espaçamento de 3,00 x 3,33 m, Na área, ocorreu manualmente, o controle de formigas e plantas daninha com a utilização de defensivos agrícolas.

Ainda segundo Almeida (2012), na microbacia com pastagem (*Brachiariadecumbens*), os cultivos foram estabelecidos após aração e adubação química. Há mais de duas décadas as pastagens se destinaram ao pastoreio, sofrendo com intenso pisoteio de animais de grande porte. Nestas áreas nenhuma prática de manejo agrícola e conservação dos solos foram adotadas. Assim, estes solos estão degradados e expostos à ação direta de elementos meteorológicos, como chuva e vento.

4.3. Modelo hidrológico TOPMODEL

Na formulação do TOPMODEL, três reservatórios representam o processo de geração do escoamento, correspondendo à resposta média da bacia de capacidade homogênea. Na Figura 4 são representados os processo e reservatórios utilizados pelo modelo (SILVA, 2005). São identificados 3 reservatórios, sendo eles:

Srz: reservatório da zona de raízes expresso em déficit de saturação da capacidade máxima de retenção (m);

Suz: reservatório da zona não saturada expresso em déficit de saturação (m);

Ssz: reservatório da zona saturada expresso em déficit ou profundidade (Sou Z') de saturação (m) ou profundidade (m).

A Figura 4 identifica os processos gerados em cada célula representada para conformação da bacia selecionada para estudo, de acordo com (SILVA, 2005), são:

qb: escoamento sub-superficial na zona saturada;

qv: escoamento sub-superficial vertical na zona não saturada;

qof: escoamento superficial na saturação.

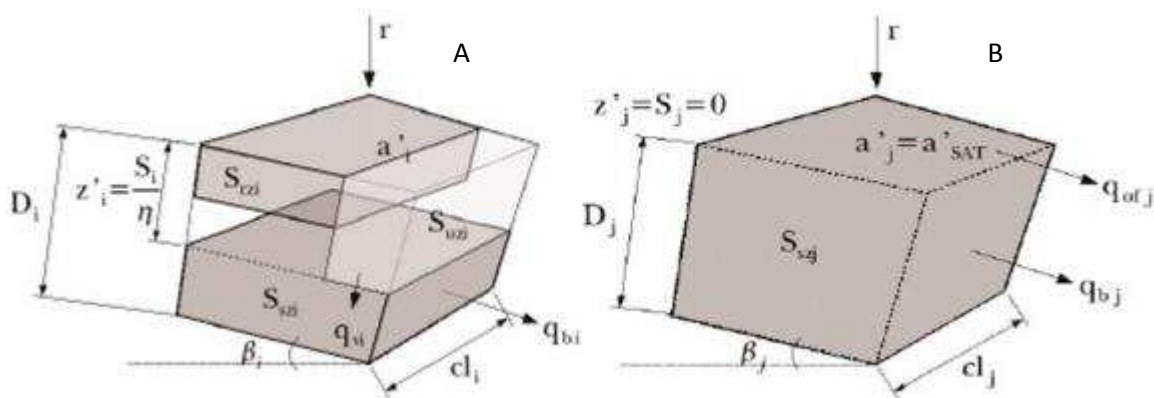


Figura 4 - Representação dos reservatórios e processos utilizados pelo modelo TOPMODEL: (A) condição não saturada e (B) condição saturada

Fonte: Silva, 2005.

Em que:

a' : área superficial da célula;

r' : precipitação sobre a célula;

β : declividade da célula;

cl : perímetro de cada célula;

η : porosidade do solo;

D : profundidade zona não saturada;

ac' : área acumulada a montante da célula.

4.3.1. Escoamento sub-superficial na Zona Saturada (q_b)

A transmissividade pode ser entendida como a capacidade de uma camada de solo saturada pode ser permeável pela água e integrada ao longo do perfil. Segundo Beven (1981), a variação da condutividade pode ser descrita como a função exponencial negativa:

$$K_s(z') = K_0 e^{-fz'} \quad (1)$$

Em que:

$K_s(z')$ condutividade hidráulica saturada na profundidade z' ;

K_0 condutividade hidráulica saturada na superfície do solo;

f é um parâmetro que descreve a taxa de decaimento da condutividade.

Para obter a transmissividade hidráulica saturada, é utilizado a equação [1] ao longo da profundidade do perfil de solo:

$$T = \frac{k_0}{f} e^{-fz'} \quad (2)$$

Em que:

T é a transmissividade da camada de solo saturado com a profundidade z'. A transmissividade é máxima quando z' é igual a zero. A vazão por unidade de comprimento que atravessa esta camada de solo é definida com a lei de Darcy. O gradiente de potencial hidráulico é aproximado para a declividade da superfície (tanβ). Uma vez que é suposto que a declividade da linha de água é igual a declividade da superfície (escoamento uniforme), a vazão subsuperficial por unidade de largura é:

$$q_b = \frac{k_0}{f} e^{-fz'} \tan \beta \quad (3)$$

Segundo Hornberger et al. (1998), a profundidade z', isto é, a profundidade do lençol freático, pode ser expressa em termos de armazenamento (déficit de saturação) S. Desta forma:

$$z' = \frac{S}{\eta} \quad (4)$$

Em que:

η é a porosidade do solo. Substituindo [3] em [4], produz:

$$q_b = \frac{1}{f} K_0 e^{-f\left(\frac{S}{\eta}\right)} \tan \beta \quad (5)$$

O termo f/η pode ser substituído por $1/m$, pois ambos são parâmetros e não tem dependência com variáveis da bacia, e cada forma m ainda representa um parâmetro de decaimento da condutividade. Com este mesmo procedimento, K_0/f pode ser substituído por T_0 a transmissividade para profundidade zero (superfície), então a equação (5) para cada célula da bacia fica:

$$q_{bi} = T_0 e^{-\left(\frac{S}{m}\right)} \tan \beta_i \quad (6)$$

Pela equação de Iorgulescu e Jordan (1994), é utilizado o déficit negativo para a saturação. O parâmetro m representa a camada ativa do solo que irá contribuir para a geração do escoamento. Valores elevados de m indicam uma camada mais espessa e resulta em um processo mais lento de geração de vazão. O parâmetro T_0 representa a transmissividade lateral do solo. Altos valores de T_0 representam um solo permeável e favorecem a rápida propagação da

água subterrânea e uma queda abrupta no hidrograma. A vazão específica para cada célula fica:

$$q_{bi}=r_i a_i \quad (7)$$

Em que:

r_i é a intensidade da precipitação sobre a célula. Desta forma, substituindo a equação [7] em [6] e isolando o déficit, produz:

$$S_i = -m \ln \left(\frac{a_i r_i}{T_0 \tan \beta} \right) \quad (8)$$

Modificando a Equação [8]:

$$S_i = -m \ln \left(\frac{r_i}{T_0} \right) - m \lambda_i \quad (9)$$

De acordo com Silva (2005) na equação (9), observa-se que o déficit é função de dois termos. O primeiro é diretamente dependente da taxa de precipitação sobre a célula e da transmissividade saturada na superfície para aquela célula. No segundo termo, observa-se a dependência do déficit com a declividade de um elemento de área. Esse termo $\left(\ln \left(\frac{a_i}{\tan \beta_i} \right) = \lambda_i \right)$ é o índice topográfico de Beven e Kirkby (1979) que caracteriza regiões que possuem o mesmo valor deste índice, como regiões com resposta hidrológicas semelhantes.

Baseado nesta hipótese, o modelo computa em forma de histograma, frações da área total da bacia com os mesmos valores do índice topográfico, efetuando os cálculos de déficit para grupos ou classes destes índices. Eliminando desta forma, a necessidade de cálculo para grupos ou classes destes índices e a necessidade de cálculo célula a célula dos processos de geração de vazão, aumentando significativamente o desempenho computacional. Desde que o modelo considere apenas a variação espacial dos parâmetros de topografia, o déficit de saturação a ser utilizado deve ser um valor médio para a bacia:

$$\bar{s} = \frac{1}{A} \int_0^A S_i dA = \frac{1}{A} \int_0^A \left[-m \ln \left(\frac{r_i}{T_0} \right) - m \lambda \right] dA \quad (10)$$

Considerando a precipitação e a transmissividade constantes para toda a bacia, produz:

$$\bar{s} = -m \ln \left(\frac{R}{T_0} \right) - m \bar{\lambda} \quad (11)$$

Reformulando a equação (10), descreve-se:

$$\frac{(\bar{s} + m \bar{\lambda})}{m} = \ln \left(\frac{R}{T_0} \right) \therefore \frac{R}{T_0} = e^{-\left[\frac{(\bar{s} + m \bar{\lambda})}{m} \right]} \quad (12)$$

Chegando a condição necessária para a ocorrência da saturação:

$$\lambda_i = \ln \left(\frac{a_i}{\tan \beta_i} \right) \geq \frac{\bar{s}}{m} - \bar{\lambda} \quad (13)$$

Segundo Bevenet al. (1995) elementos de terreno com alto grau de declividade apresentam menor disposição para gerar escoamento, enquanto que elementos localizados em regiões de convergência são propícios a geração de escoamento sobre os mesmos. Na Figura 5, observa-se o esquema do modelo para a compartimentação do solo em camadas que representam os reservatórios e a aproximação do gradiente de potencial hidráulico a inclinação do elemento de área.

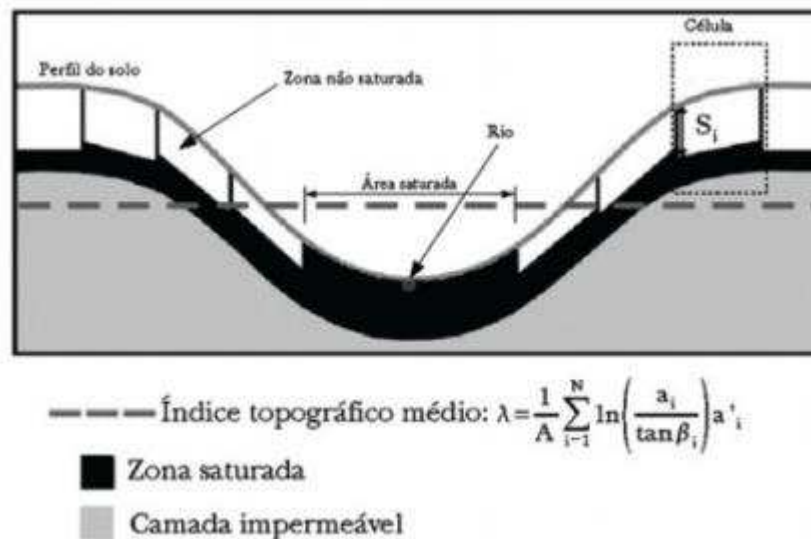


Figura 5 - Índice topográfico médio e déficit local

Fonte: SILVA, 2005.

4.3.2. Escoamento sub-superficial na Zona Não Saturada (q_v)

Bevenet al. (1995) expressa o fluxo entre os reservatórios S_{uz} e S_{sz} como:

$$q_{vi} = \frac{S_{uz}}{S_i T_d} \quad (14)$$

Em que:

S_{uz} : armazenamento na zona não saturada (m);

T_d : parâmetro que representa o tempo de permanência da água na zona não saturada (h/m);

S_i : Déficit de saturação local (m).

Os fluxos da zona não saturada para a zona saturada somente ocorre no momento em que é excedida a capacidade de campo do solo. A água ficará retida na zona das raízes quando o valor de água disponível for menor que o valor da capacidade de campo. A água que fica retida na S_{rz} poderá ser retirada através da evapotranspiração. O S_{rz} (Reservatório de zona de raízes), representa a capacidade de interceptação da precipitação pela vegetação. Ele não interage com os fluxos entre a zona saturada e a não saturada, sua única função é permitir que a água nele armazenada possa ser extraída pela evapotranspiração.

De acordo com Rocha Filho (2010) o fluxo entre a zona não saturada e saturada, ocorre somente após o reservatório das raízes se apresentar completamente preenchido. A partir desse momento, o volume é deslocado para a zona saturada. Shulleret al. (2000) citam que baixos valores de T_d representam um solo bastante permeável, o que ocasiona uma intensa percolação entre as zonas de saturação. Desta forma, para valores elevados de T_0 (alta permeabilidade), são necessários valores também elevados de T_d para causar um atraso significativo e uma possível boa representação do escoamento base.

Beven (1986) propôs outro equacionamento para a recarga da zona saturada, baseada na Lei de Darcy:

$$q_{vi} = \nabla\Phi K_0 e^{-fz'_i} \quad (15)$$

Em que:

$\nabla\Phi$: efetivo gradiente do potencial hidráulico;

K_0 : condutividade hidráulica saturada;

z'_i : é a profundidade local do lençol freático.

O reservatório S_{rz} representa no modelo somente a precipitação interceptada pela vegetação, desta forma não influencia nos fluxos entre os reservatórios não saturados e saturados (FRANCINI et al., 1996). Quando valores de déficit de saturação são positivos nestes reservatórios, a percolação não ocorre, e a única maneira deste reservatório ser esvaziado é por meio da taxa de evapotranspiração em relação ao tempo, fornecida como parâmetro de entrada (ROCHA FILHO, 2010).

$$E_a = E_p \left(1 - \frac{S_{rz}}{S_{max}}\right) \quad (16)$$

Em que:

S_{rz} : déficit de armazenamento;

S_{max} : déficit máximo;

E_p : taxa de evapotranspiração potencial.

Este procedimento é contabilizado quando não existe drenagem da zona não saturada para a saturada ou quando o déficit de saturação local S_i é menor ou igual a zero. Caso contrário, a água é extraída na taxa da evapotranspiração potencial E_p (SILVA, 2005).

4.3.3. Escoamento superficial por excesso de Saturação (qof)

De acordo com Silva (2005), o escoamento superficial ocorre somente para as células, ou para os valores de índice de similaridade hidrológico, em condição de saturação ($S_{uz} \geq S_i$) em determinado tempo:

$$q_{oif} = r_i a'_{SATi} \quad (17)$$

Em que:

r_i : intensidade da precipitação;

a'_{SATi} : área saturada.

4.3.4. Propagação do escoamento superficial

Para propagar o escoamento ao longo da rede de drenagem o modelo estabelece um histograma tempo-área derivado a partir de uma função distância-área. Segundo Rodríguez-Iturbe e Rinaldo (1997), a função distância-área organiza a área de drenagem em função de sua distância da exutória da bacia. Esta função representa as características da estrutura da rede de drenagem de uma bacia e pode ser interpretada para mostrar o comportamento da bacia a eventos de chuva.

O tempo para que uma determinada área contribua para a exutória da bacia é expresso por:

$$t_c = \sum_{i=1}^N \frac{l_i}{RV} \tan \beta_i \quad (18)$$

Em que:

l_i : comprimento (m) do segmento do escoamento com declividade igual a $\tan \beta_i$;

N: numero de segmentos;

RV: velocidade no canal da sub-bacia (m/h).

Esta relação é baseada no modelo da onda cinemática que considera o escoamento uniforme. Segundo Beven e Kirkby (1979) e citado por Silva (2005), esta relação linear é satisfatória para bacias menores que 1.000 km².

4.3.5. Composição do Hidrograma

De acordo com Silva (2005), para computar o escoamento total, é necessário obter a somatória dos fluxos de cada um dos escoamentos descritos até o momento, desta forma, o escoamento subsuperficial total é:

$$Q_b = \sum_{i=1}^N q_b l_i \quad (19)$$

Em que:

l_i : comprimento do trecho de cada canal i ;

N : número de canais.

Substituindo [6] em [19]

$$Q_b = \sum_{i=1}^N l_i T_0 e^{-(S_i|m)} \tan(\beta_i) \quad (20)$$

Combinando [9] e [12] temos:

$$S_i = S + m(\bar{\lambda} - \lambda_i) \quad (21)$$

Substituindo [20] em [21]:

$$Q_b = \sum_{i=1}^N l_i T_0 e^{-(\bar{\lambda} \lambda_i \bar{S}|m)} \tan \beta_i \quad (22)$$

Ou para toda a área:

$$Q_b = \sum_{i=1}^N a_i l_i e^{\ln(T_0)} e^{-[(\bar{S}|m) - \bar{\lambda}]} \quad (21)$$

Em que:

$\sum_{i=1}^N a_i l_i$ é a área de contribuição total da bacia (A), a equação (21) fica:

$$Q_b = A e^{\ln(T_0)} e^{-\bar{\lambda}} e^{-(\bar{S}|m)} \quad (22)$$

A taxa de recarga da zona saturada é dada por:

$$Q_v = \sum_{i=1}^N q_{vi} a_i \quad (23)$$

O escoamento superficial total é computado a partir das regiões que se encontram em situação de saturação:

$$Q_{of} = \sum_{i=1}^N r_i a_{SATi} \quad (24)$$

Como a precipitação é considerada constante para toda a bacia, a equação (24) pode ser escrita como:

$$Q_{of} = r_i \sum_{i=1}^N a_{SATi} \quad (25)$$

Em que:

r_i é a intensidade da precipitação e;

a_{SATi} é a área saturada.

4.4. Dados de entrada do modelo

Na metodologia de cálculo do TOPMODEL, o balanço de água em todas as zonas é feito num *loop* computacional externo, que tem como passo de avanço o intervalo de tempo, que para este trabalho foi considerado 24 horas. Para cada intervalo de tempo o modelo lê nos arquivos de dados os valores de precipitação e de evapotranspiração. Num segundo *loop* interno ao primeiro, referente às classes de áreas com declividades iguais, calcula o balanço de água verificando se ocorreu a saturação da superfície e, portanto, se houve a geração de escoamento superficial. Neste momento, além das informações sobre precipitação e evapotranspiração no intervalo de tempo, o modelo requer as informações sobre a distribuição das frações da área total da bacia e seus respectivos valores de declividade expressos como índice topográfico de Kirkby e Beven.

4.4.1. Medidas hidrometeorológicas

4.4.1.1. Medidas meteorológicas

As torres meteorológicas foram instaladas no interior da MPD e por questões de segurança foi instalado os dados da Estação Meteorológica Cocais, pertencente a empresa Cenibra, distante 10 km da área experimental,

Cada estação possui sensores meteorológicos (precipitação, temperatura e umidade relativa do ar, velocidade do vento e radiância solar) instalados. Estes sensores estão conectados a um *Datalogger* CR1000 para realizar armazenamento dos dados coletados.

As medidas meteorológicas foram realizadas em integrais de 5 minutos, fornecendo os totais precipitado, de radiância solar e as médias de temperatura e umidade relativa do ar e de velocidade do vento. Todo o sistema de registro de dados foi alimentado por um painel solar conectado a uma bateria de 700 mA e 12V.

4.4.1.2. Evapotranspiração potencial

A evapotranspiração potencial foi estimada pela equação original de Penman-Monteith:

$$\lambda T = \frac{s(Rn-G) + M \rho_a c_p DPV / \left(\frac{208}{v}\right)}{s + \gamma(1 + 0,34v)} \quad (26)$$

Em que:

T: transpiração (mm h^{-1});

s: declividade da curva de pressão de saturação do ar à temperatura do ar t ($\text{kPa}^\circ\text{C}^{-1}$);

R_n : balanço de radiação ($\text{MJ m}^{-2} \text{h}^{-1}$);

G: fluxo de calor no solo ($\text{MJ m}^{-2} \text{h}^{-1}$);

M: fator de ajuste de escala de tempo (3.600 s h^{-1} para inputs de dados horários);

ρ_a : densidade média do ar (Kg m^{-3});

c_p : calor específico do ar ($\text{MJ Kg}^{-1} \text{C}^{-1}$);

λ : calor latente de evaporação (MJ Kg^{-1});

DPV, kPa e γ : constante psicométrica ($\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$);

v: velocidade do vento a dois metros de altura (m s^{-1}).

4.4.1.3. Evapotranspiração real

A relação entre a evapotranspiração real da cultura ou vegetação (ETr) e a evapotranspiração de referência (ETo) de determinada área, pode ser representada pela seguinte equação (Bernardo, 1995):

$$ETr = ETo \cdot Kc \cdot Ks \quad (32)$$

Em que:

Kc - coeficiente da vegetação ou da cultura;

Ks - coeficiente que depende da umidade do solo.

Os valores do coeficiente da cultura (Kc) são normalmente conhecidos para culturas irrigadas; entretanto, para vegetação natural, onde as plantas se encontram plenamente desenvolvidas, isto é, em perfeito equilíbrio entre o crescimento e a senescência, não faz sentido a adoção de um Kc variável; por tal razão, adotou-se o valor unitário para este parâmetro. Ado-

tou-se neste estudo K_c igual a 1,04 para o eucalipto, valor determinado por Facco (2004) em um estudo conduzido na região subtropical de altitude (800 m), onde este monitorou a variação da umidade do solo na camada das raízes. E para a pastagem adotou-se o K_c igual a 0,85 (Pereira, 1997).

Neste trabalho, foram efetuadas simulações da evapotranspiração real utilizando-se, para o cálculo de K_s , os métodos propostos por Bernardo (1995). Considera que o parâmetro K_s tem um valor máximo unitário correspondente à capacidade de campo, com uma queda em proporções logarítmicas entre os limites capacidade de campo e ponto de murcha permanente.

Para o método de Bernardo (1995) o parâmetro K_s é dado por:

$$K_s = \frac{\ln((UA-PM)+1)}{\ln((CC-PM)+1)} = \frac{\ln(LAA+1)}{\ln(CTA+1)} \quad (33)$$

Em que:

CC – teor de umidade do solo na capacidade de campo em mm de água;

PM – teor de umidade do solo no ponto de murchamento em mm de água;

UA – teor de umidade atual do solo em mm de água;

LAA – lâmina atual de água no solo em mm de água;

CTA – capacidade total de água no solo em mm de água.

4.4.2. Medidas hidrológicas

Foram construídas 2 barragens com vertedouro triangular, com abertura de 90° para ambas as bacias. A medida da vazão do curso d'água foi realizada com o auxílio de um lini-grafo do tipo Thalimedes da marca OTT. As medidas de carga hidráulica (altura da lâmina d'água) foram armazenadas a cada 5 minutos. Posteriormente, em laboratório, os valores foram convertidos em Vazão (Q) a partir da seguinte equação:

Vertedouro de 90°

$$Q = 1,4H^{\left(\frac{5}{2}\right)} \quad (34)$$

Em que:

Q = vazão em $L s^{-1}$;

H = altura da lâmina d'água medida a partir do vértice do triângulo, em metros (m).

4.5. Indicadores hidrológicos

4.5.1. Indicador de disponibilidade hídrica (%)

É estabelecido pela relação entre a vazão mínima Q_{min} e a vazão média Q_{med} no ciclo sazonal (anual), ou seja, é o percentual que a vazão mínima verificada em um mês específico representa da vazão média. É calculado pela seguinte expressão:

$$DH = \frac{Q_{min}}{Q_{med}} \times 100 \quad (35)$$

Em que:

$DH =$ Indicador de disponibilidade hídrica

$Q_{min} =$ Vazão mínimo

$Q_{med} =$ Vazão média

4.5.2. Indicador de geração de escoamento (%)

É estabelecido pela relação entre a vazão média Q_{medio} e a precipitação total P_{Total} nos diferentes meses estudados. Trata-se do percentual da chuva que se converte em escoamento. Indica o grau de infiltração, amortecimento, reserva ou captações de água na bacia

$$IE = \frac{Q_{medio}}{P_{Total}} \times 100 \quad (36)$$

Em que:

$IE =$ Indicador de escoamento

$Q_{medio} =$ Vazão medio

$P_{Total} =$ Precipitação total

4.6. Modelo digital de elevação

O modelo digital de elevação utilizado foi baseado em dados da Shuttle Radar Topography Mission – SRTM versão 3, em resolução de 30 m, tratado para remoção da influência da vegetação e preenchimento de discontinuidades (conhecidas como sinks) que poderiam trazer problemas na geração do mapa de direções de fluxo. O modelo digital de elevação foi interpolado em topo raster para a resolução 2 x 2 metros.

Nestes MDE foram extraídas as informações relativas à hidrografia e à topografia (declividades e índice topográfico).

4.7. Parâmetros

Para aplicação do TOPMODEL são requeridos os parâmetros (Quadro 4) relacionados à área de estudo.

Quadro 4 - Parâmetros de entrada para o modelo.

PARÂMETRO	Descrição	UNIDADE
m	Armazenamento exponencial	m
ln_0	Transmissividade lateral saturada	m ² /h
t_d	Tempo de resposta da frente de umidade na zona não-saturada, em termos de déficit	h/m
CHV	Velocidade de propagação do escoamento no canal	km/h
RV	Velocidade de roteamento das sub-bacias	km/h
Sr_{max}	Déficit máximo da zona de raízes	m
Sr_0	Déficit inicial na zona de raízes	m
K_0	Condutividade hidráulica vertical média da superfície	m/h
HF	Frente de superfície úmida	m
DTH	Mudança do teor de umidade em toda frente de umedecimento	Adimensional

4.8. Modelagem do balanço hídrico

A modelagem dos componentes do balanço hídrico foi realizada nas MCE e MPD, durante o ano de 2014, na camada do solo correspondente à zona das raízes. No Quadro 5 citado por Almeida (2012), encontra-se os principais parâmetros utilizados na modelagem dos componentes do balanço hídrico de cada microbacia.

Quadro 5 - Valores dos parâmetros propostos por Almeida (2012) e utilizados no estudo de modelagem do balanço hídrico das bacias MCE e MPD

Parâmetro	Microbacias	
	Cocais (MCE)	Santa Cruz (MPD)
Cobertura de terra	Eucalipto	Pastagem
Coefficiente da cultura – Floresta Nativa	1,10	0,85
Profundidade do sistema radicular	2,5	0,7
Capacidade de campo (mm)	876	347
Ponto de murcha (mm)	573	181
Capacidade de água disponível no solo (mm)	303	166

O balanço hídrico, aqui entendido balanço hídrico superficial para uma região ou bacia hidrográfica pode ser escrito como (UNESCO, 1982):

$$\Delta S = P - ET_{bacia} - V + Q_i \quad (37)$$

Em que:

ΔS = água armazenada;

P = precipitação;

ET_{bacia} = evapotranspiração;

V = vazão;

Q_i = contribuição externa da bacia;

O modelo de balanço hídrico utilizado parte de algumas premissas, considerando fluxos de entrada e saída e a variação no estoque de água no solo. O pressuposto de não existência de falhas geológicas na microbacias, capazes de realizar trocas subterrâneas de água com outras áreas é verificado na simulação TOPMODEL.

O valor da ET_{bacia} foi calculado de forma homogênea para toda a bacia, consideração proposta para utilização do modelo TOPMODEL, e utilizada para a modelagem.

Para diminuir o erro presente do armazenamento de água no solo, foi utilizada a série histórica de 2012 a 2014. O balanço de água do TOPMODEL é referente ao déficit de armazenamento de água proposta pelo modelo.

4.9. Parametrização, calibração e simulação do TOPMODEL

A calibração de um modelo hidrológico é uma etapa fundamental e consiste na modificação dos parâmetros dentro de um intervalo aceitável, para que as simulações, razão da modelagem matemática, represente todos os extremos possíveis e suas variações em todo espectro do processo objeto do estudo. Calibração deve permitir que um modelo replique condições previamente conhecidas do processo natural (VIESSMAN e LEWIS, 2003).

Adotou-se para este trabalho, a técnica manual de calibração, conhecida também com tentativa e erro. Os resultados são comparados visualmente com valores de funções objetivo. Collischonn et. al. (2003) citam que em casos como este, onde o usuário já possui a experiência de calibrações seguidas em bacias diferentes, esta etapa se torna simples, rápida, e com funções multi-objetivo implícitas no processo, principalmente por saber os parâmetros de maior resposta dentro das características processual do fenômeno a ser previsto.

Mesmo existindo experiência dos limites de variação pelos modeladores, espera-se maior nível de incertezas no início das simulações coincidente com os primeiros dados e entrada da série temporal, devido ao desconhecimento das condições de contorno iniciais. As principais incertezas que envolvem a modelagem hidrológica refere-se à umidade inicial do solo e as capacidades máximas de armazenamento de água nos diferentes compartimentos da

matriz. Desta forma, justificou-se a utilização de um período de aquecimento do modelo para que se iniciasse a calibração, ficando as variáveis de estado livres de influência das condições iniciais (MELLO et al., 2008).

4.10. Estratégia para a calibração e simulação adotada

No presente trabalho, utilizou-se dados de entrada (parâmetros do modelo, precipitação e evapotranspiração potencial) para o período de 01/01/2012 a 17/04/2015, para atender às suposições da fundamentação teórica do modelo, com o objetivo de aumentar a probabilidade de que as variáveis do modelo tenham entrado em *stead-state*. É justificado o uso de série de múltiplos anos (ciclos sazonais) uma vez que se verifica as variações interanuais com valores mínimos diferentes entre os anos e longas simulações aumentam a chance do processo ter atravessado estados extremos de maior e menor armazenamento de água nos compartimentos e melhores ajustes nas previsões.

Múltiplas simulações foram realizadas, com ajuste nos parâmetros a cada ciclo. Foram ao total simulados 400 ciclos que permitiu a obtenção dos menores erros entre os valores de saída simulados e os dados observados disponíveis no intervalo de coincidência dos bancos.

A partir das simulações, foi selecionado o período de 28/03/2014 a 15/03/2014 para a MCE e o período de 01/01/2014 a 30/10/2014 para a calibração de onde se obteve os dados dos componentes do balanço hídrico para testar as hipóteses do estudo.

4.11. Método para avaliação do desempenho da modelagem

Para avaliar o desempenho do modelo na fase de calibração, foram utilizadas as seguintes estatísticas de precisão: coeficiente de Nash-Sutcliffe (C_{ns}) (NASH e SUTCLIFFE, 1970) e PBIAS (KUMAR, 2008).

O C_{ns} da equação (37) traduz a eficiência da aplicação do modelo para previsões mais acertadas das vazões de cheia.

$$C_{ns} = \frac{\sum(Q_{obs} - Q_{sim})^2}{\sum(Q_{obs} - \bar{Q}_{obs})^2} \quad (38)$$

Em que:

Q_{obs} = vazão observada;

Q_{sim} = vazão simulada;

\bar{Q}_{obs} = vazão média observada.

Silva et al. (2008), apresentam a seguinte classificação para este coeficiente:

$C_{ns} > 0,75$ o modelo é considerado bom;

$0,75 < C_{ns} < 0,36$ o modelo é considerado aceitável;

$C_{ns} < 0,36$ o modelo é considerado inaceitável.

O P_{BIAS} da equação (38) diz respeito ao percentual de viés das vazões simuladas em relação às observadas.

$$P_{BIAS} = \left(\frac{\bar{Q}_{sim} - \bar{Q}_{obs}}{\bar{Q}_{obs}} \right)^2 \times 100 \quad (39)$$

Em que:

Q_{sim} = vazão simulada;

\bar{Q}_{obs} = vazão média observada.

Quanto mais próximo de zero for o valor deste coeficiente melhor o modelo representará a realidade, ou seja, menor a tendência nas estimativas e, além disso, serve também como indicativo se o modelo é pobre em representatividade (MORIASI et al., 2007).

Liewet al. (2007) apresentaram a seguinte classificação:

$P_{BIAS} < 10\%$ o modelo é considerado muito bom;

$10\% < P_{BIAS} < 15\%$ o modelo é considerado bom;

$15\% < P_{BIAS} < 25\%$ o modelo é considerado satisfatório;

$P_{BIAS} > 25\%$ o modelo é considerado inadequado.

5. RESULTADO E DISCUSSÃO

5.1. Parâmetros de entrada do modelo

5.1.1. Modelagem do terreno

As características do relevo das microbacias estão apresentadas na Figura 6, que foram extraídas a partir do modelo digital de elevação (MDE) fornecido pelo satélite da Shuttle Radar Topography Mission – SRTM versão 3, em resolução de 30 m, tratado para remoção da influência da vegetação e preenchimento de discontinuidades. O modelo digital de elevação, cujos valores representam a altitude média de cada célula da superfície, foi reamostrado para uma resolução de 2x 2 metros para a interpolação.

Devido a MCE apresentar o levantamento topográfico do terreno, utilizou-se a carta confeccionada para realizar a modelagem de elevação do terreno. Entretanto, a MDP que não possui o levantamento em campo da modelagem da elevação, foi hidrologicamente consistida com imagens georreferenciadas.

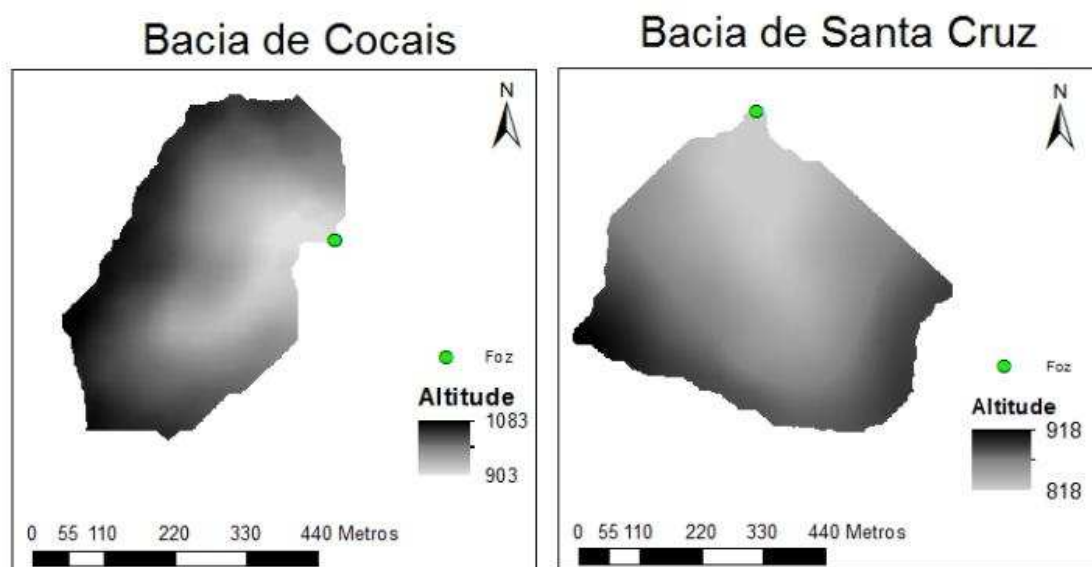


Figura 6 - Modelo digital de elevação das bacias de Cocais (MCE) e Santa Cruz (MPD). Projeção Datum SAD69, UTM – Zona 23S

No Quadro 6 das características do relevo, verifica-se que a Bacia de Cocais (MCE) está em maior altitude e apresenta uma maior amplitude altimétrica em relação à Bacia de Santa Cruz (MPD). A declividade média da MPD é menor que a MCE.

Quadro 6 - Característica do relevo das Microbacias

	Altitude máxima (m)	Altitude media (m)	Altitude mínima (m)	Amplitude altimétrica (m)	Declividade Média (%)
Bacia de Cocais (MCE)	1083	997	903	180	26,09
Bacia de Santa Cruz (MPD)	918	856	818	100	16,68

A partir do Mapa Digital de Elevação (MDE) foi projetado o mapa de declividade das bacias, conforme Figura 7, que serviu de base para a geração das classes de declividades, segundo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 1999).

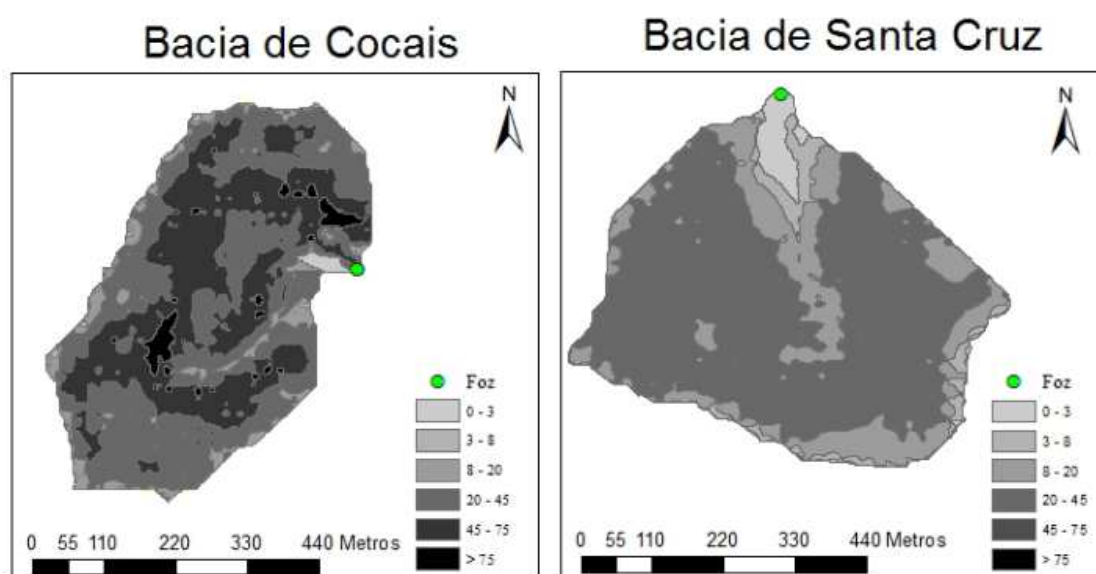


Figura 7 - Mapa da declividade das bacias de Cocais (MCE) e Santa Cruz (MPD). Projeção Datum SAD69, UTM – Zona 23S

O Quadro 7 evidencia a diferença de declividade apresentado pelas duas bacias, sendo encontrada uma declividade média de 26,09% para a MCE e 16,68% para a MPD. Estas distinções são empregadas para prover informações sobre a praticabilidade de emprego de equipamentos agrícolas, principalmente os mecanizados e facilitar inferências sobre a suscetibilidade dos solos à erosão.

Quadro 7 - Classes de declividade e tipo de relevo da microbacia.

Classe de declividade	Tipo de Relevo	MCE		MPD	
		Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)
0 - 3 %	Plano	0,34	0,94	0,76	3,37
3 - 8 %	Suavemente Ondulado	0,35	0,98	1,12	4,94

Classe de declividade	Tipo de Relevo	MCE		MPD	
		Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)
8 - 20 %	Ondulado	2,82	7,83	5,16	22,77
20 - 45 %	Fortemente Ondulado	18,52	47,62	15,63	68,92
45 - 75 %	Montanhoso	15,90	40,32	0,00	0,00
> 75 %	Escarpado ou fortemente montanhoso	1,53	3,24	0,00	0,00

Fonte: EMBRAPA, 1999.

Aproximadamente 87% da área inserida a MCE apresentam declividade entre 20 a 75%, com tipo de relevo fortemente ondulado a montanhoso. Já para a MPD foi encontrado 91,69 % da área inserida entre as declividades de 8% a 45%, caracterizando o tipo de relevo entre ondulado e fortemente ondulado, não sendo encontrada declividade maior que 45%.

A declividade tem uma relação importante com os parâmetros hidrológicos, tais como: a infiltração da água, a umidade do solo, a regulação do tempo do escoamento superficial e a concentração da água das chuvas no canal principal. Quanto maior for a declividade, maior será sua relação com os processos erosivos do solo, devendo ter maiores cuidados com as práticas de conservação de solo e água da microbacia.

Devido a características de declividade do relevo das bacias, podemos afirmar que a MCE apresenta maior favorecimento aos processos de escoamento superficial e erosivo em comparação com a MPD.

5.1.2. Índice topográfico

O índice topográfico é a principal característica do TOPMODEL, sendo um índice dinâmico de escoamento, que possibilita realizar uma previsão da formação de superfícies saturadas a partir das quais ocorrerá o escoamento superficial. É calculado com a relação entre a área drenada pelo tamanho de célula escolhida da bacia e a declividade local do terreno.

De modo geral, representa as características geomorfológicas da bacia, mostrando grande similaridade com as feições topográficas. Nas Figuras 8 A e 8 B pode se verificar a distribuição espacial e nas Figuras 9 A e 9 B o histograma do índice topográfico da bacia MCE e MPD, respectivamente. Os valores mais altos de índices topográficos foram encontrados em elementos associados à rede de drenagem e/ou a depressões do terreno, enquanto que os menores valores foram encontrados em regiões com declive mais acentuado e junto aos divisores de água.

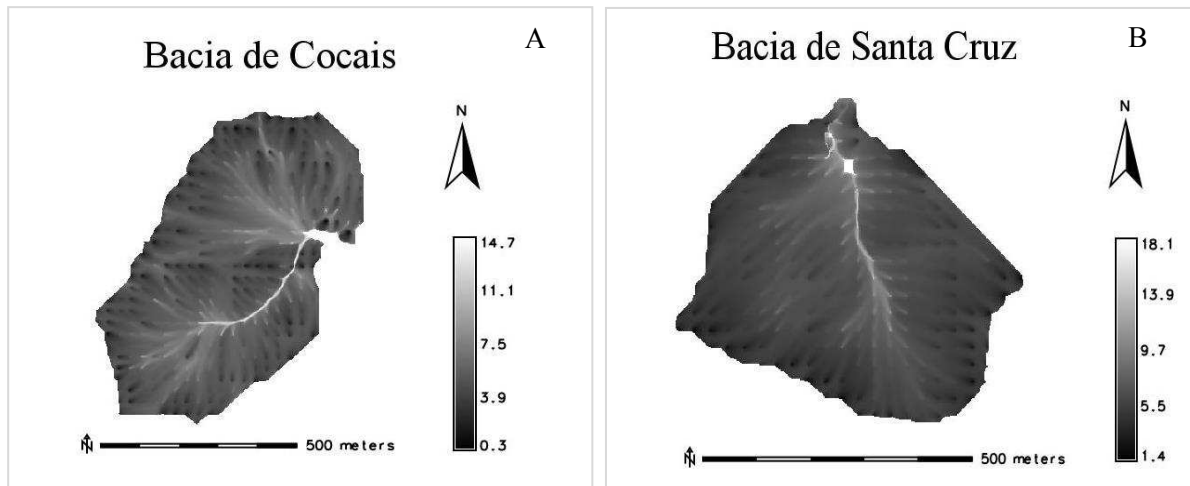


Figura 8 - Índice Topográfico para as bacias de Cocais (MCE) e Santa Cruz (MPD)

Na distribuição dos valores do índice topográfico (Figura 9), observa-se que na bacia hidrográfica MCE predominam áreas com índice topográfico entre 4 e 6 e para a MPD valores entre 5 e 7. Estes valores são aproximadamente iguais aos obtidos por Ferreira (2004) para a bacia do Ribeirão dos Marins/SP (6 a 9) de 5907 ha de área, Xavier (2002) para a sub-bacia do Rio Iguazu/RJ (5 a 9) de 253 ha de área e Santos (2001) para a bacia do Rio Pequeno/PR (5 a 8) de 134 de área.

Conforme apresentado na análise do modelo digital de elevação, verifica-se que estão associados os menores valores ao índice topográfico da MCE em comparação com a MPD, indicando maior declividade do terreno.

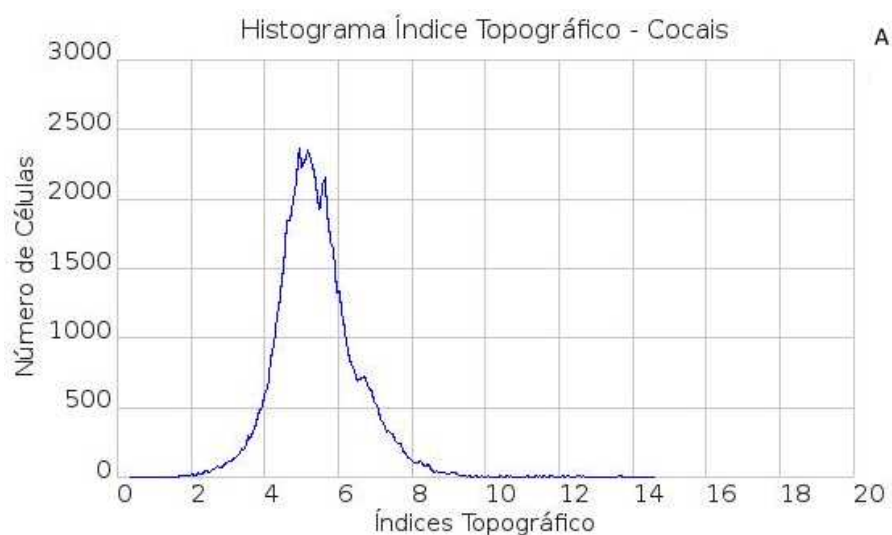




Figura 9 - Distribuição do índice topográfico das bacias de Cocais (A) e Santa Cruz (B)

Para a análise de cálculo do TOPMODEL, o perfil encontrado para a superfície do terreno é considerado igual ao perfil da sub-superfície da camada impermeável. Portanto, a velocidade de escoamento da zona saturada será maior para a bacia MCE, por apresentar índices com valores mais baixos que bacia a MPD.

5.1.3. Precipitação

Dividindo-se o ano em dois períodos iguais (seis meses) de maior e menor disponibilidade hídrica, verifica-se que as duas localidades (microbacia hidrográficas) estudadas apresentam uma estação chuvosa entre os meses de outubro e março e período de estiagem entre os meses de abril e setembro. O total anual de chuva observado em 2014 e a médio dos últimos 7 anos para as bacias MCE e MPD foram, respectivamente, de 1217 mm e 1230 mm e de 897 mm e 913 mm.

De acordo com a Figura 10, observa-se que nas duas bacias de estudo, a precipitação observada foi próxima da precipitação esperada. Sendo registrado 98,9 % da chuva esperada para a região de Cocais (MCE) e 98,2% da chuva para a região de Santa Cruz (MPD).

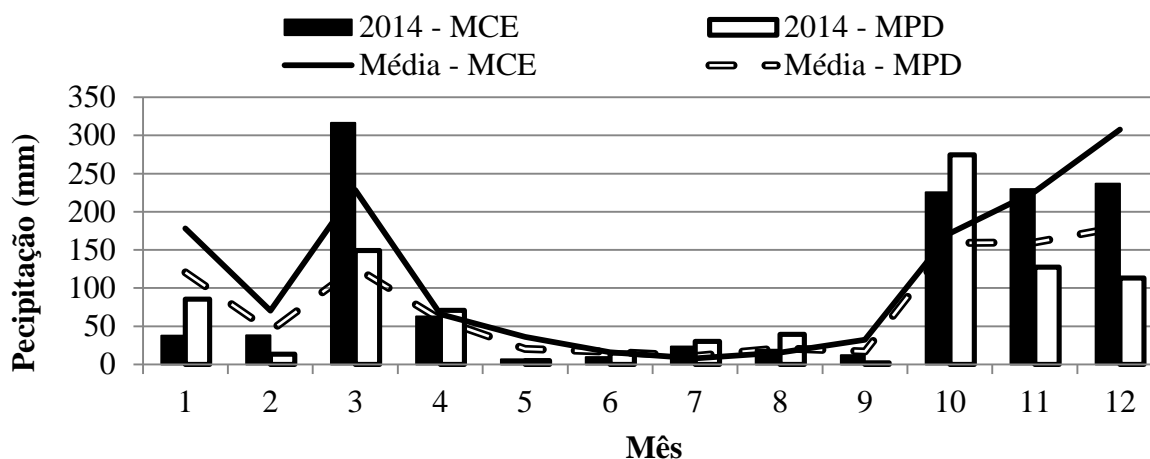


Figura 10 - Precipitação média para o ano de 2014 das bacias de Cocais MCE e Santa Cruz MPD

Os primeiros meses de 2014, que compreende parte da estação chuvosa para a região, a precipitação ficou abaixo do esperado. . Em janeiro e fevereiro, a precipitação foi de apenas 21,1% e 54% para a MCE e 70,9% e 30,8% para a MPD do total esperado em relação à média histórica. Entretanto, em março foi registrado maiores precipitações em relação ao esperado, ocorrendo 38,4 % a mais de chuva para a MCE e 17,3 % a mais de chuva para a MPD. Abril se caracteriza como o mês que encerra a estação chuvosa e entre os meses de junho a setembro as duas regiões passa por um período de estiagem.

O mês de outubro corresponde ao início da estação chuvosa para a região, sendo registrado maiores precipitações, 131,2 % na MCE e 172,6% na MPD comparado com a media histórica. Os meses de novembro e dezembro também registram altos valores de precipitação, entretanto, a MPD registrou valor menores que o esperado para estes meses, enquanto a MCE registrou o esperado para novembro e ficou abaixo da media em dezembro.

5.1.4. Evapotranspiração

A variação estimada da evapotranspiração real das microbacias de eucalipto (MCE) e da pastagem (MPD) pode ser visualizada na Figura 11.

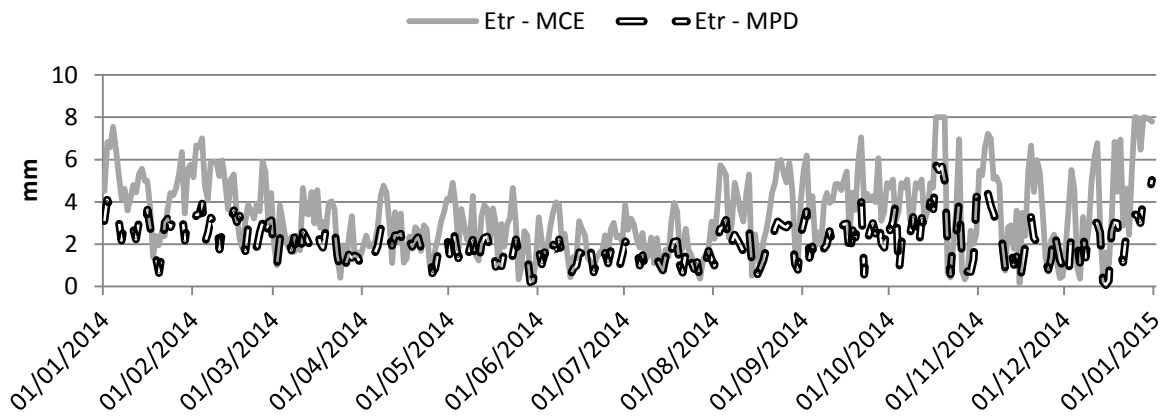


Figura 11 – Variação da evapotranspiração real média diária para um ciclo sazonal referente ao período de medidas dos dados observacionais do estudo

Foi encontrado em média uma evapotranspiração de $2,15 \text{ mm dia}^{-1}$ de água para a cultura com plantio de eucalipto, enquanto a média para a cultura de pastagem foi de $0,95 \text{ mm dia}^{-1}$. Estes valores são próximos dos valores encontrados por ALMEIDA (2012) de $2,68 \text{ mm dia}^{-1}$ para eucalipto em Cocais–MG, e ALENCAR et al. (2009) de $1,5 \text{ mm dia}^{-1}$ para pastagem na região de Governador Valadares e ALMEIDA (2012) de $1,48 \text{ mm dia}^{-1}$.

De acordo com o Quadro 8, Menezes et al. (2011), que realizou estudos de evapotranspiração via imagens Landsat 5, extrapolou o valor médio de evapotranspiração real horária para cálculo da média diária, subestimando o valor de ETr por considerar o valor médio calculado com imagem de satélite e dados meteorológicos para o momento da passagem sobre a área de estudo.

Portanto, para o ano de 2014, correspondente ao período de estudo, foi verificado uma evapotranspiração real de 784 mm ano^{-1} para a MCE e 344 mm ano^{-1} para a MPD, valores subestimados de (ALMEIDA (2012) que encontrou para o ano de 2010 valores de evapotranspiração de 981 mm ano^{-1} para a MCE e 542 mm ano^{-1} para a MPD.

Quadro 8 - Comparativa de valores de evapotranspiração estimados para a pastagem e o eucalipto.

Cultura	Evapotranspiração			Local	Referência
	Mínimo	Máximo	Médio		
Eucalipto	2,4 mm dia ⁻¹	8,6 mm dia ⁻¹	-	-	Dye (1987)
	2,9 mm dia ⁻¹	3,4 mm dia ⁻¹	-	Belo Oriente, MG	Facco (2004)
	8,6 mm dia ⁻¹	10 mm dia ⁻¹	-	Belo Oriente, MG	Sacramento Neto (2001)
	0,9 mm dia ⁻¹	4,61 mm dia ⁻¹	-	Santa Barbara, MG	Leite et al. (1999)
	1,1 mm dia ⁻¹	5,8 mm dia ⁻¹	-	-	Soares et al. (2001)
	1,0 mm dia ⁻¹	8,0 mm dia ⁻¹	-	Ribeirão Preto, SP	Tatsch (2006)

Cultura	Evapotranspiração			Local	Referência
	Mínimo	Máximo	Médio		
Eucalipto	-	-	6,7 mm dia ⁻¹	Santa Barbara, MG	Menezes et al.(2011)
	-	-	2,1 mmdia ⁻¹	Ganhães, MG	Souza et al. (2006)
	-	-	2,0 mm dia ⁻¹	Nova Era, MG	Alencar et al. (2009)
	0,6 mm dia ⁻¹	4,78 mm dia ⁻¹	2,9 mm dia ⁻¹	Cocais, MG	Almeida (2012)
	2,3 mm dia ⁻¹	5,0 mm dia ⁻¹	4,5 mm dia ⁻¹	Rio Negrinho, RS	Udaet al. (2013)
Pastagem	-	-	1,5 mm dia ⁻¹	Governador Valadares, MG	Alencar et al. (2009)
	-	-	0,7 mm dia ⁻¹	Cocais, MG	Almeida (2012)
	0,7 mm dia ⁻¹	4,1 mm dia ⁻¹	3,4 mm dia ⁻¹	Rio Negrinho, RS	Udaet al. (2013)

5.2. Estudo das vazões

5.2.1. Variáveis fluviométricas

A variação dos valores de vazão média específica Q_{med} para as microbacia foi de 0,8 a 1,8 e de 0,8 a 4,8 mm dia⁻¹, respectivamente, para as com uso de eucalipto e de pastagem. Verifica-se coeficiente de variação (CV) da vazão média de 28,53% para a bacia MCE e 62,66 % para a bacia MPD. Isso indica que, mesmo em região de altitude na Bacia do Rio Doce onde se espera um melhor estado da cobertura do solo pelas pastagens em decorrência à menor demanda evapotranspirativa, a cobertura de pastagem impõe aos fluxos gerados pelas chuvas uma predominância no componente superficial em detrimento do subsuperficial (Figura 12 A).

Esse fato é corroborado pelas diferenças também observadas na variação sazonal das vazões específicas máximas medidas nas duas microbacias (Figura 12 B) e, portanto, entre as coberturas do solo, comparadas no estudo. Na MCE verifica-se que os valores de Q_{max} variaram entre 0,85 e 3,07 mm dia⁻¹. Na MCE os valores Q_{max} variaram entre 0,97 e 28,93 mm dia-1, com coeficiente de variação de 43,36% o que representa 1/3 do observado na MPD. Por fim, restam analisar comparativamente as vazões específicas mínimas Q_{min} para as duas unidades hidrográficas apresentada na figura 9c. Verifica-se que os valores de Q_{min} para a MCE variaram entre 0,73 a 1,3 mm dia-1, enquanto o para MPD entre 0,55 a 2,21 mm dia-1.

Embora, de maneira geral, os dados acima apresentados corroborem a melhor regularização da vazão pela cobertura de eucalipto em relação à pastagem, é notório que a grandeza dos valores de vazão mínima nas duas microbacias é da mesma ordem de grandeza, sendo a vazão mais constante e com menor variação entre os meses (Figura 12 C).

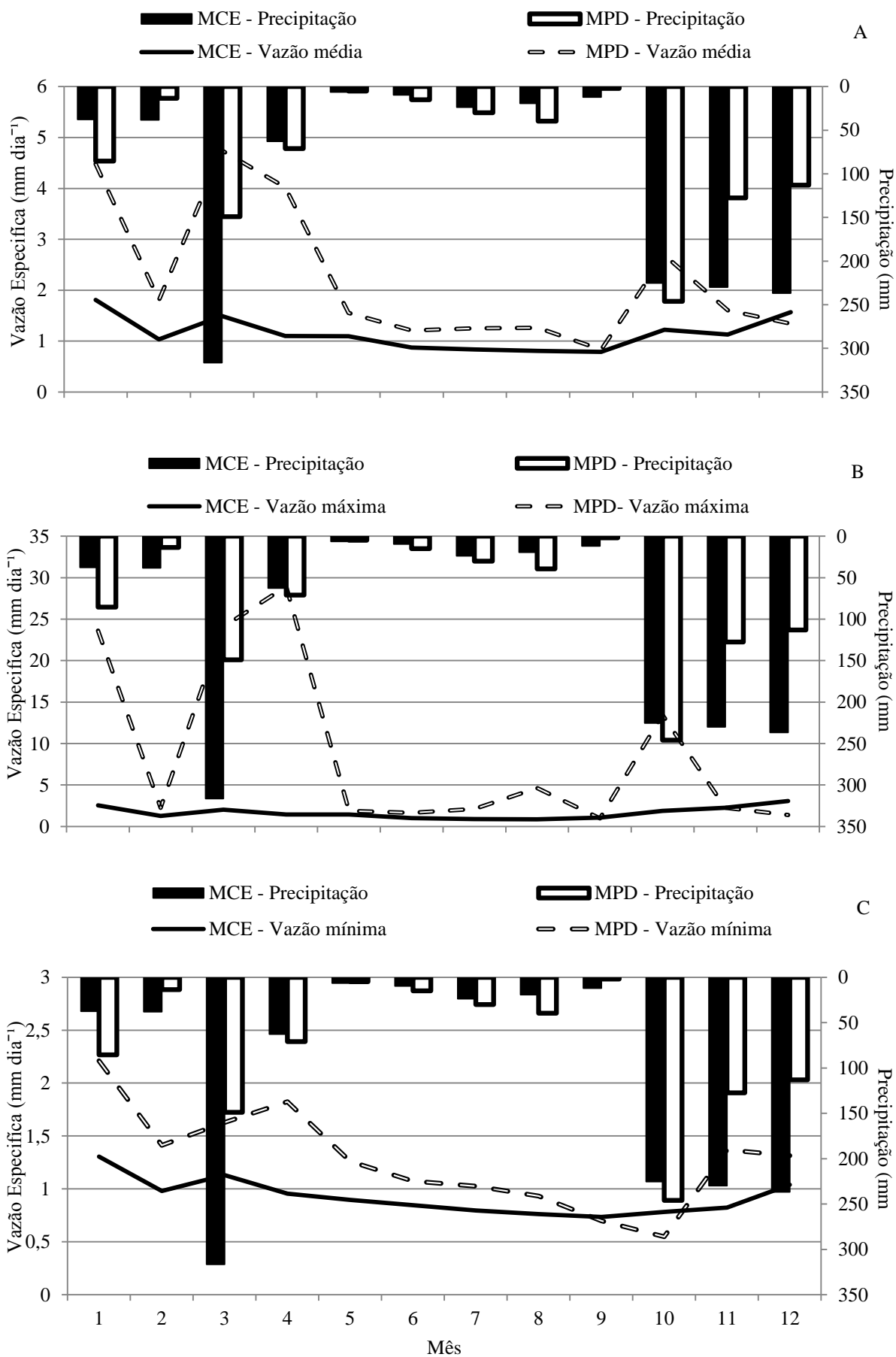


Figura 12 - Distribuição de vazões específicas médias (A), máximas (B) e mínimas (C) mensais no decorrer do ano de 2014, registras por Thalimedes pertencente às estações das bacias de Cocais (MCE) e Santa Cruz (MPD).

Alguns fatos podem ajudar entender estas aparentes ambiguidades sendo destacados os seguintes pontos:

- 1) Fato do escoamento superficial alto devido a eventos muito intensos, retirem água mais rapidamente na pastagem e gerando pouco acúmulo na zona saturada, e
- 2) Devido a MPD ter tido menor quantidade de chuva que MCE e não tenha sido suficiente para carregar no mesmo nível o lençol freático, sendo a represa reguladora da vazão.

De forma geral, o plantio florestal, mostrou-se um importante regulador de vazão, mantendo o fluxo contínuo e praticamente homogêneo durante todo o ano. O seu sistema radicular favorece a infiltração da água no solo, o que proporciona sua maior permanência na microbacia hidrográfica.

Consequentemente com o aumento da infiltração há uma redução do escoamento superficial, e dos impactos por ele causado quando os fluxos são direcionados via superfície do solo, além de estocar maior quantidade de água no lençol freático, zona satura da unidade hidrográfica, aumenta também o tempo em que a água permanece no sistema, já que o escoamento base é menos efetivo no tempo do transporte pela água sofrer maior resistência ao migrar pelos espaços, principalmente nos macroporos da estrutura do solo, até que toda massa e energia sejam zeradas no processo completo.

5.2.2. Resposta hidrológica

A resposta hidrológica foi obtida através do estudo dos indicadores hidrológicos relacionadas à precipitação e a vazão média emínima. O estudo fornece à possibilidade de avaliar as variações quantitativas a dinâmica de água na bacia e, correlacionando-as com as variações na precipitação.

5.2.2.1. Indicador de geração de escoamento

Por consistir em um parâmetro que reflete a produção de água na bacia, porém normalizado para a influência da precipitação, a resposta hidrológica fornece a possibilidade de avaliar as variações quantitativas de água na bacia e sua dinâmica, independente das variações na precipitação.

Estabelecendo a relação das vazões média e a precipitação total entre os meses de estudo de janeiro a dezembro, foi possível encontrar o percentual de chuva que se converte em escoamento, sendo indicado o grau de infiltração, amortecimento, reserva e captação de água

na bacia, Figura 13.

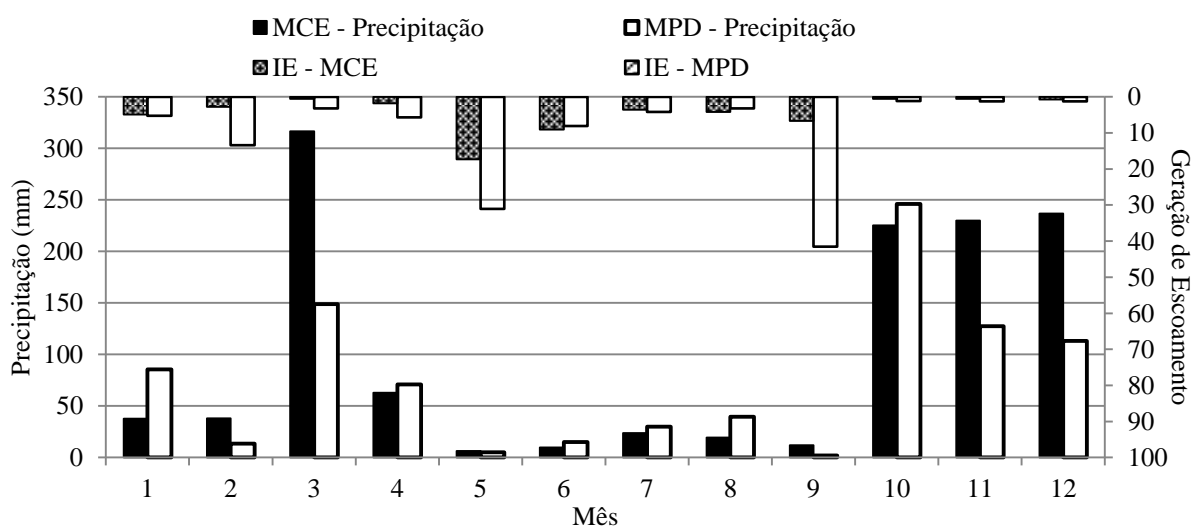


Figura 13 - Índices de Escoamento (I.E.) das microbacias

A geração de escoamento dado pelo índice I.E. permite avaliar a capacidade de produção de água nas microbacia. Valores altos deste índice indicam que a maior parte da chuva consegue verter para o curso d'água. Deve-se ter cuidado na interpretação desta informação, pois altas vazões podem indicar baixo tempo de residência da água na bacia e problemas de conservação do solo.

5.2.2.2. Indicador de Disponibilidade Hídrica (D.H.)

Este índice permite inferir sobre o grau de regularização da vazão. Valores reduzidos de D.H indicam que a produção de água é irregular na bacia hidrográfica, podendo haver períodos críticos de seca e períodos com abundância de água. Microbacias com maiores valores de D.H são desejáveis, conforme encontrado na MCE comparada com a MPD, uma vez que o suprimento de água é mais constante ao longo do ano.

No entanto, locais onde se verifica alta sazonalidade das chuvas, ou seja, períodos secos pronunciados apresentam baixos valores de D.H. Necessariamente essa condição não indica uso excessivo da água, ou seja, alta deriva, mas pode se tratar de uma característica natural da região, Figura 14.

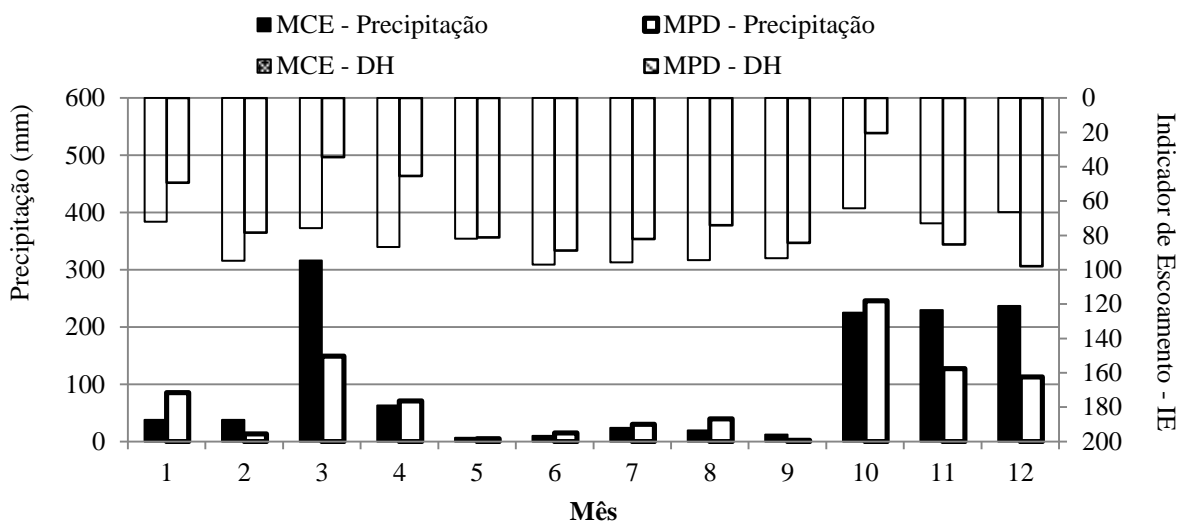


Figura 14 – Indicador de Disponibilidade Hídrica (D.H.) das microbacias.

Comparando as duas bacias, verifica-se que a formação de maior cobertura vegetal pela MCE, favorece a regularização de água na bacia. Quando maior for a amplitude verificada entre a vazão mínima e a máxima, menor será a disponibilidade hídrica.

A MPD apresentou alto CV (36%) em comparação a MCE (15%), indicando que para o plantio de eucalipto a geração do escoamento é menor e constante comparado com a pastagem.

5.3. Calibração do modelo hidrológico

A prática de calibração com otimização automática não é encorajada pelos autores do TOPMODEL, devido à inexistência de um único conjunto de valores ótimos dos parâmetros (Schuler et al., 2000).

A calibração do modelo consistiu em determinar a combinação de valores dos parâmetros que melhor reconstitui o hidrograma observado na saída da bacia. O estudo de sensibilidade realizado por VARELLA (1998) indicou que os parâmetros, m e t_0 são os que mais influenciam nos resultados produzidos pelo modelo, ou seja, vazão específica de pico, volume total de água e na forma do hidrograma na seção de saída da bacia.

VARELLA (1998); XAVIER (2002) e VESTENA (2008), realizaram a análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo, observando a variação dos valores de coeficiente de Nash e Sutcliffe e das correlações das vazões e volumes relativos modelados e observado. Os maiores valores de Nash, indicam melhores valores dos parâmetros testados. Entretanto deve considerar que esta metodologia não garante o melhor ajuste do modelo, pois a análise de sensibilidade envolvida considera o efeito isolado de cada parâmetro (Xavier, 2002), contudo

auxilia por referendar o melhor ponto de cada parâmetro a partir do qual é possível se estabelecer um intervalo de variação facilitando o ajuste global dos parâmetros.

As características do solo constituem um dos aspectos mais importantes na simulação das vazões de uma bacia. No modelo TOPMODEL os solos são considerados homogêneos em toda a bacia e os parâmetros simulam as condições gerais da circulação da água nos solos.

BEVEN et al. (1994), através de diversos experimentos aplicando o modelo TOPMODEL, encontraram conjunto de parâmetros a ser estimado para cada formulação do modelo. Neste estudo foram utilizados 11 parâmetros, que constituíram um arquivo de entrada formato `dat($params.dat)`. Entre estes parâmetros, o valor da vazão inicial e informado (INFEX) para o tempo igual a 0 ou 1, que solicita ao programa o acionamento do módulo de cálculo de escoamento superficial por excesso de infiltração (Quadro 9).

Quadro 9 - Valores dos parâmetros, encontrados na calibração do modelo.

PARÂMETRO	DESCRIÇÃO	VALOR MCE	VALOR MPD	UNIDADE
<i>m</i>	Condutividade saturada do solo	0,040	0,008	m
$\ln T_0$	Transmissividade lateral saturada do solo	0,005	0,005	m^2h^{-1}
<i>t d</i>	Permanência na zona não saturada por unidade de déficit	50,00	50,00	$m h^{-1}$
<i>CHV</i>	Velocidade canal principal	1,000	1,000	kmh^{-1}
<i>RV</i>	Velocidade sub canais	1,000	1,000	kmh^{-1}
<i>Srmax</i>	Déficit máximo de armazenamento na zona das raízes	0,050	0,050	m
<i>Sr₀</i>	Déficit inicial de armazenamento na zona das raízes	0,002	0,002	m
<i>k₀</i>	Condutividade hidráulica	1,00; 1,65	1,00; 0,50	$m h^{-1}$
<i>HF</i>	Valor de sucção na frente de molhamento	0,020	0,020	m
<i>DTH</i>	Varição de água na frente de molhamento	0,100	0,100	Adimensional

De acordo com VARELLA (1998) os parâmetros *k₀* condutividade hidráulica de saturação da superfície do solo; *HF* valor de sucção na frente de molhamento; e *DTH* variação do conteúdo de água na frente de molhamento são utilizados no bloco do programa onde é feito o cálculo de escoamento superficial hidráulica de saturação da superfície do solo, indicando que provavelmente não se verificará a formação de escoamento superficial por este mecanismo, uma vez que os valores de intensidade de precipitação são muito menores que os valores de condutividade hidráulica. Nestas condições, estes parâmetros não apresentam

influência significativa nos resultados dos calculados. Desta forma, foram utilizados os valores de $k_0 = 1,0$ m/h; $HF = 0,02$ m; e $DTH = 0,1$ sendo os mesmos indicados por BEVEN et al. (1994).

Ainda citando VARELLA (1998), o parâmetro Sr_0 é base de entrada para início dos cálculos dos processos do modelo, que considera um valor único para toda a bacia. É a variável que indica o déficit de armazenamento na zona das raízes. Devido à influência nos resultados ser insignificante, foi utilizado o valor de $0,002$ m, os mesmo valores de BEVEN et al. (1994). Já para o parâmetro t_d , tempo de permanência na zona não saturada por unidade de déficit, é emprego no calculo do fluxo vertical da zona não saturada, indicando a capacidade de retenção de água. Utilizou o valor de 50 h/m, também empregados no estudo de BEVEN et al. (1994) e por MINE e CLARKE (1996).

Convém lembrar que os valores dos parâmetros dependem da resolução espacial do modelo numérico do terreno e para a grade considerada (2×2) encontrando um par de valores de m e T_0 que calibram o modelo. Assim, foi usando os valores dos demais parâmetros fixos que não apresentamsensibilidade significativa de acordo com de BEVEN et al. (1994), para a série histórica e o índice topográfico selecionado, o modelo foi rodado mantendo fixo o valor de $\ln T_0$ e variando m de $0,1$ a $0,005$, resultando em um total de 20 valores de m para cada valor de $\ln T_0$ testado. A quantidade de valores de transmissividade testada variou de $0,5$ a $0,001$. Desta forma, foram gerados 400 testes para avaliação da resposta dos parâmetros em relação ao histograma dos dados observados de vazão.

Pelas considerações de SAULNIER (1996), um valor elevado do parâmetro m indica um perfil mais condutor de água, enquanto que valores inferiores estão associados a uma menor condutividade no perfil do solo. Neste caso, quando se faz a comparação com valores estimados pelos autores RANZINI (2002) e COELHO (2003), os solos das bacias MCE ($0,04$ m) e MPD ($0,008$ m) indicaram perfis sendo maiores condutores de água.

O valor da transmissividade lateral saturada do solo representa a integral da condutividade hidráulica do solo ao longo do perfil. Os valores calculados para bacia foi de $0,005$ m^2h^{-1} para ambas as bacias estudadas, valores bem inferiores aos observados por RENNÓ e SOARES (2003) para argissolos e latossolos sob condições de pastagem e floresta respectivamente, em uma sub-bacia localizada no curso superior do rio Corumbataí pertencente à bacia do Piracicaba-SP.

SAULNIER (1996) alerta que normalmente se considera a condutividade vertical idêntica à condutividade horizontal (lateral), ou seja, se admite a isotropia dos solos. Entretanto, existem diferenças importantes entre essas condutividades, normalmente, a condutividade horizontal é mais elevada que a vertical. O autor ainda cita dados mostrando a condutividade

lateral em certos casos chega a ser até 100 vezes maior que a vertical. FRANCHINI et al. (1996) e Schuler et al. (2000) observaram, que durante o processo de calibração do modelo TOPMODEL o parâmetro transmissividade (T_o) era influenciado pela resolução espacial, assim, podendo perder o significado físico e atingir valores frequentemente superiores aos obtidos em campo.

5.3.1. Simulação hidrológica

Os valores do coeficiente, Nash-Sutcliffe (C_{NS}) o qual retrata a precisão do modelo, sobretudo na estimativa de vazões de pico, foram encontrados os valores de 0,42 e 0,79 para a calibração das microbacias MCE e MPD, respectivamente. Tais resultados permitem enquadrar o modelo na categoria considerada como aceitável muito bom, respectivamente para ambas as microbacias, conforme classificação proposta por Santhiet al. (2001).

São vastos os trabalhos na literatura que utilizaram o (C_{NS}) para testar a eficiência de modelos hidrológicos para simulação do comportamento de vazões em bacias hidrográficas. YOURGULESCU e JORDAN (1994) aplicou o modelo TOPMODEL em uma bacia localizada em Lausanne - Suíça, com aproximadamente 1,85 km² de área, obtendo (C_{NS}) na calibração coeficiente de 0,63. AMBROISE et al. (1996) obteve resultados de (C_{NS}) para uma bacia em Ringelbach - França com área de 0,36 km² para a calibração o valor de 0,83. PIÑOLEL al. (1997), obteve resultados de (C_{NS}) para a calibração de duas bacias localizadas em Catalonia - Espanha, valores de 0,5 e 0,7. Coelho e Anjo (2005) obtiveram resultados de (C_{NS}) de 0,61 para uma bacia de 67 km² de área em São Paulo, Brasil.

Com base em diversos trabalhos sobre aplicação do modelo TOPMODEL, em várias partes do mundo, pôde-se observar que os valores de CNS obtidos para as microbacias foram bons de modo a qualificar o modelo apto à simulação hidrológica.

O Pbias corresponde ao percentual de viés das vazões simuladas com relação às vazões observadas. Esta estatística de precisão apresentou coeficiente de 57,51% e 20,60% para a calibração das microbacias MCE e MPD, respectivamente. Tais resultados permitem enquadrar o modelo na categoria inadequado e satisfatório, respectivamente para ambas as microbacias. O valor alto para a MCE deve-se ao alto deslocamento da curva de vazão simulada com a observada, que aplicando a correção pela diferença média dos erros para ajuste dos valores, encontramos o valor abaixo dos 10,0% para Pbias, enquadrando o modelo na categoria muito bom.

De acordo com Liewet al. (2007) estes resultados indicam boa adequação do modelo TOPMODEL a estas microbacias para a precisão do modelo pelas estimativas com boa

precisão, dadas pelo coeficiente (C_{NS}).

Rocha Filho (2010) encontrou uma baixa eficiência do modelo para períodos longos, onde procuraram explorar as potencialidades do modelo no processo de calibração para eventos isolados. Observando que as simulações conseguiram reproduzir histogramas, principalmente do braço de ascensão e o pico de vazão. Por outro lado, encontraram uma queda mais abrupta das curvas de recessão simuladas em relação aos valores observados, tendo como possível explicação o comportamento da transmissividade lateral saturada. Levantamos a hipótese de que a baixa eficiência encontrada pode estar relacionada com a estimativa da evapotranspiração real.

Os estudos realizados por eventos, não são adequados para avaliar o balanço hídrico durante longo tempo, pois é gerado um conjunto de parâmetros para determinadas classes de precipitação. Esta análise é adequada para verificar processos intermediários do estudo da bacia, como a dinâmica dos fluxos de água, zonas de alagamento e nível do lençol freático.

No histograma, apresentados na Figura 15 A, verifica-se que o modelo subestima a vazão na foz da MCE, sistematicamente, em $1,79 \text{ L s}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, que representa uma vazão específica de $7,52 \text{ mm dia}^{-1}$, com valores máximos de $10,16 \text{ mm dia}^{-1}$ e mínimo de $0,03 \text{ mm dia}^{-1}$.

Este desvio por ser sistemático, embora não constante, pode estar relacionado a três tipos de erros, sendo o primeiro relacionado a uma subestimativa dos reservatórios do solo (zona das raízes, zona não satura e zona saturada), a segunda numa subestimativa sistemática nos valores de evapotranspiração real e a terceira os dois fatores conjugados.

No histograma, apresentados na Figura 15 B, verifica-se que o modelo subestima a vazão na foz da MPD, sistematicamente, em $2,62 \text{ L s}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, que representa uma vazão específica de $6,88 \text{ mm dia}^{-1}$, com valores máximos de $141,83 \text{ mm dia}^{-1}$ e mínimo de $0,08 \text{ mm dia}^{-1}$.

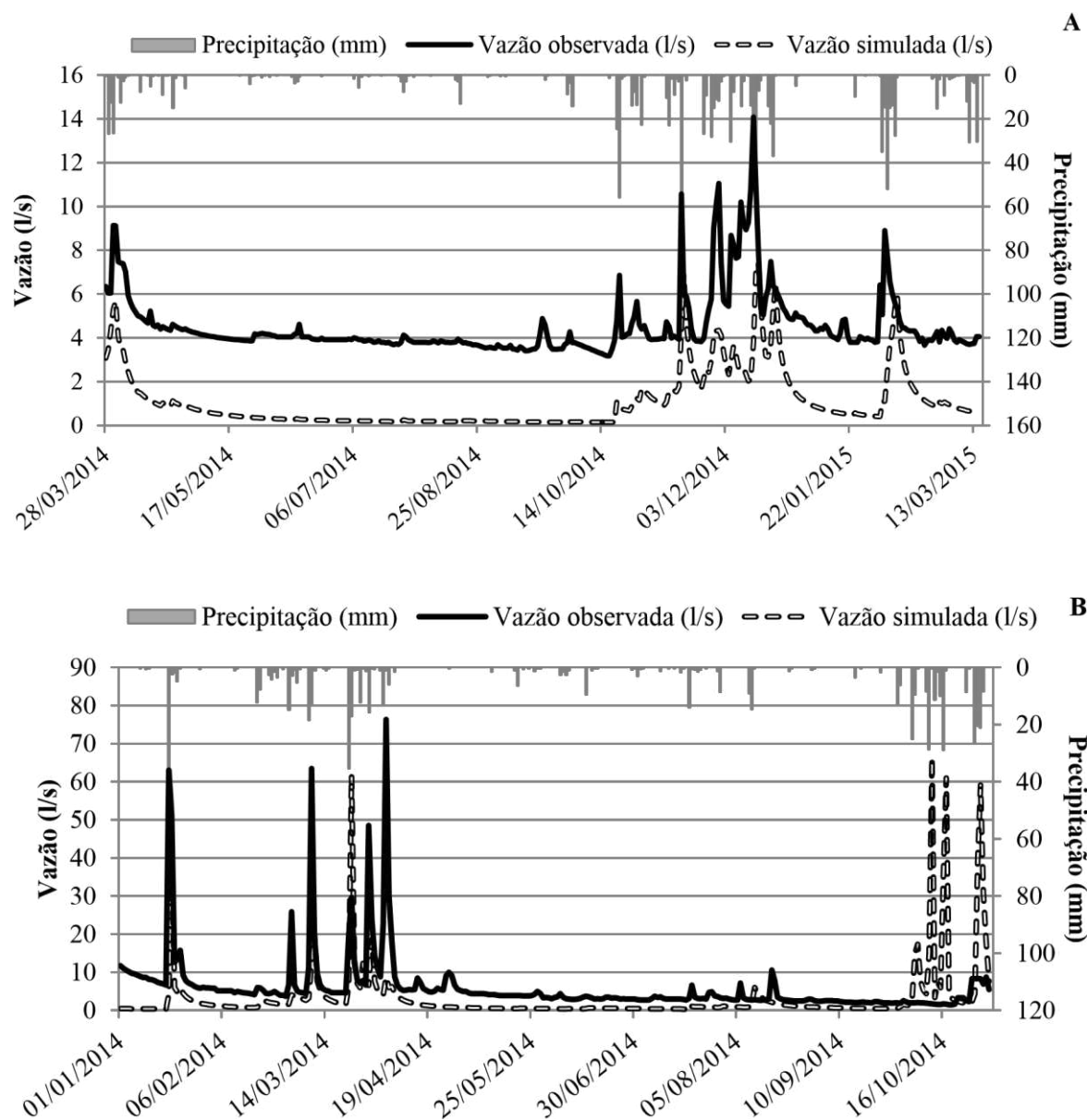


Figura 15 - Histograma das vazões diárias observadas e calculadas: (A) bacia de eucalipto - MCE, (B) bacia de pastagem - MPD

Verifica-se menor desvio médios na simulação da microbacia de pastagem MPD que em MCE. Embora em MPD verifica-se predominância de desvios negativos na modelagem em alguns momentos, contudo verificaram-se desvios positivos ou superestimativa. O Anexo A traz uma representação dos principais aspectos da discrepância na hidrógrafa da MPD, sendo o fator desencadeante dos erros na representação do comportamento hidrológico esteja associada a existência de represamento de água com destaque para sua disposição na unidade hidrográfica. Este reservatório funciona como um buffer na microbacia, acelerando os fluxos quando cheio, durante o final das cheias e reduzindo os picos de vazão esperados observados nas primeiras chuvas ao final da recessão hídrica da microbacia. Este comportamento na hidrógrafa associados aos índices de Nash e Bias, que desabonam o ajuste do modelo, e a

baixa correlação ($r^2 = 0,07$) entre a vazão estimada e observada (Figura 14) demonstra não ser aconselhado o uso da simulação para prever o comportamento hidrológico de bacias de pastagem dotadas de represamento de água. Neste caso de MB para uso pecuário, e como discutido serem dotadas de reservatórios artificiais da água para dessedentação animal, deve ser proposto prever a existência de mecanismo que permita processualmente tratar o efeito buffer imposto nestes sistemas.

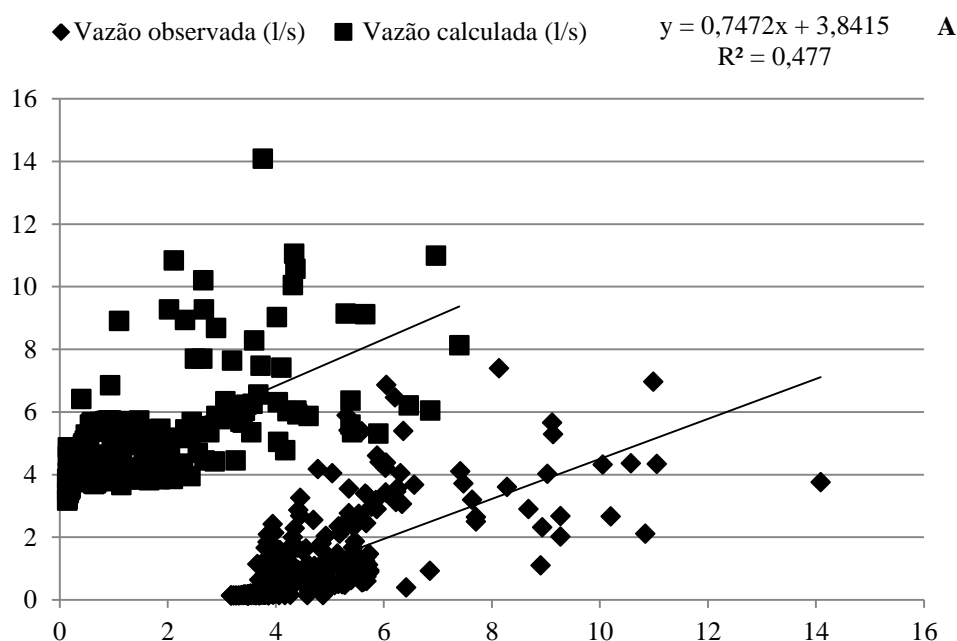
Para as diferenças encontradas no estudo da microbacia MPD, três considerações devem ser levantadas para as respostas ao simulado:

1° Ocorre um tempo maior de resposta para a queda de recessão, efeito este associado ao amortecimento do escoamento da água pela represa;

2° Não responde ao mínimo após uma recessão. Isso deve estar relacionado à estimativa do reservatório mal dimensionado;

3° Não responde a picos de vazões maiores devendo ser também efeito da represa.

Realizando a análise do comportamento das simulações, por meio do grau de dispersão dos dados (Figura 16 A) e do total acumulado das vazões observadas calculadas e ajustadas (Figura 16 B) é possível verificar que a bacia MCE responde de forma satisfatória, enquanto a MPD apresenta-se com erro não desejado para o estudo.



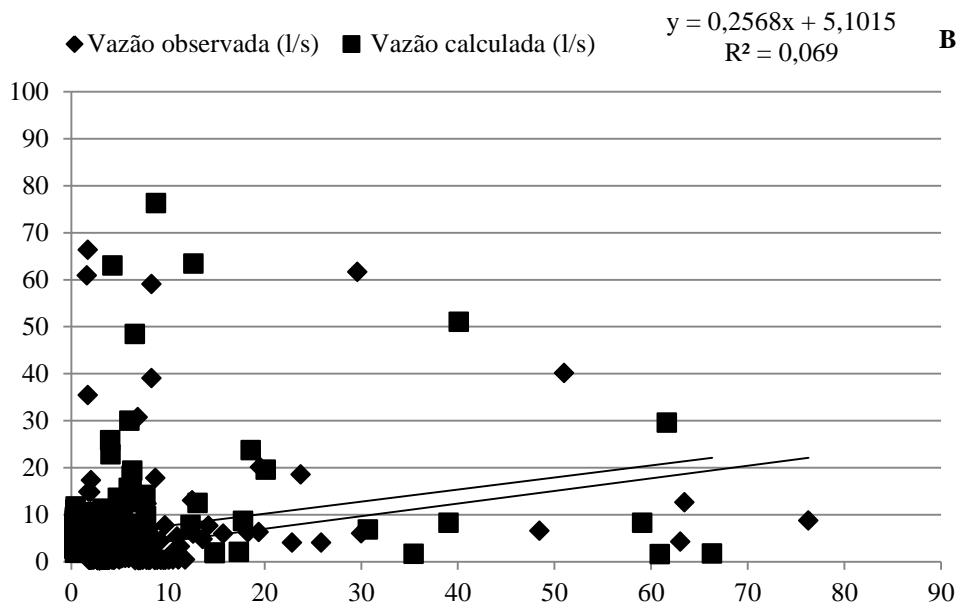


Figura 16 - Dispersão dos dados das vazões: (A) MCE e (B) MPD

Os maiores erros que deixa a função objetiva com valor de R^2 abaixo do adequado está relacionada com as diferenças das vazões de pico, na qual a modelagem não conseguiu representar todas as respostas apresentadas pela vazão observada. Os piores resultados encontrados na dispersão dos dados da MPD em relação a MCE originam-se da série que tem início com a estação da chuvosa (outubro, novembro e dezembro), na qual o modelo não conseguiu representar a variação de água represada pelo lago a montante do vertedouro.

5.3.2. Ajuste de escala do hidrograma

Para alinhar a defasagem do armazenamento de água no solo, na qual o modelo não foi capaz de simular, adotou-se uma constante de ajuste para cada bacia. Desta forma, foi utilizado a média da somatória da diferença dos erros entre as vazões simuladas e observadas, ajustando de forma mais adequada às vazões simuladas à vazão observada, Figura 17.

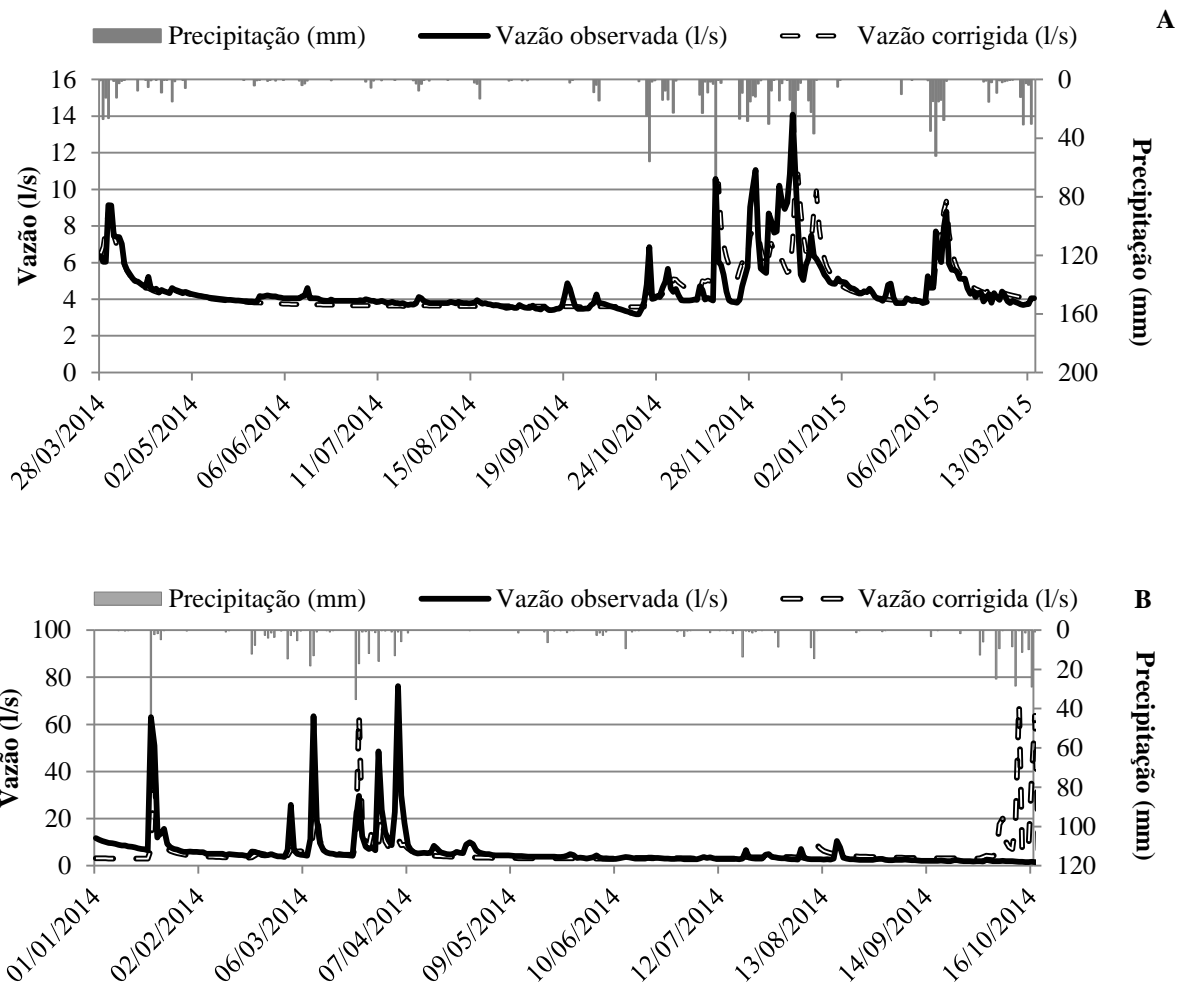


Figura 17 - Histograma das vazões diárias corrigidas: (A) Bacia de eucalipto – MCE, (B) Bacia de pastagem – MPD

Realizando a análise do comportamento das simulações, por meio do grau de dispersão dos dados corrigidos das bacias (Figura 18) é possível verificar que as bacias respondem de forma satisfatória e melhor ajustada que os dados simulados e não corrigidos.

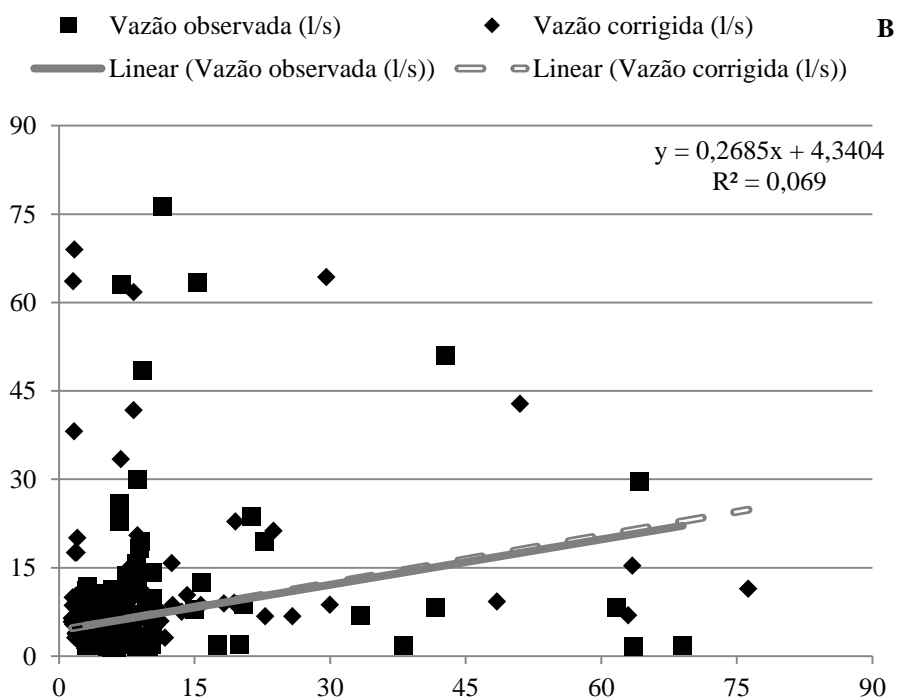
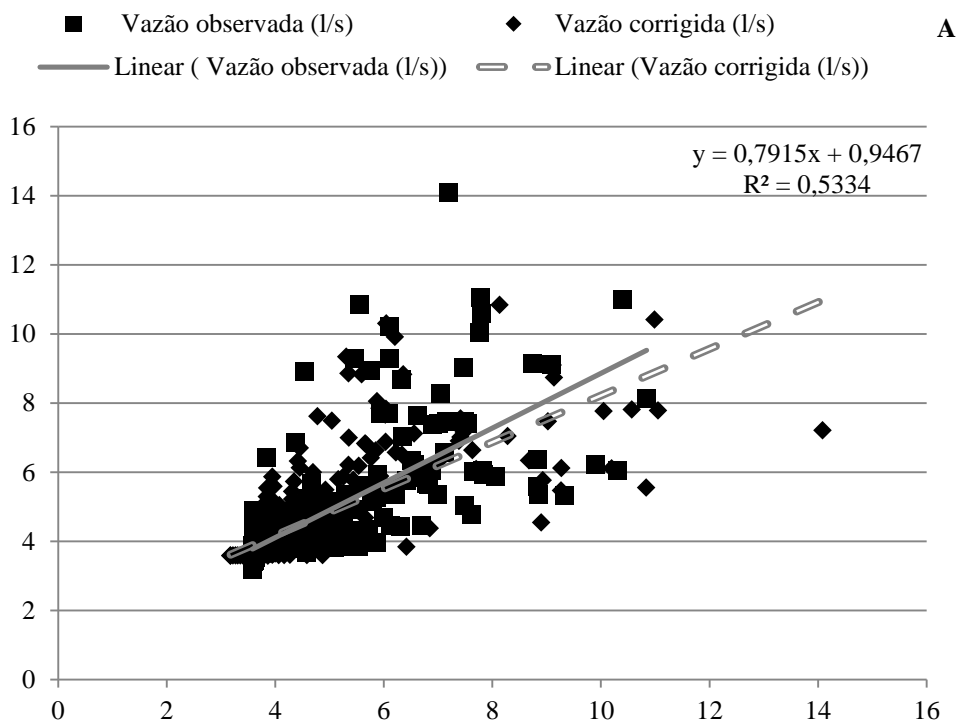


Figura 18 -Dispersão dos dados das vazões ajustados:(A) Bacia de eucalipto – MCE, (B) Bacia de pastagem – MPD

Verifica-se que após os ajustes realizados na curva das vazões simuladas, é possível encontrar valores com menor grau de dispersão dos dados. As curvas de tendência se aproximam e valor de R^2 maior comparado com a dispersão anterior.

Os pontos que apresentam maiores graus de dispersão estão associados com os eventos que ocorrem picos de precipitação, pois para a série histórica longa, com varias classes de intensidades de chuvas, é verificado erros na simulação destes eventos.

Os piores resultados encontrados na dispersão dos dados da MPD em relação a MCE originam-se da série que tem inicio com a estação chuvosa (outubro, novembro e dezembro), na qual o modelo não conseguiu representar a variação de água represada pelo lago a montante do vertedouro.

5.3.3. Separação dos escoamentos superficial (runoff) e subsuperficial (base)

Na simulação, é realizada o calculo do escoamento superficial e subsuperficial, tendo como saída o valor unitário médio para uma célula representativa de toda a bacia. Desta forma, a Figura 19, corresponde a analise dos fluxos para ambas as bacias de acordo com o valor médio para a célula de calculo.

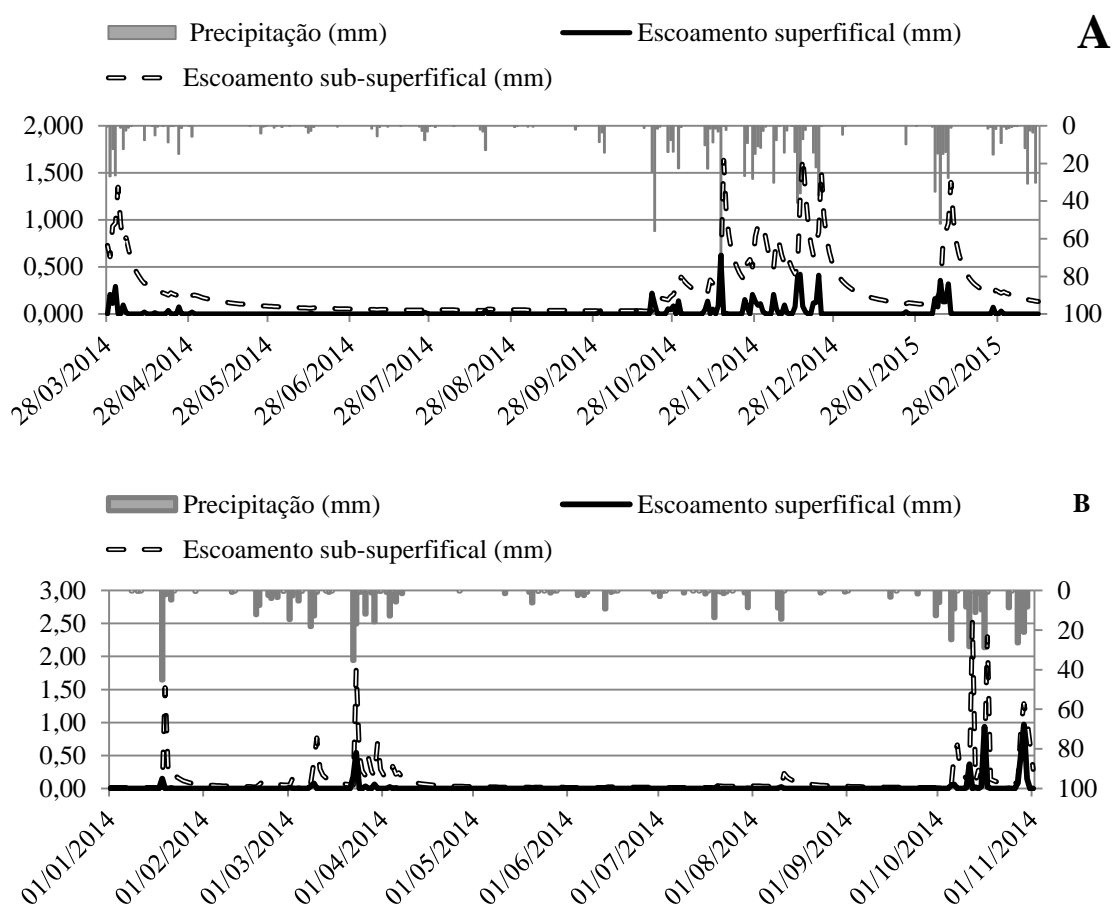


Figura 19 - Fluxo de água no solo. (A) MCE

Para o período de estudo, foi encontrado para a MCE, valor médio para toda a bacia de

6,9 % de escoamento superficial e 93,1% de escoamento subsuperficial. A MPD apresentou escoamento superficial de 16,8% de escoamento superficial e 83,2% de escoamento subsuperficial.

Apesar de MPD apresenta um relevo menos declivoso em relação à MCE, conforme apresentado anteriormente na análise de declividade, verificamos que a bacias composta por pastagem proporciona maior taxa de escoamento superficial que bacias compostas por plantios de eucalipto. Conforme analisado nos histogramas de calibração, verifica-se uma recessão abrupta para períodos de estiagem nas curvas de geração dos escoamentos.

Os valores encontrados na avaliação do modelo superestimaram aos valores encontrados para o escoamento superficial de 3,26% na MCE e de o escoamento subsuperficial de 16,23 % na MPD de acordo com trabalhos realizados por (ALMEIDA, 2012). A diferença encontrada por esta relacionada com a intensidade e o numero de eventos pluviométricos ocorrido no ano de 2009-2010 e 2014.

5.4. Balanço hídrico

No Quadro 10 visualiza os valores dos principais componentes do balanço hídrico utilizando os dados referentes ao estudo da modelagem TOPMODEL. Considerou-se o ano de 2014 para análise das bacias MCE e MPD.

Quadro 10 - Componentes do balanço hídrico considerando o ano de 2014 para MCE e MPD

Componentes	MCE	%	MPD	%
Entrada				
Precipitação (mm)	1217	-	913	-
Saídas				
Evapotranspiração real (mm)	981	70	542	40
Vazão total (mm)	419	30	802	60
Saída total (mm)	1400	100	1344	100
Varição estoque (mm)	- 183	-	- 413	-

A principal saída de água na MPD se deu pela vazão, sendo 60 % da saída total encontrada em estudo, este valor pode ser justificado pelo armazenamento de água pela represa que esta contida na MPD. Já na MCE, a principal saída de água é pelo processo de evapotranspiração, sendo composto por 70 % do total de saída de água pela microbacia, este valor esta próximo ao encontrado por Almeida (2012),na qual em trabalhos realizados na mesma área, encontrou73%de evapotranspiração da precipitação incidente para ambas as bacias.

A Figura 20 mostra a variação diária da água disponível no solo até a profundidade do sistema radicular, estimada pela metodologia proposta pela UNESCO (1982) e pela modela-

gem TOPMODEL. Os valores de adotados de CAD foram os mesmos utilizados por Almeida (2012).

Observou-se que as duas metodologias respondem adequadamente aos períodos que ocorrem eventos pluviométricos, entretanto, a curva de recessão do armazenamento de água no solo do TOPMODEL é mais abrupta em comparação com a metodologia proposta pela UNESCO (1982). Este fator pode ser explicado por Beven e Kirkby (1979) na qual cita que o modelo é mais adequado para bacias hidrográficas com solos rasos e topografia suave, que não sofram de períodos secos excessivamente longos. Sendo assim, era esperado que o modelo não respondesse o balanço de água no solo de forma adequada no período de estiagem. Tentando alcançar melhores resultados Saulniere Datin (2004) utilizaram um índice topográfico dinâmico variando com a área saturada para melhorar o balanço de água na bacia.

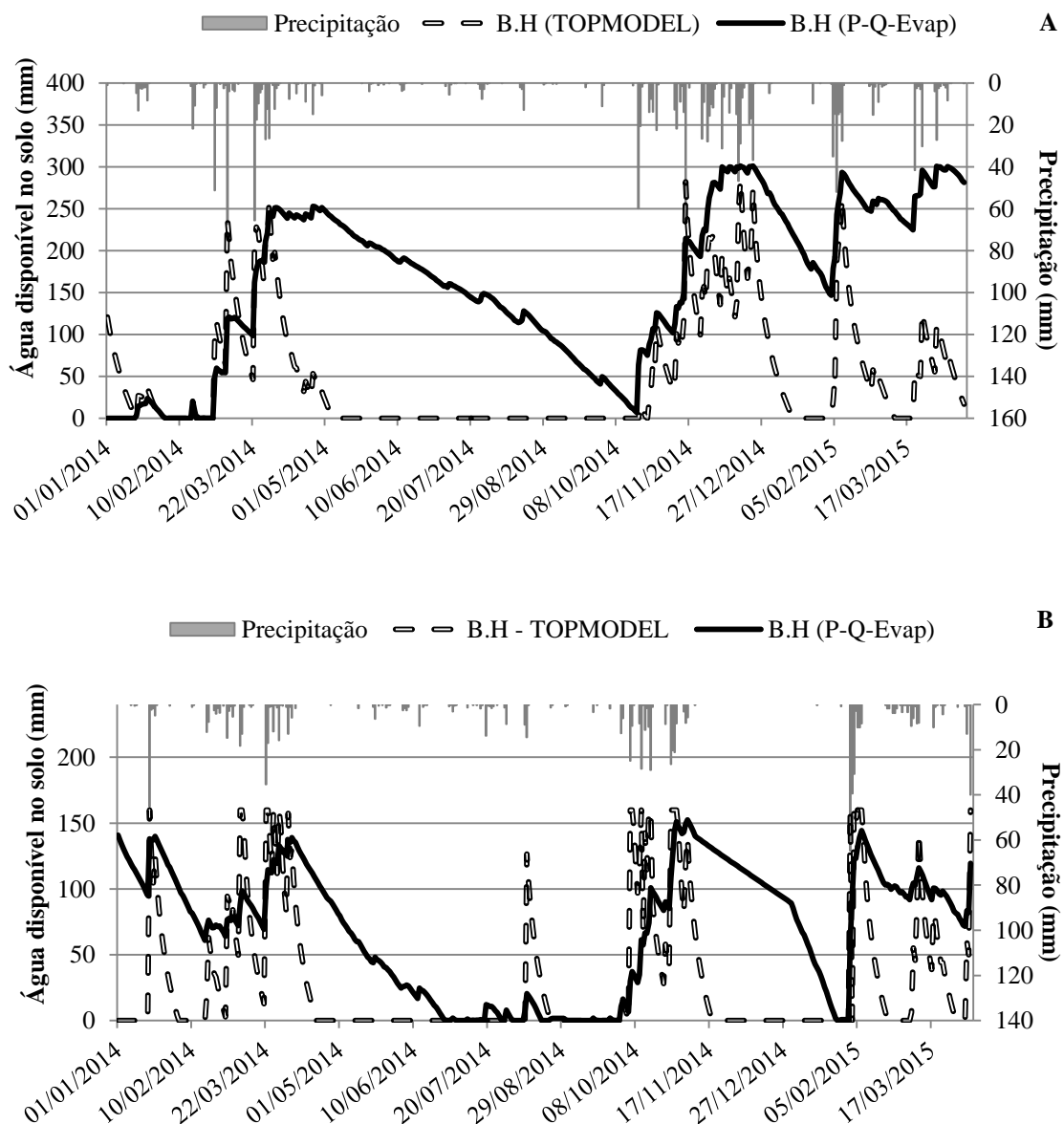


Figura 20 - Água disponível no solo e valor de precipitação (A) MCE e (B) MPD.

6. CONCLUSÃO

Verifica-se nos dados observacionais de um ciclo sazonal que as vazões específicas médias são maiores na microbacia com cobertura de pastagem (MPD) quando comparado de eucalipto (MCE), também verifica-se maiores valores de vazão máxima indicando um favorecimento do escoamento superficial em detrimento ao subsuperficial lento na microbacia de pastagem, mesmo essa contando com um represamento de água próxima sua foz, prática comum nesse tipo de uso do solo visando a dessedentação animal. Outro aspecto que corrobora estas constatações é a menor variação de vazão específica mínima na microbacia de eucalipto.

Depois das etapas de parametrização do modelo hidrológico (TopModel), utilizado para simular as variações nos fluxos hídricos, apresentou ajuste superior para as previsões realizadas para a microbacia de eucalipto em comparação com as da pastagem.

O fator desencadeante dos maiores erros observados na representação do comportamento hidrológico da microbacia de pastagem esteve associado à existência de represamento de água, levando a uma acelerando dos fluxos no final cheias e a uma redução os picos de vazão esperados no final do período de recessão hídrica.

Embora tenha sido encontrado para a microbacia de eucalipto uma correlação bem melhor, e índices estatísticos de concordância usados apontam boa representação dos processos hidrológicos, foi possível propor um ajuste de escala no modelo, devido ao caráter sistêmico dos desvios observados, aumentando consideravelmente a correlação do modelo.

De maneira geral, foi possível verificar a capacidade superior da cobertura de eucalipto em regularizar a vazão e consistentemente levar um maior favorecimento do escoamento lento em relação ao rápido tendo melhor capacidade de aumentar o tempo de residência da água na unidade hidrográfica mesmo comparado a uma bacia de cobertura de pastagem dotada de reservatório.

Os resultados observados nesse tipo de escala de bacia, menores que 50 ha, deixa claro que as resposta hidrológicas na foz apresentam retardamento entre causa e efeito dos processos na escala temporal de poucos dias. Por outro lado, os reservatórios de água (zona das raízes e zonas satura e não saturada) são de reduzidas capacidades de forma que se mostram muito importante para tratar de questões de segurança hídrica em questões que envolvam aspectos hídricos aplicada a dinâmica de mudança de uso do solo.

7. RECOMENDAÇÕES FINAIS

Recomendações finais - Otimização Hídrica das Áreas de Pastagens

Um dos usos do solo mais insustentáveis do ponto de vista da conservação do solo e da água é o destinado a pecuária na região sudeste do país, locais com uma período de estiagem pronunciado, sendo agravado para os praticados em relevo ondulado. Dentre as explicações principais deste fato estão a descapitalização da atividade e a tradição de manejo dos pequenos e médios pecuaristas.

Recomenda-se que a reserva de água necessária à dessedentação animal, em propriedades rurais com atividade pecuária, seja dividida em um maior número de pequenas represas para atender o mesmo volume e que essas represas favoreçam no cômputo de seu volume, aumento na profundidade do corpo de água em detrimento área de superfície (espelho de água). Isso garante redução na evaporação direta da água acumulada, pois tem correlação direta e exponencial positiva com a sua área de exposição livre da água à atmosfera.

Outro fator muito importante para a otimização hidrológica é a disposição desses reservatórios na bacia hidrográficas, preferindo as áreas de cabeceiras e locais mais altos da região, buscando-se com isso maior efetividade na infiltração e aumento do estoque da água, de forma que se favoreça o escoamento base em detrimento do superficial. Represas localizadas próximas a foz de uma MB, como é o caso da MPD, também são menos efetivas na regulação da vazão e não se aconselha seu uso como primeira opção, ou política para a atividade, mas deve ser dado preferência na melhoria do estado de conservação das pastagens que, naturalmente, gera escoamento lento. Outra forma efetiva é evitar o sobrepastejo e a limpeza das pastagens pelo uso do fogo, manejos erroneamente comuns dos pecuaristas da bacia do Rio Doce e do Brasil como um todo.

Contudo, no caso de ser necessário este tipo de solução para reservar água para os períodos de estiagem, deve-se fazer com parcimônia levando-se em consideração os usuários localizados à jusante para se evitar conflitos pelo seu uso.”

8. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ABRAAF. **Florestas plantadas: um caminho para o desenvolvimento sustentável.** Anuário, 2008.

ALENCAR, C. A. B; OLIVEIRA, R. A; COSER, A. C; MARTINS, C. E; CUNHA, F. F; FIGUEIREDO, J. L. A. Produção de capins cultivados sob pastejo em diferentes lâminas de irrigação e estações anuais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental.** Campina Grande, vol.13, no.6, Nov./Dec., 2009.

ALMEIDA, A. Q. **Dinâmica hídrica em microbacias cultivadas com eucalipto e pastagem no leste de Minas Gerais.** 2012 – 77f. Tese (Doutorado em Meteorologia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, MG.

ALMEIDA, A. Q; RIBEIRO, A; LEITE, F. P. Modelagem do balanço hídrico em microbacia cultivada com plantio comercial de *eucalyptusgrandis* x *urophylla* no leste de minas gerais, Brasil. **Revista Árvore**, v. 37 n.3, May./June., 2013.

ALMEIDA, A. C.; SOARES, J. V. Comparação entre o uso de água em plantações de *Eucalyptusgrandis* e floresta ombrófila densa (mata atlântica) na costa leste do Brasil. **RevistaÁrvore**, Viçosa, v. 27, n.2, p. 159–170, 2003.

ALMEIDA, A. C.; SOARES, J. V.; LANDSBERG, J. J.; REZENDE, G. D. Growth and water balance of *Eucalyptus grandis* hybrid plantations in Brazil during a rotation for pulp production. **Forest Ecology and Management**, v. 251, n. 1, p. 10-21, 2007.

ANDRÉASSIAN, V. Waters and Forests: From Historical Controversy to Scientific debate. **JournalofHydrology**, v. 291, n. 1-2, p. 1-27, 2004.

ARCOVA, F. C. S.; CICCIO, V. Qualidade da água de microbacia com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. **ScientiaForestalis**, Piracicaba, n. 56, p. 125-134, Dez. 1999.

AZEVEDO, E. C. **Vazão e características físicas e químicas do deflúvio de microbacias hidrográficas cobertas com mata nativa, pastagem e *Eucalyptusgrandis*.** 1995. 92 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

BATHURST, J. C.; EWEN, J.; PARKIN, G.; O'CONNELL, P. E.; COOPER, J. D. Validation of catchment models for predicting land-use and climate change impacts, 3. Blind validation for internal and outlet responses. **Journal of Hydrology**, v. 287, p. 74–94, 2004.

BAUMHARDT, E. **Balanço hídrico de microbacia com eucalipto e pastagem nativa na região da campanha do RS.** 2010. 139 f. Dissertação (Mestrado em RecursosHídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal de SantaMaria,Santa Maria, RS), 2010.

BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. Manual de Irrigação. 8^aed. Viçosa: UFV, 2006. 625p.

BERNARDO, S. Manual de irrigação. 6^a ed. Viçosa: UFV, Imprensa Universitária, 1995.

657p.

BERTOL, I.; GUADAGNIN, J. C.; CASSOL, P. C.; AMARAL, A. J.; BARBOSA, F. T. Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um Inceptisol sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, p.485-494, 2004.

BEVEN K. J. **Rainfall-Runoffmodeling: The Primer**. Ed. John Wiley & Sons, Chichester, 2001, 319 p.

BEVEN, K. J. TOPMODEL: A critique. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 11, n. 9, p.1069–1086, 1997.

BEVEN, K. J.; LAMB, R.; QUINN, P.; ROMANOWICZ, R.; FREER, J. Topmodel. In: SINGH, B. (Editor) **Computer models of watershed hydrology**. Water Resource Publication, Highlands ranch, p. 627- 668, 1995.

BEVEN, K.J. Runoff production and flood frequency in catchments of order n: an alternative approach. In: GUPTA, V. K.; RODRIGUES-ITURBE, I.; WOOD, E. F. **Scale Problems inHydrology**. Dordrecht: Reidel, p. 107 – 131, 1986.

BEVEN, K. J. Kinematic subsurface stormflow. **Water Resources Research**, v. 17, p. 1419-1424, 1981.

BEVEN, K. J.; KIRKBY, M. J., A physically-based variable contributing area model of catchment hydrology. **Hydrological Sciences Bulletin**, n. 24, p. 43-69, 1979.

BEVEN, K. J.; QUINN, P.; ROMANOWICZ, R.; FREER, J.; FISHER, J.; LAMB, R. **Topmodel and gridatb Distribution Programs - A users guide to the distribution versions (94.01)**. CRES Technical Technical Report TR110/94, Lancaster University, UK. 1994.

BOSCH, J. M.; HEWLETT, J. D. A Review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapo-transpiration. **JournalofHydrology**, v. 55, p. 3-23,1982.

BOTELHO, R. G. M.; SILVA, A. S. Bacia hidrográfica e Qualidade Ambiental. In: VITTE, A. C.; GUERRA, A. J. T. **Reflexões sobre a Geografia Física no Brasil**. Rio de Janeiro: BertrandBrasil, 2004:155-191.

BROOKS, K. N.; FFOLIOTT, P. F.; GREGERSEN, H. M.; BANO, L. F. **Hydrology and the management of watersheds**. 2 ed. Ames: Iowa State University Press, 1997. 502 p.

BRUIJNZEEL, L.A. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 104, p. 185-228. 2004.

CABRAL, O. M. R.; ROCHA, H. R.; GASH, J. H. C.; LIGO, M. A. V.; FREITAS, H. C.; TATSCH, H. D. The energy and water balance of a Eucalyptus plantation in southeast Brazil. **Journal of Hydrology**, v.388, n.3 p.208-216, 2010.

CALDER, I. R.; HALL, R. L.; ADLARD, P. G. **Growth and water use of forest plantations**. John Wiley and Sons, Chichester, England, 1992. 381p.

CARNEIRO, R.L.C.; RIBEIRO, A.; HUAMAN, C.A.M; LEITE, F.P.; SEDIYAMA, G.C.;NEVES, J.C.L. Consumo de água em plantios de eucalipto: parte 2 modelagem da

resistência estomática e estimativa da transpiração em tratamentos irrigados e não-irrigados. **Revista Árvore**, v.32, p.421-427, 2008.

COE, M.T.; COSTA, M.H.; SOARES-FILHO, B.S. The Influence of historical and potential future deforestation on the stream flow of the Amazon River - Land surface processes and atmospheric feedbacks. **Journal of Hydrology**, v. 369, p. 165-174, 2009.

COELHO, F. S. A. **Desenvolvimento de um modelo chuva-deflúvio, para pequenas bacias rurais, a partir dos modelos do hidrograma unitário instantâneo geomorfológico e do TOPMODEL**. 2003. 191f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia Civil - Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP.

COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. Ajuste multi-objetivo dos parâmetros de um modelo hidrológico. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 8, p. 27-39, 2003

COSSALTER, C.; PYE-SMITH, C. **Fast-woodforestry: myths and realities**. Jakarta: Forest Perspectives: CIFOR, 2003.

DAVIDE, A. C.; FERREIRA, R. A.; FARIA, J. M. R.; BOTELHO, S. A. Restauração de matas ciliares. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 21, n. 207, p. 65-74. Nov./Dez. 2000.

DAVIDSON, J. **“Ecological aspects of eucalyptus plantation”**. Proceedings Regional Expert Consultation on Eucalyptus, v.I, p. 4-8, oct. 1993.

DIAS-FILHO, M. B. Diagnóstico das Pastagens no Brasil. **Embrapa Amazônia Oriental**, Belém, PA, Maio, 2014, 36p.

DONADIO, N.M.M.; GALBIATTI, J.A.; PAULA, R. C. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico. São Paulo, Brasil. **Engenharia Agrícola**, v.25, n.1, p.115-125, 2005.

DUNNE, T.; BLACK, R. D. Partial area contributions to storm runoff in a small New England watershed. **Water Resources Research**, v.6, n.5, 1296–1311, Oct., 1970.

FACCO, A. G. **Modelagem e simulação geoespacial dos componentes do balanço hídrico para plantios de eucaliptos em áreas de relevo ondulado**. 2004. 87 f. Dissertação (Mestrado em Meteorologia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

FACCO, A. G.; RIBEIRO, A.; SILVA, J. B. G.; ANDRADE, R. G.; MENEZES, S. J. M. C. Efeitos do relevo na estimativa da transpiração real do eucalipto. In: XVI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO – SBSR, 13 a 18 de abril, 2013, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: INPE, 2013.

FACCO, A. G.; RIBEIRO, A.; PRUSKI, F. F.; MONTEIRO, W. C.; LEITE, F. P.; ANDRADE, R. G.; MENEZES, S. J. M. C. Técnicas de geoinformação para estimativa do balanço hídrico em eucalipto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, n9, p. 1243-1250, 2012.

FARLEY, K. A.; JOBBAGY, E. G.; JACKSON, R. B. Effects of afforestation on water yield: A global synthesis with implications for policy. **Global Change Biology**, v. 11, p. 1565 - 1576, 2005.

FEIKEMA, P. M.; MORRIS, J. D.; BEVERLY, C. R.; COLLOPY, J. J.; BAKER, T. G.;

LANE, P. J. Validation of plantation transpiration in south-eastern Australia estimated using the 3PG+ forest growth model. **Forest Ecology and Management**, v.260, n.5, p.663-678, 2010.

FERREIRA, L. **Simulação hidrológica utilizando o modelo TOPMODEL em bacias rurais, estudo de caso na Bacia do Ribeirão dos Marins - Seção Monjolinho (SP)**. Campinas: UNICAMP, 2004. 205p.

FOELKEL, C. Minerais e nutrientes das árvores dos eucaliptos: Aspectos ambientais, fisiológicos, silviculturais e industriais acerca dos elementos inorgânicos presentes nas árvores. **Eucalyptus Newsletter**, n. 2, 2005.

FRANCHINI, M.; WENDLING, J.; OBLED, C.; TODINI, E. Physical interpretation and sensitivity analysis of the TOPMODEL. **Journal of Hydrology**, v.175, p.293- 338, 1996.

FREER, J. E. et. al. Constraining dynamic TOPMODEL responses for imprecise water table information using fuzzy rule based performance measures. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 291, p. 254-277, 2004.

GARCÍA-RUIZ, J. M.; REGUÉS, D.; ALVERA, B.; LANA-RENAUT, N.; SERRANO-MUELA, P.; NADAL-ROMERO, E.; NAVAS, A.; LATRON, J.; MARTÍ-BONO, C. Flood generation and sediment transport in experimental catchments affected by land use changes in the central Pyrenees. **Journal of Hydrology**, v. 356, p.245–260, 2008.

GASCOIN, S.; DUCHARNE, A.; RIBSTEIN, P.; CARLI, M.; HABETS, F. Adaptation of a catchment-based land surface model to the hydrogeological setting of the Somme River basin (France). **Journal of Hydrology**. v. 368, p. 105–116, 2009.

GOUDIE, A. *The Changing Earth. Rates of Geomorphological Processes*. Oxford: 302 p.(1995).

HORNBERGER, G. M.; RAFFENSPERGER, J. P.; WIBERG, P. L. **Elements of Physical Hydrology**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1998. 302p.

HORNBERGER, G.M.; BEVEN, K.J.; COSBY, B.J.; SAPPINGTON, D.E. Shenandoah watershed study: Calibration of a topography-based, variable contributing area hydrological model to a small forested catchment. **Water Resources Research**, Washington, v. 21, p.1841-1850, 1985.

HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basin: Hydrophysical approach to quantitative morphology. **Geological Society America Bulletin**, v. 3, n. 56, 1945.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agropecuário 2006**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/agropecuaria/censoagro/2006/>>. Acesso em: 15 de maio de 2015.

IORGULESCU, I.; JORDAN, J. P. Validation of TOPMODEL on a small Swiss catchment. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 159, p. 255 – 273, 1994.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, Jul., 2005.

KUMAR, S. **Studying the effect of spatial scaling on hydrologic model calibration using soil and water assessment tool (SWAT)**. 2008 – 124 f. Dissertação (Mestrado) - West Lafayette: Purdue University.

LAMB, R.; BEVEN, K. J.; MYRAB, S. Discharge and water table predictions using a generalized TOPMODEL formulation. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 11, p. 1145-1168, 1997.

LANE, P. N. J. et al. Water balance of tropical eucalypt plantations in south-eastern China. **Agricultural and Forest Meteorology**, v.124, n.3, p.253-267, 2004.

LEITE, F. P. et al. Relações hídricas em povoamento de eucalipto com diferentes densidades populacionais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, p.9-16, 1999.

LI, K. Y.; COE, M. T.; RAMANKUTTY, N.; JONG, R. Modeling the hydrological impact of land-use change in West Africa. **Journal of Hydrology**, v. 337, p. 258-268, 2007.

LIEW, M. W.; VEITH, T. L.; BOSCH, D. D.; ARNOLD, J. G. Suitability of SWAT for the Conservation effects assessment project: A comparison on USDA-ARS watersheds. **Journal of Hydrological Research**, v.12, p.173-189, 2007.

LIMA, A.M.F; SILVA, I. R; NEVES, J. C. L; NOVAIS, R. F.; BARROS, N. F; MENDOÇA, E. S; DEMOLINARI, M. S. M; LEITE, F. P. Frações da matéria orgânica do solo após três décadas de cultivo de eucalipto no Vale do Rio Doce-MG. *Revista brasileira de Ciência do solo*. v. 32, n. 3, May./June., 2008.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. **As florestas plantadas e a água**: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento. São Paulo: Rima, 2006.

LIMA, W. P.; JARVIS, P.; RHIZOPOULOU, S. Stomatal responses of *Eucalyptus* species to elevated CO₂ concentration and drought stress. **Scientia Agricola**. Piracicaba, v. 60, n. 2, p. 231-238. 2003.

LIMA, W. P. **Impacto Ambiental do Eucalipto**. 2 ed., São Paulo: Universidade de São Paulo, 1996. 301p.

LIMA, W. P. “Comparative evapotranspiration of eucalyptus, pine and natural “cerrado” vegetation measure by the soil water balance method”. **IPEF International**, Piracicaba, v. 1, p. 5 – 11. 1990 a.

LIMA, W. P. Overland flow and soil and nutrient losses from Eucalyptus plantations. **IPEF International**, Piracicaba, v. 1, p. 35 – 34. 1990 b.

LORUP, J.K.; REFSGAARD, J.C.; MAZVIMAVI, D. Assessing the effect of land use change on catchment runoff by combined use of statistical tests and hydrological modelling: Case studies from Zimbabwe. **Journal of Hydrology**, v. 205, p. 147-163, 1998.

MACEDO, J. **Produção de alimentos: o potencial dos Cerrados**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1996. 33p.

MACFARLANE, A. C. et al. Transpiration and hydraulic traits of old and regrowth eucalypt

forest in southwestern Australia. **Forest Ecology and Management**, v.260, n.1, p.96-105, 2010.

MELLO, C. R.; VIOLA, M. R.; NORTON, L. D.; SILVA, A. M.; ACERBI JÚNIOR, F. W. Development and application of a simple hydrologic model simulation for a Brazilian head water basin. **Catena**, v.75, p.235-247, 2008.

MINE, M. R. M.; CLARKE, T. R. O uso do TOPMODEL em condições brasileiras: resultado preliminar. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 1, n. 2, p. 89-106, 1996.

MENEZES, S. J. M. C; SEDIYAMA, C; SOARES, V. P; JOSÉ, M. G.; ANDRADE, R. G. Estimativa dos componentes do balanço de energia e da evapotranspiração em plantios de eucalipto utilizando o algoritmo sebal e imagem landsat 5 – TM. **Revista Árvore**. Viçosa, v. 35 n. 3, May./June., 2011.

MITSCH, W. J.; JØRGENSEN, S. E. **Ecotechnology: and introduction to Ecological Engineering**. New York: John Wiley and Sons, 1989. 472p.

MORIASI, D. N.; ARNOLD, J. G.; LIEW, M. W. VAN; BINGER, R. L.; HARMEL, R. D.; VEITH, T. L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **Transactionsof the ASABE**, v.50, p.885-900, 2007.

MOSTER, C. **Avaliação hidrológica da zona ripária através da análise da água subterrânea ao longo das vertentes de uma microbacia experimental**. 2007. 83 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.

NASCIMENTO JÚNIOR, D.; QUEIROZ, D. S.; SANTOS, M. V. F. Degradação das pastagens e critérios para avaliação. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DE PASTAGEM, 11., 1994, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: FEALQ, 1994. 325 p.

NASH, J.E.; SUTCLIFFE, J.V. River flow forecasting through conceptual models I: A discussion of principles. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 10, p. 282 – 290, 1970.

NOSETTO, M. D. et al. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. **Agriculture, Ecosystems&Environment**, v.11, n. 1, p.1101-1117, 2011.

NOSETTO, M. D.; JOBBÁGY, E. G.; PARUELO, J.M. Land-use change and waterlosses: the case of grassland afforestation across a soil textural gradient in centralArgentina. **Global Change Biology**, v. 11, p.1101 - 1117, 2005.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA EDUCAÇÃO A CIÊNCIA E A CULTURA -UNESCO. **Guia metodológico para La elaboración del balance hídrico de América Del Sur**. Montevideo: ROSTLAC, 1982. 130 p.

PAUL, K.I.; POLGLASE, P.J.; NYAKUENGAMA, J.G. & KHANNA, P.K. Change in soil carbon following af forestation.**Forest Ecology Management**, v. 168, p. 241-257, 2002.

PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V.; SCHNEIDERS, D.; GOTARDO, R. Transporte de sedimentos e espécies químicas em áreas de reflorestamentos e pastagem com base em chuva simulada. **Revista Ambiente&Água**, v.8, n.2, p.109-123, 2013.

POORE, M. E. D.; FRIES, C. **The ecological effects of eucalyptus**. FAO, 1985.

RANZINI, M.; RIGHETTO, A. M.; GUANDIQUE, M. E. G.; MORAES, J. M.; ARCOVA, F. C. S.; CICCIO, V. Modelagem hidrológica de uma microbacia florestada da Serra do Mar. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 9, n. 4, Out./Dez., p. 33-44, 2004.

RANZINI, M.; LIMA, W. P. Comportamento hidrológico, balanço de nutrientes e perdas de solo em duas microbacias reflorestadas com Eucalyptus, no Vale do Paraíba, SP. **Scientia Florestalis**, n. 61, p. 144-159, 2002.

RENNÓ, C. D.; SOARES, J.V. Uso do índice topográfico como estimador da profundidade do lençol freático. In: XI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 11, Belo Horizonte, abr. 2003. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2003. Sessão Técnica Oral. (no prelo).

RIBEIRO, A.; FACCO, A. G.; SEDIYAMA, G. C.; SOUZA, M. J. H.; LEITE, F. P. Variacion Del almacenamiento de agua en el suelo en áreas de plantaciones forestales de crecimiento rápido entre diferentes fases de exposición y grados de inclinación del terreno. **Mapping**(Madrid), v. 1, p. 99, 2005.

ROCHA FILHO, K. L. **Modelagem hidrológica da Bacia do Rio Pirajuçara com TOPMODEL, Telemetria e Radar Meteorológico**. 2010. 119 f. Dissertação (Mestrado em Meteorologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.

RODRIGUEZ, D. A. **Impactos dos padrões espaciais da vegetação nas variáveis atmosférica e terrestre do ciclo hidrológico, em bacia de floresta amazônica**. 2011, 208 f. Tese (Doutorado em Meteorologia) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, SP.

RODRIGUES-ITURBE, I.; RINALDO, A. **Fractal river basins: Chance and selforganization**. Cambridge, Cambridge University Press, 1997, 547p.

RODRIGUES, V. A. Recuperação de nascentes em microbacias da cuesta de Botucatu. In: RODRIGUES, V. A.; BUCCI, L. A. (Orgs.). **Manejo de microbacias hidrográficas: experiências nacionais e internacionais**. Botucatu: FEPAF, 2006. 5p.

ROMANOWICZ, R. A MATLAB implementation of TOPMODEL. In: BEVEN, K. J. **Distributed hydrological modelling: applications of the TOPMODEL concept**. Chichester, UK: John Wiley&Sons. p.107-122, 1997.

SABARÁ, M. G. **Comparação ecológica entre rios de menor ordem, drenando bacias cobertas por plantios agrícolas, pastagens e plantios de Eucalyptus grandis, na região do médio Rio Doce**, MG. 1999. 259 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

SACRAMENTO NETO, O. B. **Balanço hídrico em plantios jovens de eucalipto na região de Belo Oriente -MG**. 2001. 77f. Dissertação (Mestrado em Meteorologia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2001.

SANTOS, I.; KOBIYAMA, M. Aplicação do TOPMODEL para determinação de áreas saturadas da bacia do Rio Pequeno, São José dos Pinhais, PR, Brasil. **Revista Ambiente**

&Água, v. 3, n. 2, p. 77-89, 2008.

SANTOS, I. **Modelagem geobiohidrológica como ferramenta no planejamento ambiental: estudo da bacia hidrográfica do rio Pequeno, São José dos Pinhais – PR.** 2001. 93f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

SAULNIER, G. M. **Information pedologique spatial isee ettraitementes topographique samelioresdansla modelisation hidrologique par TOPMODEL.** 1996. 340f. Tese (Doutorado) InstitutNationalPolytechnique de Grenoble, Grenoble.

SAULNIER, G.M.; DATIN, R. Analytical solution to a bias in the TOPMODEL framework balance. *Hydrological Processes*, v. 18, p. 1195–1218, 2004.

SAULNIER, G.M.; BEVEN, K.; OBLED, C. Including spatially variable effective soil depths in TOPMODEL. *JournalofHidrology*, v. 202, p.158-172, 1997

SCHULER, A. E.; MORAES, J. M.; MILDE, L. C.; GROPPPO, J. D.; MARTINELLI, L. A.; VICTORIA, R. L.; CALIJURI, M. L. Análise da representatividade física dos parâmetros do TOPMODEL em uma bacia de meso escala localizada nas cabeceiras do Rio Corumbataí, São

Paulo. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.5, n.2, p. 5-25, Abr./Jun., 2000.

SCHULER, A. E. **Aplicação do TOPMODEL em uma bacia de meso escala localizada na cabeceira do Rio Corumbataí.** 1998, 130f. Dissertação (Mestrado em Ciência da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos - USP. São Carlos, SP.

SILVA, R. V. **Análise Comparativa de três formulações do TOPMODEL na bacia do Rio Pequeno – PR.** 2005. 128f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

SILVA, M. A.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.;AVANZI, J. C.; LEITE, F. P. Sistemas de manejo em plantios florestais de eucalipto e perdas de solo e água na região do Vale do Rio Doce, MG. **Ciência Florestal.** v. 21, n. 4, p. 765-776, Out./Dez., 2011.

SILVA, P.M.O.; MELLO, C.R.; SILVA, A. M.; COELHO, G. Modelagem da hidrografia de cheia em uma bacia hidrográfica da região Alto Rio Grande. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, p. 258-265, 2008.

SILVA, R. V.; KOBİYAMA, M. Estudo comparativo de três formulações do TOPMODEL nabacia do Rio Pequeno, São José dos Pinhais, PR. **RevistaBrasileira de RecursosHídricos.** v. 12, n. 2, p. 93-105, 2007

SOARES, J. V.; ALMEIDA, A. C. Modeling the water balance and soil water fluxes in a fast growing *Eucalyptus* plantation in Brazil. **Journal of Hidrology**, Netherlands, v. 253, n. 1/4, p. 130-147, 2003.

SOUZA, M. J, H; RIBEIRO, A.; LEITE, H. L; LEITE, F. P; MINUZZI, R. B. Disponibilidade hídrica do solo e produtividade do eucalipto em três regiões da Bacia do Rio Doce. **RevistaÁrvore.** Viçosa, vol. 30, n. 3, May./June., 2006.

UDA, P. K; CORSEUIL, C. W; KOBİYAMA, M; SILVA, F. V. Análise da evapotranspiração

real diária para diferentes usos e coberturas do solo da bacia do rio Negrinho – SC por meio do modelo SEBAL e imagens ASTER. In: XVI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO - SBSR, 13 a 18 de abril de 2013, Foz do Iguaçu. **Anais...Foz do Iguaçu PR, INPE**, p. 5856-5863, 2013.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Land degradation in drylands (LADA); GEF grant request**. Nairobi, Kenya, 2004.

VALENTE, O. F.; GOMES, M. A. **Conservação de nascentes: hidrologia e manejo de bacias hidrográficas de cabeceiras**. Viçosa, MG: AprendeFácil, 2005. 210 p.

VANSHAAR, J. R.; HADDELAND, I.; LETTENMAIER, D. P. Effects of land-cover changes on the hydrological response of interior Columbia River basin forested catchments. **Hydrological Processes**, v. 16, p. 2499–2520, 2002.

VARELLA, R. F. **Simulação matemática do processo de transformação chuva em vazão: Estudo do modelo TOPMODEL**. 1998 – 157f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, DF.

VARELLA, R. F.; CAMPANA, N. A. Simulação Matemática do Processo de Transformação Chuva em Vazão: Estudo do Modelo TOPMODEL. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 5, n. 4, p. 121-139, Out./Dez, 2000.

VESTENA, L. R. **Análise da relação entre a dinâmica de áreas saturadas e o transporte de sedimentos em uma bacia hidrográfica por meio de monitoramento e modelagem**. 2008. 303 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, SC.

VIEIRA, M. G. L; MORAES, J. L; BERTONI, J. E. A; MARTINS, F. R; ZANDARIN, M. A. Composição florística e estrutura fitossociológica da vegetação arbórea do Parque Estadual de Vaçununga, Santa Rita do Passo Quatro (SP). **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, p. 135-159, 1989.

VISSMAN, W.; LEWIS, G. L. **Introduction to Hydrology**. 5.ed. New Jersey: Upper Saddle River. 2003. 612p.

VINCENDON, B.; DUCROCQ, V.; SAULNIER, G.-M.; BOUILLOU, L.; CHANCIBAU, K.; HABETS, F.; NOILHAN, J. Benefit of coupling the ISBA land surface model with a TOPMODEL hydrological model version dedicated to Mediterranean flash-floods. **Journal of Hydrology**, 394: 256–266, 2010.

VITAL, M. H. F. Impacto ambiental de florestas de eucalipto. **Revista do BNDES**, Rio de Janeiro, V. 14, N. 28, P. 235-276, dez. 2007.

XAVIER, L. N. R. Análise da incerteza causada pela representação da precipitação no modelo TOPMODEL. 2002. 132 f. Dissertação (Mestrado em Ciência em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro. RJ.

ZAKIA, M. J. B. **Identificação e caracterização da zona ripária em uma microbacia experimental: implicações no manejo de bacias hidrográficas e na recomposição de florestas**. 1998. 100f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos – USP, São Carlos, SP.

ZHAO, R.J. The Xinanjiang model applied in China. **Journal of Hydrology**, v. 135, p. 371–381, 1992.

ZHAO, R. J.; AND LIU, X. R. The Xinanjiang model. In: SINGH, V. P. (Ed.) **Computer Models of Watershed Hydrology**. Highlands Ranch: Water Resources Publication, p. 215–232, 1995.

ZHOU, G. Y.; MORRIS, J. D.; YAN, J. H.; YU, Z. Y.; PENG, S. L. Hydrological impacts of reforestation with eucalypts and indigenous species: a case study in southern China. **Forest Ecology and Management**, v.167, n.1, p.209-222, 2002.

ZIEGLER, A.D.; GIAMBELLUCA, T.W.; PLONDKE, D.; LEISZ, S.; TRAN, L.T.; FOX, J.; NULLET, M.A.; VOGLER, J.B.; TROUNG, D.M.; VIEN. T.D. Hydrological consequences of landscape fragmentation in mountainous northern Vietnam: Buffering of hortonian flow. **Journal of Hydrology**, v. 337, p. 52-67, 2007.

ZIEGLER, A.D.; GIAMBELLUCA, T.W.; TRAN, L.T.; VANA, T.T.; NULLET, M.A.; FOX, J.; VIEN, T.D.; PINTHONG, J.; MAXWELL, J.F.; EVETT, S. Hydrological consequences of landscape fragmentation in mountainous northern Vietnam: evidence of accelerated overland flow generation. **Journal of Hydrology**, v. 287, p. 124-146, 2004.