



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO  
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E ENGENHARIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

**LAÍS THOMAZINI OLIVEIRA**

**MÉTODO PARA IDENTIFICAR ÁREAS PRIORITÁRIAS À RECOMPOSIÇÃO  
FLORESTAL VISANDO AUMENTAR A DISPONIBILIDADE HÍDRICA**

JERÔNIMO MONTEIRO – ES

2018

**LAÍS THOMAZINI OLIVEIRA**

**MÉTODO PARA IDENTIFICAR ÁREAS PRIORITÁRIAS À RECOMPOSIÇÃO  
FLORESTAL VISANDO AUMENTAR A DISPONIBILIDADE HÍDRICA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em Ciências Florestais na Área de Concentração Ciências Florestais.

Orientador: Roberto Avelino Cecílio

Coorientador: Sidney Sara Zanetti

**JERÔNIMO MONTEIRO – ES**

**2018**

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)  
(Biblioteca Setorial Sul, Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

---

O48m Oliveira, Laís Thomazini, 1989-  
Método para identificar áreas prioritárias à recomposição florestal  
visando aumentar a disponibilidade hídrica / Laís Thomazini Oliveira. –  
2018.  
145 f. : il.

Orientador: Roberto Avelino Cecílio.  
Coorientador: Sidney Sara Zanetti.  
Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal  
do Espírito Santo, Centro de Ciências Agrárias e Engenharias.

1. Florestas - Restauração. 2. Solos - Usos. 3. Recursos hídricos.  
I. Cecílio, Roberto Avelino. II. Zanetti, Sidney Sara. III. Universidade  
Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências Agrárias e Engenharias.  
IV. Título.

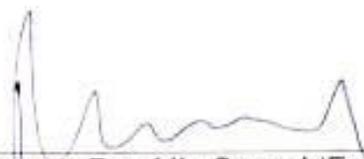
CDU: 630

**MÉTODO PARA IDENTIFICAR ÁREAS PRIORITÁRIAS À RECOMPOSIÇÃO  
FLORESTAL VISANDO AUMENTAR A DISPONIBILIDADE HÍDRICA**

**Lais Thomazini Oliveira**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em Ciências Florestais na Área de Concentração Ciências Florestais.

Aprovada em 29 de agosto de 2018.



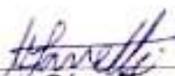
**Dr. Marcos Franklin Sossai** (Examinador externo)  
Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos



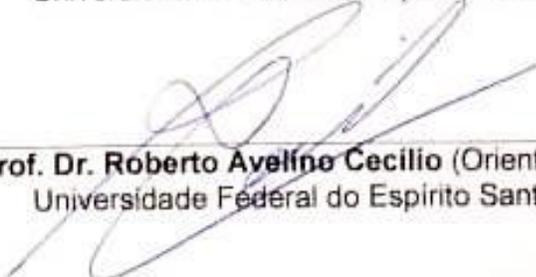
**Prof. Dr. Helder de Amorim Mendes** (Examinador externo)  
Universidade Federal do Espírito Santo



**Prof. Dr. Alexandre Candido Xavier** (Examinador externo)  
Universidade Federal do Espírito Santo



**Prof. Dr. Sidney Sara Zanetti** (Coorientador)  
Universidade Federal do Espírito Santo



**Prof. Dr. Roberto Ayelino Cecilio** (Orientador)  
Universidade Federal do Espírito Santo

DEDICO

À minha nova e sempre família,  
Meu esposo, meus pais, e meus irmãos!

## AGRADECIMENTOS

Agradeço pela presença de Deus, o maior guia para minha vida!

Ao meu amado esposo Tiago, que permaneceu comigo nessa aspiração, muito me apoiou e me incentivou a realizá-la. Obrigada pelo respeito ao meu tempo e meu espaço.

Aos meus pais e irmãos, que são meus anjos da guarda e meu refúgio. Obrigada pelo tão grande amor! Aos amigos e família que souberam entender minha ausência!

Agradeço a excelência na orientação, Prof. Roberto, um prazer tê-lo como orientador. Não me esqueço dos seus ensinamentos, conselhos e sua inestimável confiança. Muito obrigada!

Meus respeitosos agradecimentos ao comitê de orientação, Prof. Sidney, pela sensibilidade e apoio técnico, ao longo das etapas do doutoramento.

Aos meus colegas de pesquisa do Laboratório pela receptividade, cafés e se colocarem a disposição para auxiliar nas discussões e tentativas. Também aos amigos do Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais pela amizade, apoio, e acolhimento.

“Nenhuma pessoa faz sozinha a travessia do seu tempo”.

Augusto Cury.

## RESUMO

OLIVEIRA, Laís Thomazini. **Método para identificar áreas prioritárias à recomposição florestal visando aumentar a disponibilidade hídrica.** 2018. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES. Orientador: Prof. Dr. Roberto Avelino Cecílio. Coorientador: Prof. Dr. Sidney Sara Zanetti.

A restauração florestal tem funções múltiplas na paisagem, dentre essas, recuperar os processos ecológicos, armazenar carbono e proteger os recursos hídricos. As florestas nativas desempenham papel fundamental na manutenção e estabilidade dos recursos hídricos e tem grande influência na criação de boas condições para a infiltração da água no solo. Apesar do reconhecimento de taxas mais elevadas de evapotranspiração em florestas, a probabilidade de que isso possa afetar as vazões dos cursos d'água não tem sempre sido reconhecida. Quando se pretende aumentar a produção de água de uma bacia hidrográfica pode-se referir ao aumento do escoamento anual ou do escoamento de base. Diante disto, o objetivo do estudo foi avaliar as alterações na disponibilidade hídrica ocasionadas pela posição das áreas com cobertura florestal, e localizar as áreas com maior potencial de produção de água. Os locais potenciais foram identificados por meio de um método desenvolvido a partir da integração da Avaliação Multicritérios (MCE) associada ao SIG (MCE-SIG), com posterior modelagem hidrológica. Duas etapas foram realizadas para identificar esses locais: a triagem das áreas com diferentes níveis de prioridade e a verificação dessas prioridades em um estudo de caso. O método foi aplicado para a bacia hidrográfica do Rio Itapemirim (BHPAIN) utilizando-se o modelo hidrológico DHSVM. O mapa prioritário foi obtido pela Combinação Linear Ponderada (WLC) e classificado em oito níveis de prioridade. Os resultados indicaram que na área de estudo há influência da posição da cobertura florestal no aumento da disponibilidade hídrica, mostrando a adequabilidade do método desenvolvido para a análise espacial do efeito da localização da floresta. O resultado para a BHPAIN foi um cenário que prioriza áreas mais elevadas, em especial aquelas ocupadas por pastagem. Os dados sugerem que para a BHPAIN a ampliação da cobertura florestal seja feita em até 25% nas áreas prioritárias indicadas para aumentar os serviços de regulação do fluxo de água.

**Palavras-chave:** vegetação nativa, uso da terra, vazões.

## ABSTRACT

OLIVEIRA, Laís Thomazini. **Method to identify priority areas for forest recomposition aiming to increase water availability.** 2018. Thesis (Doctorate degree in Forest Science) – Federal University of Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES. Adviser: Prof. Dr. Roberto Avelino Cecílio. Co-adviser: Sidney Sara Zanetti.

Forest restoration has multiple functions in the landscape, among those, recover ecological processes, storing carbon and protect water resources. Native forests play a fundamental role in the maintenance and stability of water resources and have a great influence on the creation of good conditions for the infiltration of water into the soil. Despite the recognition of higher evapotranspiration rates in forests, the probability that this may affect streamflow flows has not always been recognized. When it is intended to increase the water production of a river basin it may be referred to the increase of the annual flow or of the base flow. Therefore, the objective of the study was to evaluate the changes in water availability caused by the position of areas with forest cover, and locate areas with potential for water production. Potential sites were identified using a method developed from the integration of the Multi-Criteria Assessment (MCE) associated with GIS (MCE-GIS) with subsequent hydrological modeling. Two steps were taken to identify these sites: screening areas with different levels of priority and checking those priorities in a case study. The method was applied to the Itapemirim River Watershed using the hydrological model DHSVM. The priority map was obtained by the Weighted Linear Combination (WLC) and classified in eight priority levels. The results indicated that in the study area there is influence of the position of the forest cover in the increase of the water availability, showing the suitability of the method developed for the spatial analysis of the effect of the forest location. The result for BHPAIN was a scenario that prioritizes higher areas, especially those occupied by pasture. The data suggest that for the BHPAIN the expansion of the forest cover is done in up to 25% in the priority areas indicated to increase the services of regulating the flow of water.

**Key-words:** native vegetation, land use, flows.

## LISTA DE SIGLAS

AHP – Analytic Hierarchy Process  
ANA – Agência Nacional de Água  
BHPAIN – Bacia Hidrográfica do rio Itapemirim  
CAD – Capacidade de água disponível  
CN – Número da curva  
CR – Razão de consistência  
DAEE – Departamento de Águas e Energia Elétrica de São Paulo  
DHSVM – Distributed Hydrology Soil Vegetation Model  
DPV – Déficit de saturação  
ET – Evapotranspiração  
ETP – Evapotranspiração Potencial  
IAF – Índice de área foliar  
IC – Índice de consistência  
IDW – Ponderação do Inverso da Distância  
ILPF - Sistema de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta  
INMET – Instituto Nacional de Meteorologia  
Ks – Condutividade hidráulica do solo saturado  
MCE – Método de Avaliação Multicritérios  
MMAD – Método Multicritérios de Análise de Decisão  
MNE – Modelo Numérico de Elevação  
P – Precipitação média anual  
PT – Técnica participativa  
Q – Vazão  
Rn – Radiação Líquida  
SCS – USDA – Serviço de Conservação do Solo / Departamento de Agricultura dos Estados Unidos.  
SIG – Sistema de Informação Geográfica  
SRTM – Shuttle Radar Topography Mission  
TWI – Índice topográfico de umidade  
UR – Umidade relativa  
WLC – Combinação Linear Ponderada

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>11</b>
1.1. OBJETIVO GERAL .....	14
1.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	14
<b>2. REVISÃO DE LITERATURA.....</b>	<b>15</b>
2.1. REGIME HÍDRICO EM BACIAS HIDROGRÁFICAS FLORESTADAS .....	15
2.2. EVAPOTRANSPIRAÇÃO EM FLORESTAS .....	23
2.3. ATRIBUTOS DO SOLO INFLUENCIADOS PELO USO E MANEJO DA TERRA .....	29
2.4. PRESENÇA DA FLORESTA NA VARIAÇÃO DO RELEVO .....	38
2.4. MÉTODOS MULTICRITÉRIOS DE ANÁLISE DE DECISÃO (MMAD) .....	44
<b>3. METODOLOGIA.....</b>	<b>50</b>
3.1. ESTRUTURAÇÃO DO PROBLEMA DE PESQUISA.....	50
3.2. METODOLOGIA DE MAPEAMENTO DE ÁREAS COM DIFERENTES PRIORIDADES PARA ALOCAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA.....	54
3.2.1. Elaboração dos critérios.....	56
3.2.2. Regra de decisão e padronização dos critérios .....	63
3.2.3. Determinação dos pesos e importância relativa.....	65
3.2.4. Agregação dos critérios usando um método MCE .....	69
3.2.5. Triagem das áreas com diferentes níveis de prioridade .....	69
3.3. APLICAÇÃO DA METODOLOGIA DE MAPEAMENTO DE ÁREAS COM DIFERENTES PRIORIDADES PARA ALOCAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA .....	71
3.3.1. Caracterização da área em estudo .....	71
3.3.2. Obtenção dos critérios para a BHPAIN.....	75
3.3.3. Determinação da importância e pesos pela AHP.....	80
3.3.4. Agregação dos critérios usando o WLC.....	80
3.4. VERIFICAÇÃO DAS ALTERNATIVAS COM DIFERENTES PRIORIDADES PARA ALOCAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA .....	81
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>85</b>
4.1. MAPA DOS CRITÉRIOS.....	85
4.2. REGRA DE DECISÃO E IMPORTÂNCIA DOS CRITÉRIOS .....	95
4.3. MAPEAMENTO DAS ÁREAS COM DIFERENTES NÍVEIS DE PRIORIDADE .....	99
4.4. VERIFICAÇÃO DAS ÁREAS PRIORITÁRIAS PELA MODELAGEM HIDROLÓGICA... 105	
<b>5. CONCLUSÕES.....</b>	<b>121</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>122</b>
<b>APÊNDICE A .....</b>	<b>142</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural renovável, de domínio público e indispensável para a manutenção da vida no planeta. Entretanto, seu caráter limitado, em decorrência do seu mau uso e gerenciamento, está aumentando a competição e gerando conflitos entre os diferentes usuários. A aceleração dos processos de alteração da paisagem pelo homem, e seus reflexos em termos de escassez de água e da degradação da sua qualidade, faz com que o interesse e a necessidade de se estabelecer políticas adequadas de gestão do uso da terra e dos recursos naturais seja cada vez mais forte.

A conservação dos recursos hídricos está intimamente relacionada ao uso e manejo adequados do solo e da cobertura vegetal. A relação direta existente entre a água e a cobertura vegetal é reflexo de um mecanismo natural de equilíbrio dinâmico sobre a manutenção dos recursos hídricos. A alteração da cobertura do solo modifica esse equilíbrio afetando os processos hidrológicos em bacias hidrográficas (BIRKEL; SOULSBY; TETZLAFF, 2012; BOSCH; HEWLETT, 1982; BROWN et al., 2005; BRUIJNZEEL, 2004; FOHRER et al., 2001; OGDEN et al., 2013; SALEMI et al., 2013).

A influência das florestas, nativas ou plantadas, sobre os componentes do ciclo hidrológico, com impactos nas vazões dos cursos d'água e, conseqüente, na disponibilidade hídrica de bacias hidrográficas, é bem documentada e sistematizada na literatura científica (ANDRÉASSIAN, 2004; BRUIJNZEEL, 2004; CALDER, 2007; OUDIN et al., 2008; PONETTE-GONZÁLEZ et al., 2014; VAN DIJK; KEENAN, 2007). O papel das florestas na manutenção da quantidade, qualidade e regularidade do fluxo de água é um dos serviços ecossistêmicos oferecidos, tendo a floresta nativa madura o máximo de desempenho potencial desses serviços, exceto para taxas de evapotranspiração, que são dependentes da sua fase de equilíbrio dinâmico (FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013).

A cobertura florestal tem interação com os processos hidrológicos que são diferentes dos outros usos da terra, influenciando diretamente a evapotranspiração (ET), a capacidade do solo para reter a água (capacidade de infiltração), e a capacidade da cobertura vegetal para interceptar a chuva (KIERSH, 1999). A floresta é comumente associada à produção de água, admitindo-se que a redução desta vegetação está relacionada com a diminuição da quantidade de água que flui pelos rios (BOSCH; HEWLETT, 1982; WOLF et al., 2011). As variáveis mais importantes. Ainda, deve-se atentar que o resultado da vazão é de modo simplificado um balanço final entre os efeitos

positivos do incremento da infiltração e os efeitos negativos do incremento da evapotranspiração e interceptação pelo dossel florestal (LIMA, 1983). De maneira geral, as florestas possuem o impacto positivo de aumentar a infiltração de água no solo, com consequente redução do escoamento superficial e da erosão hídrica, associada, ainda, à maior recarga dos aquíferos e maior escoamento sub-superficial (ANDRÉASSIAN, 2004; BOSCH; HEWLETT, 1982; BRUIJNZEEL, 2004; CALDER, 2007). Por outro lado, normalmente o aumento da cobertura florestal também está associado ao aumento da evapotranspiração (ET) e da interceptação das precipitações pelo dossel (BOSCH; HEWLETT, 1982; BOND; MEINZER; BROOKS, 2008).

Em geral, a comunidade científica demonstra que, em boa parte dos casos, a relação da floresta com o balanço hídrico está mais relacionada à regulação das vazões de cursos d'água, ao invés de estar diretamente ligada ao aumento do valor médio das vazões (BRUIJNZEEL, 2004; CALDER, 2007; OUDIN et al., 2008; PEEL, 2009; PONETTE-GONZÁLEZ et al., 2014; FARLEY; JOBBÁGY; JACKSON, 2005; FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013; SALEMI et al., 2012, 2013; WILLIAMS et al., 2012). Contudo, a análise sobre as vazões deve ser cuidadosa e levar em consideração a localização da recomposição florestal, pois a substituição por florestas pode ter efeito positivo, negativo ou nulo em relação à produção de água de uma bacia, que é resultado do balanço entre a infiltração e a evapotranspiração.

Em situações onde o recurso água já é naturalmente escasso, a possibilidade da competição devida a esta influência da floresta deve ser analisada de maneira mais abrangente (LIMA, 2008). Isto porque as variáveis que controlam o comportamento hidrológico numa bacia são muitas e frequentemente interdependentes (BACELLAR, 2005), além de variarem em magnitude de importância em bacias hidrográficas diferentes. A combinação das condições edafoclimáticas com a localização espacial da cobertura florestal pode ser um dos fatores que contribuem nessas diferenças observadas, especialmente em regiões de baixa pluviosidade e alta evapotranspiração (DEAN et al., 2015; ILDSET, et al., 2016; LORZ et al., 2007; LOZANO-BAEZ et al., 2018; MINGOTI, 2012; PIMENTEL, 2017b). Essas variações espaciais na evapotranspiração, com impacto nas vazões, são considerações importantes para a localização da cobertura florestal, de forma a impactar positivamente no comportamento das vazões. Dessa forma, este é um problema de pesquisa que necessita de investigação, buscando respostas consistentes na

identificação de áreas prioritárias para a recomposição florestal, de modo a efetivamente contribuir no aumento das vazões.

Há tempo o uso e cobertura do solo vem sofrendo alterações expressivas, com consequências amplamente discutidas sobre os recursos hídricos. Entretanto, essas discussões são difíceis e requerem informações confiáveis sobre a bacia hidrográfica em termos de características físicas, hidrológicas e ocupação. Neste caso, a análise sobre as mudanças no uso da terra e suas respostas a fatores ambientais deve ser um processo paralelo, que permita uma ligação dinâmica dos processos hidrológicos e das alterações ocorridas nestes. Nesse aspecto, a abordagem multicriterial tem sido utilizada como um tratamento analítico, juntamente com o Sistema de Informação Geográfica (SIG), na tentativa de associar vários fatores espaciais em um único tema, por meio do cruzamento e da sobreposição de mapas (EASTMAN et al., 1995; MALCZEWSKI; RINNER, 2015; RAHMAN, et al., 2012; VALVERDE et al., 2016; VETTORAZZI; VALENTE, 2016). Essa ciência permite selecionar fatores de diferentes origens e formatos, e agregar importantes características ao apoio do planejamento territorial.

A priorização de áreas para a recomposição florestal, utilizando a abordagem multicriterial com o SIG, tem sido aplicada no Brasil visando à conservação de recursos hídricos (SARTORI; ZIMBACK, 2011; VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI, 2017; VETTORAZZI, VALENTE; 2016), no aspecto qualitativo (MELLO et al., 2018; PRADO, 2004), na identificação de áreas hidrologicamente prioritárias à proteção de APP e também do potencial de infiltração e geração de escoamento superficial (NICOLETE, 2015; NOSSACK et al., 2014; SANTOS, 2013; SIEFERT; SANTOS, 2015). Porém, nesses estudos não foi constatada a verificação quantitativa da metodologia aplicada. Alguns trabalhos a campo e, também, de modelagem, abordam a localização da cobertura florestal, destacando-se alguns, como de Lozano-Baez et al. (2018) e Cooper et al. (2013), que avaliaram em campo os efeitos da cobertura florestal nas propriedades hidráulicas do solo; e de Dean et al. (2015) e Pimentel (2017b), que identificaram variações topográficas com alteração da cobertura florestal, relacionando o percentual deste uso da terra com a vazão e a recarga hídrica. Nesse sentido, Mingoti (2012), ao avaliar os efeitos da espacialização da cobertura florestal na produção de água de uma bacia hidrográfica, identificou a necessidade da determinação dos locais prioritários a reflorestar ou manter florestado em programas de conservação ambiental.

Seguindo essa linha de pesquisa, as avaliações de alternativas que envolvem os recursos hídricos, tanto quantitativos como qualitativos, por meio de um sistema de decisão, que inclui o SIG e análise de cenários, usando modelos computacionais de simulação, permite prever as mudanças no uso da terra e seus efeitos sobre um objetivo específico, como na disponibilidade de água, risco de inundação e erosão.

Nesse sentido, a modelagem hidrológica se apresenta como uma ferramenta prática e útil para prever padrões espaciais de processos hidrológicos com relação aos cenários decorrentes do tipo de ocupação e usos da terra sobre a disponibilidade hídrica de bacias hidrográficas, servindo como mecanismo de suporte à decisão sem necessidade de intervenção física e monitoramento, de forma rápida e de baixo custo. Com isso, pode-se obter um conhecimento metodológico, de um experimento computacional, usando um modelo hidrológico como uma ferramenta de aplicação no processo de tomada de decisão de modo a facilitar as decisões de forma sistemática, coerente e produtiva.

### 1.1. OBJETIVO GERAL

O objetivo geral foi desenvolver uma metodologia para identificar áreas em diferentes níveis de prioridade para a recomposição da vegetação nativa com vistas ao incremento da disponibilidade hídrica, com apoio do MMAD.

### 1.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Identificar as variáveis que influenciem na disponibilidade hídrica e determinar sua importância e integração relacionada com a mudança do uso da terra.
- Selecionar locais que tenham a capacidade de aumentar o potencial de infiltração e o armazenamento de água subterrânea, que reflita no aumento da vazão do curso d'água.
- Aplicar o modelo Distributed Hydrology Soil Vegetation Model (DHSVM) para as novas condições de alocações de floresta nativa e verificar o comportamento das vazões.
- Identificar áreas prioritárias para a conservação do solo e da água.

## 2. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1. REGIME HÍDRICO EM BACIAS HIDROGRÁFICAS FLORESTADAS

O regime hídrico de bacias hidrográficas está relacionado com a dinâmica da água e sua interação nas etapas do ciclo hidrológico, a partir da variação espaço-temporal em função de fatores climáticos, topográficos, solo e de vegetação. No contexto hidrológico, a alteração da superfície do solo ocasiona impactos sobre o regime hídrico de uma bacia hidrográfica. Quando há remoção da cobertura florestal, a dinâmica da água e a integridade do solo são modificadas.

As florestas desempenham papel fundamental para a manutenção dos processos hidrológicos (ANDRÉASSIAN, 2004; BROWN et al., 2005; BRUIZINZEEL et al., 1990; CALDER, 2007; FARLEY, JOBBÁGY; JACKSON, 2005; MENEZES et al., 2009; ROSIN et al., 2015; SCOTT et al., 2008). Contribuem na regulação do escoamento total e redistribuição do escoamento superficial e subterrâneo; redução da amplitude sazonal das vazões dos cursos d'água; aumento no escoamento total anual; proteção do leito dos rios; manutenção da qualidade da água; proteção do solo contra processos erosivos e deslizamentos de encostas em áreas declivosas (BRUIJNZEEL, 2004).

Nas áreas de florestas nativas, esses processos sofrem grande influência em função da complexidade da estrutura das árvores, como a altura, a densidade do dossel, a fisionomia da planta, além do acúmulo de material orgânico e do sistema radicular das plantas que cria acessos preferenciais que favorecem o movimento da água no solo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005; BRANDÃO et al., 2006; DÍAZ et al., 2007). A floresta natural, por ser a vegetação que mais colabora para a criação das condições ideais é a que produz as mais altas taxas de infiltração. Os valores passam muitas vezes de 100 mm/h, e dificilmente ficam abaixo de 60 mm/h, na maioria dos solos brasileiros; mesmo em florestadas plantadas, os valores de infiltração podem ser altos (VALENTE; GOMES, 2005).

Ilstedt et al. (2007) estudaram os efeitos do florestamento na infiltração de água nas áreas tropicais, sob a hipótese de que o florestamento aumenta a capacidade de infiltração. Identificaram que a capacidade de infiltração aumentou em média, aproximadamente três vezes, após o florestamento. Scott et al. (2005) fizeram uma revisão dos impactos

hidrológicos de florestamento e processos de escoamento em florestas e consideraram que alguns resultados confirmaram um padrão de aumento da infiltração ao longo do tempo.

A compreensão da relação entre as propriedades físicas do solo, tais como infiltração, e as mudanças na cobertura florestal são fundamentais para entender as interações entre as florestas e o uso, na oferta da qualidade e quantidade de água (BRUIJNZEEL, 2004; CALDER, 2007). As mudanças no uso da terra podem alterar os componentes hidrológicos, afetando a evapotranspiração, capacidade de infiltração do solo, o regime de fluxo superficial e sub-superfície após o desmatamento; mas as tendências durante a recuperação florestal é difícil generalizar (BRUIJNZEEL, 1990; (ILSTEDT et al., 2007; SUN et al., 2004).

Alguns estudos sobre os efeitos da mudança da vegetação sobre o rendimento de água, encontraram que a remoção da vegetação proporcionou um aumento do escoamento superficial, conseqüentemente das vazões (BOSCH; HEWLETT, 1982). Entretanto, essas alterações foram observadas em curto prazo, pois a longo e médio prazo, a retirada da cobertura vegetal tende a diminuir a infiltração da água no solo, comprometendo o fluxo de água para o escoamento de base (BOSCH; HEWLETT, 1982; LIMA, 1983). Pensando nesta interpretação, o estabelecimento de uma cobertura do solo que resulta em evapotranspiração (ET) superior ao existente pode levar a uma diminuição na vazão anual, contudo o efeito do incremento da cobertura florestal pode favorecer o efeito do aumento da infiltração em longo prazo. Além disso, deve-se considerar que o desmatamento e o florestamento são atividades diferentes, pois a variações do escoamento podem ocorrer de formas mais abrupta no desmatamento e de modo mais gradual nos florestamentos (FARLEY, JOBBÁGY; JACKSON, 2005).

Farley, Jobbágy e Jackson (2005) avaliaram o efeito do florestamento, eucalipto e pinus, no rendimento hídrico, incluindo o escoamento total anual e a vazão mínima. Indicaram que há uma possibilidade do florestamento em provocar ou agravar a escassez de água em alguns locais, mas que deve ser avaliado criteriosamente. Os autores perceberam que a conversão de áreas de pastagens em florestadas plantadas provavelmente afetará processos do ecossistema, incluindo o rendimento hídrico.

Esse rendimento é alterado através das mudanças na evapotranspiração, interceptação, os quais tendem a aumentar quando pastagens ou culturas são substituídas por árvores. A taxa de transpiração é influenciada pelas mudanças nas características da área foliar, albedo da superfície da planta, resposta estomática, rugosidade aerodinâmica,

além da profundidade de enraizamento. Apesar do reconhecimento de taxas mais elevadas de ET em florestas, a probabilidade de que isso vai reduzir a disponibilidade hídrica não tem sempre sido reconhecida (FARLEY, JOBBÁGY; JACKSON, 2005; ZHANG et al., 2001).

A redução na vazão média ( $Q_{\text{méd}}$ ) como resposta ao aumento da cobertura de floresta nativa ou de floresta plantada é evidenciada em outros estudos (ANDRÉASSIAN, 2004; BESKOW; NORTON; MELLO, 2013; FARLEY, JOBBÁGY; JACKSON, 2005; LOCATELLI; VIGNOLA, 2009; MELLO et al., 2008; VAN DIJK; KEENAN, 2007; ZHANG et al., 2008). Ao comparar a substituição de pastagem por florestas plantadas, os estudos com dados experimentais evidenciaram uma tendência geral de redução da vazão média (JOBBÁGY; BALDI; NOSETTO, 2012; SCOTT; PRINSLOO, 2009).

No entanto, análise sobre vazões deve ser cuidadosa e levar em consideração o conhecimento dos usos da terra na bacia hidrográfica, pois a substituição por florestas melhora as características físicas do solo, especialmente aquelas fortemente relacionadas à infiltração. Em vários estudos obtidos em bacias hidrográficas experimentais tem sido observado que o aumento da vazão devido a eliminação da vegetação, acontece em curto prazo, com o aumento da vazão imediatamente após o corte (BOSCH; HEWLETT, 1982; LIMA, 1983; SCOTT; LE MAITRE; FAIRBANKS, 1998). De modo geral, os resultados mostram que o corte raso total da floresta em uma bacia hidrográfica aumenta a vazão anual da bacia. Porém, “as práticas que tendem a diminuir a infiltração da água no solo tendem a diminuir a vazão em médio e longo prazos” (LIMA, 2008, p.109), pois a quantidade de água que poderia ser destinada ao escoamento de base, pode ser reduzida (GUZHA et al., 2018).

A conversão de florestas para pastagens ou cultivos de menor porte, modifica a proporção de processos hidrológicos, como a redução na quantidade de água interceptada pelo dossel; redução no volume de água removida pelas raízes nas camadas mais profundas do solo, resultando em menores taxas de evapotranspiração e aumento no escoamento superficial (COLLISCHONN, 2001; TUCCI; CLARKE, 1997).

Segundo Costa, Botta e Cardille (2003) espera-se que a substituição da vegetação tropical natural por pastagem ou culturas, cause uma queda na evapotranspiração e um aumento associado na vazão média e máxima anual. Rosin et al. (2015) observaram esse efeito sobre a vazão no estudo feito na bacia hidrográfica do Rio das Mortes, no estado de Mato Grosso, em que não somente as séries de vazões médias e máximas apresentaram

tendência de aumento como também as mínimas. Contudo, curtos períodos de observação podem não incluir a variabilidade da precipitação, e induzir a conclusões precipitadas (FARLEY, JOBBÁGY; JACKSON, 2005).

A influência das florestas, nativas ou plantadas, sobre os componentes do ciclo hidrológico, com impactos nas vazões dos cursos d'água e, conseqüente, na disponibilidade hídrica de bacias hidrográficas, é bem documentada e sistematizada na literatura científica (ANDRÉASSIAN, 2004; BRUIJNZEEL, 2004; CALDER, 2007; OUDIN et al., 2008; PEEL, 2009; PONETTE-GONZÁLEZ et al., 2014; SALEMI et al., 2013; VAN DIJK; KEENAN, 2007). De maneira geral, as florestas possuem o impacto positivo de aumentar a infiltração de água no solo, com conseqüente redução do escoamento superficial e da erosão hídrica, associada, ainda, à maior recarga dos aquíferos e maior escoamento sub-superficial. Por outro lado, normalmente o aumento da cobertura florestal também está associado ao aumento da evapotranspiração (ET) e da interceptação das precipitações pelo dossel. O impacto final das florestas sobre as vazões dos cursos d'água depende do balanço entre o impacto positivo do aumento da infiltração com o impacto negativo do aumento da ET e da interceptação. Ou seja, caso o aumento da infiltração seja superior que o aumento da ET, existirá tendência de incremento das vazões. Do oposto, caso o incremento da ET seja superior ao aumento na infiltração, o impacto nas vazões será no sentido de reduzi-las.

A maior parte das pesquisas demonstra que as florestas reduzem a vazão, fato este, contrário ao senso comum de que a cobertura florestal aumenta a vazão. Contudo, deve-se atentar que o resultado da vazão é um balanço final entre os efeitos positivos do incremento da infiltração e os efeitos negativos do incremento da evapotranspiração e interceptação pelo dossel florestal. Dados de micro e pequenas bacias (menores que 100 ha), medidos em experimentos de bacias pareadas, demonstram que o incremento da cobertura florestal atua de forma a reduzir a vazão média ( $Q_{\text{méd}}$ ) (COSTA; BOTTA; CARDILLE, 2003). Isso se deve ao aumento da ET superar o incremento da infiltração. Todavia, estudos em bacias com área superior a 100 km<sup>2</sup>, nem sempre evidenciam o mesmo comportamento. Na maior parte dos casos, são observadas bacias em que não há alteração expressiva na  $Q_{\text{méd}}$ , sejam em bacias no estado do Espírito Santo (ALMEIDA, 2007; EUGÊNIO et al., 2013) ou em outros locais (ARAUJO; OLIVEIRA, 2013; BIRKEL; SOULSBY; TETZLAFF, 2012; MENDES; CECÍLIO; ZANETTI, 2018; OUDIN et al., 2008; PONETTE-GONZÁLEZ et al., 2014; QIAN, 1983; SANTOS; GRIEBELER; OLIVEIRA, 2010;

VAN DIJK et al., 2007; WATTENBACH et al., 2007; WILK; ANDERSSON; PLERMKAMON, 2001).

FOHRER et al. (2001) avaliaram a resposta hidrológica às mudanças no uso da terra na escala de bacia hidrográfica, e encontraram que o uso da terra influenciou no balanço hídrico local; entretanto, o impacto da mudança no balanço anual de água foi relativamente pequeno, devido aos efeitos de compensação em uma bacia complexa. Dentre os fatores que afetam a vazão de uma bacia hidrográfica, os climáticos, os fisiográficos e o uso da terra, em conjunto, operam no sentido de fazer com que o comportamento hidrológico de pequenas bacias seja diferente do de bacias maiores, especialmente o uso da terra, que é um dos fatores mais importantes que afetam a produção de água em microbacias (LIMA; ZAKIA, 2006).

Analisando vazões mínimas, existe uma ideia consolidada pelo senso comum de que a cobertura florestal possui tendência de aumentar as vazões mínimas devido à recuperação das funções hidrológicas dos solos sob florestas, ou seja, devido ao aumento da infiltração e maior recarga dos lençóis freáticos. Alguns trabalhos evidenciaram essa tendência, seja por meio de dados medidos ou simulados (CHANDLER, 2006; LOCATELLI; VIGNOLA, 2009; OGDEN et al., 2013; SMETHURST; ALMEIDA; LOOS, 2015). Todavia, dados experimentais demonstram o oposto, ou seja, a redução das vazões mínimas quando do reflorestamento por eucalipto (BESKOW; NORTON; MELLO, 2013; FARLEY; JOBBÁGY; JACKSON, 2005) ou, em menor escala, quando da recomposição de florestas nativas (ALMEIDA; SILVA; RODRIGUES, 2013; BIRKEL; SOULSBY; TETZLAFF, 2012; FARLEY; JOBBÁGY; JACKSON, 2005; VAN DIJK; KEENAN, 2007). Isso se deve ao fato de que o aumento da ET em áreas florestais pode anular, e até majorar, o efeito do aumento da infiltração.

Rodrigues et al. (2015) também encontram variações nas vazões, com uma redução de vazão de -4,26% no cenário de mata nativa cerrado, -9,68% no cenário de reflorestamento médio e -11,59% no reflorestamento intenso. Analisando as vazões mínimas, o cenário mata nativa apresentou valores superiores ao de floresta plantada, chegando a 30%, creditada à maior taxa de infiltração e menor evapotranspiração. Os autores observaram que em algumas sub-bacias favoreceram o processo de infiltração, maior equilíbrio na manutenção e constância da produção de água, ao longo do tempo.

O impacto das florestas sobre as vazões dos corpos hídricos depende, em maior ou menor grau, de diversos fatores, como: o tamanho da bacia hidrográfica; o uso do solo que

está sendo substituído pela floresta; a fração da área substituída; o manejo, tipos de solos e suas propriedades (essencialmente suas capacidades de infiltração, transmissão e retenção de água); a profundidade do lençol freático; a conformação espacial dos usos do solo na bacia hidrográfica; as características climáticas e meteorológicas predominantes na região; as mudanças climáticas; a topografia do terreno e as demais características morfométricas da bacia (BLEBY; COLQUHOUN; ADAMS, 2012; FARLEY; JOBBÁGY; JACKSON, 2005; FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013; OUDIN et al., 2008; PEEL, 2009; SALEMI et al., 2013; WILLIAMS et al., 2012; WOLF et al., 2011). Dentre os fatores climáticos, a avaliação quantitativa da evapotranspiração é de fundamental importância em muitos aspectos.

Scott et al. (2008) observaram em zonas ripárias que a ET e a utilização de águas subterrâneas aumentou à medida que a densidade de plantas aumentou. Devido à capacidade das plantas ribeirinhas em acessar águas subterrâneas, a ET dessas áreas foi superior à precipitação. Concluíram que a ET é a principal componente entre o balanço de água superficial e subterrânea.

Uma das funções da floresta é fornecer umidade para as camadas superficiais do solo, favorecendo os processos de sub-superfície (TUCCI; CLARKE, 1997). As florestas tropicais podem retirar a umidade do solo em profundidades superiores a 3,6 m, enquanto que a vegetação rasteira, como a pastagem, podem alcançar 20 cm (BRUIJNZEEL, 1990). Essa capacidade da floresta em remover água pelas raízes nas camadas mais profundas do solo modifica a proporção de processos hidrológicos, resultando em maiores taxas de evapotranspiração.

Levantamentos de diversos trabalhos mostram que as reduções percentuais nas vazões de bacias reflorestadas tendem a ser maiores em áreas mais secas (FARLEY; JOBBÁGY; JACKSON, 2005; JOBBÁGY; BALDI; NOSETTO, 2012; PEEL, 2009; ZHANG et al., 2008). Fato provável devido o incremento na infiltração ser transformado mais em evapotranspiração real e menos em recarga subterrânea, pois o clima seco propicia maiores taxas de evapotranspiração potencial.

Menezes et al. (2009) avaliaram a dinâmica hidrológica, associadas ao uso do solo, sendo um sob mata nativa (Mata Atlântica) e o outro sob pastagem, em uma sub-bacia na Serra da Mantiqueira. Os autores analisaram o comportamento das vazões nas duas condições de uso durante o período seco e verificaram que a produção de água sob as condições de mata nativa foi consideravelmente superior, com vazões contínuas mesmo no

período seco, enquanto que na área sob pastagem, sofreu oscilações. A existência de uma serapilheira espessa nas áreas sob mata nativa contribui para o incremento da matéria orgânica do solo, proporcionando uma retenção de água na superfície do solo e melhor estruturação e estabilização dos agregados, bem como uma melhora na porosidade e condutividade hidráulica do solo sob floresta, atributos relacionados ao processo de infiltração. Essa situação promoveu um fornecimento lento de água aos aquíferos freáticos durante o processo de recarga, o que tende a contribuir para a manutenção do escoamento durante o período seco.

Neste sentido, Humann et al. (2011) avaliaram que solos sobre cobertura de florestas nativas maduras apresentam elevada porosidade com alta capacidade de infiltração, com conseqüente redução do escoamento superficial direto, ou seja, as florestas maduras tendem a promover sensível melhora nos atributos hidrológicos do solo, com melhor estruturação e desenvolvimento de fluxos preferenciais. O melhor desempenho das funções hidrológicas, vem da gestão a longo prazo e a possibilidade de maturação do ambiente de floresta (ANDRÉASSIAN, 2004;. BROWN et al., 2005; CALDER, 2007; FARLEY, JOBBÁGY; JACKSON, 2005; FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013).

Rodrigues et al. (2015) avaliam o consumo de água em áreas de floresta nativa do Cerrado nas margens de cursos d'água e ao redor de nascentes, e florestas plantadas de Eucalipto e Pinus, para o período de 1980 a 2012. Observaram que o consumo de água foi maior na fase de crescimento do reflorestamento, relacionado à característica de rápido crescimento das espécies, que consomem mais água do que as espécies de crescimento mais lento, como a nativa do cerrado. Creditaram as variações observadas à maior evapotranspiração na fase de crescimento, e à posterior queda com o amadurecimento após o 12º e 15º ano de estabelecimento das florestas, concordando com estudos que indicam a tendência de reduzir a evapotranspiração com o amadurecimento da floresta.

Vertessey et al. (2001) também observaram que a evapotranspiração diminui conforme o amadurecimento da floresta, o que pode proporcionar um aumento no rendimento de água. Os autores constataram um aumento das vazões anuais após o desmatamento, porém ocorreu uma diminuição progressiva conforme a regeneração da vegetação, atribuindo tais variações à maior evapotranspiração na fase de crescimento e à posterior queda com o amadurecimento da vegetação.

O papel das florestas na manutenção da quantidade, qualidade e regularidade do fluxo de água pode ser enquadrada no conceito de prestação de um serviço do

ecossistema, tendo a floresta nativa madura o máximo de desempenho potencial desses serviços, exceto para taxas de evapotranspiração que são dependentes na sua fase de equilíbrio dinâmico (FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013). Nas florestas, o fluxo de água é mais estável e sustentável do que em outros casos, isto é, regulam as vazões de cursos d'água; porém em algumas condições podem não aumentar o valor médio das vazões, mas se houver ganho, o benefício é ainda maior. Por outro lado, a vegetação em climas secos e em locais que enfrentam a escassez hídrica, pode até diminuir as vazões pelo aumento da evapotranspiração (DEAN et al., 2015).

Percebe-se que há controvérsias quanto ao impacto exercido pelas florestas no regime hidrológico de bacias hidrográficas. Os cultivos florestais são considerados os principais agentes de transformação da paisagem, e são alvos de discussões quanto aos seus efeitos no ambiente (SOARES et al., 2015). Alguns estudos mostraram que as florestas são eficazes para atenuar as vazões máximas e a erosão hídrica, e além de manter vazões nos períodos de estiagem, fornece água de boa qualidade. Contudo, dados experimentais têm evidenciado que o desmatamento pode aumentar vazões médias anuais e vazões mínimas, porém outros estudos indicaram a diminuição das vazões mínimas depois do desmatamento. Quando as condições de infiltração após o desmatamento ficam deterioradas, como o selamento e compactação do solo, a capacidade de infiltração pode ficar reduzida e aumentar o escoamento superficial, com a redução da alimentação do aquífero (TUCCI, CLARKE, 1997). Por outro lado, se a água que não é perdida pela floresta, atinge o solo e infiltra, o aquífero tem uma maior recarga, aumentando as vazões mínimas.

Nesse sentido, verifica-se que as bacias hidrográficas são vulneráveis às alterações da cobertura vegetal, pois elas interferem nos atributos físicos do solo que, por sua vez, influenciam as condições de infiltração, refletindo na dinâmica hídrica na bacia (ROSIN et al., 2015). Por menor que seja a bacia hidrográfica, ela não é homogênea, e os processos hidrológicos são variáveis. O sistema é dinâmico, mesmo que o clima não mude, a variabilidade dos solos e do uso da terra está presente. Portanto, manter a cobertura vegetal em locais adequados deve ser analisado para a conservação do solo e da água em florestas, pastagens ou culturas, e devem ser cuidadosamente praticada para evitar tendências regressivas nestas terras (MOHAMMAD; ADAM, 2010).

## 2.2. EVAPOTRANSPIRAÇÃO EM FLORESTAS

As florestas desempenham importante papel na captação e na distribuição da água de chuva em bacias hidrográficas, no processo de oferta de água para recarga dos aquíferos e na regulação dos escoamentos nas microbacias. As áreas florestadas apresentam maior ET, menor escoamento superficial (ES) e maior escoamento subterrâneo (ESubt) comparado à vegetação de menor porte. O entendimento das relações entre a evapotranspiração e os diferentes tipos de ecossistemas é um requerimento básico para prever as respostas dos mesmos às mudanças climáticas e usos da terra (SCHIAVETTI; CAMARGO, 2005).

A evapotranspiração é influenciada por fatores climáticos, fisiológicos, manejo e tipo de solo. Os principais fatores climáticos são: radiação solar, temperatura, umidade relativa do ar, vento e pressão de vapor. A radiação solar é a principal fonte de energia para a Terra, sendo o principal elemento meteorológico responsável pela evapotranspiração, e desempenha um importante papel no balanço de água e energia entre a superfície e a atmosfera terrestre (PEREIRA et al., 2002; UDA, 2012).

No balanço de água, a quantificação das taxas de ET permite juntamente com outros fatores, que se tenha um diagnóstico do volume de água disponível, das demandas hídricas e dos déficits hídricos. O balanço de energia resulta na radiação líquida ( $R_n$ ) ou saldo de radiação, caracterizada pela quantidade de energia disponível para o processo de evapotranspiração (ET) e para o aquecimento do ar (H) e solo (G) (GOMES et al., 2009; PEREIRA et al., 2002; SILVA et al., 2005), sendo a diferença entre a radiação incidida, radiação refletida e radiação emitida por uma superfície. Desta forma, o balanço de energia e de água depende das condições ambientais e da disponibilidade de água no solo.

Na evapotranspiração, a transferência de água para a atmosfera requer energia. Portanto, toda vez que a superfície estiver umedecida, a maior parte da energia disponível será utilizada na evapotranspiração, o que representa 70 a 80% da radiação líquida ( $R_n$ ) (PEREIRA et al., 2002). Se a superfície estiver com deficiência hídrica, então a evapotranspiração será restringida e a maior parte da energia disponível será utilizada no aquecimento do ar, plantas e solos, resultando em elevação de temperatura. Se não tem água para evaporar, gasta mais energia para aquecer o solo e a água. Desde então, a disponibilidade de água no solo é um dos fatores determinantes na ET, e depende do balanço entre chuva e evapotranspiração.

A vegetação modifica o balanço de energia e de água, pois a cobertura intercepta a radiação solar antes de atingir o solo e altera a quantidade de energia armazenada na vegetação para a ET. De maneira geral, as florestas possuem estruturas de dossel, solos orgânicos e sistemas radiculares que formam um complexo ambiente que afeta significativamente a transferência de água e energia entre o solo e a atmosfera (UDA, 2012). A grande perda de água para a atmosfera em áreas florestadas é atribuída à grande superfície transpirante, à profundidade dos sistemas radiculares, interceptação pelos dosséis, maior disponibilidade de energia (menor albedo) e efeitos do vento (ANDERSON et al., 1976). Essas condições da floresta fazem a taxa de evapotranspiração ser maior e durar mais do que em vegetações de pequeno porte (CORREIA et al. 2007; GIAMBELLUCA et al., 2009; MUNIZ et al., 2014; ZHANG et al., 2001).

Com relação à temperatura e umidade do ar, estes são condicionantes da pressão de vapor d'água (UBA, 2012). A água presente no ar exerce uma pressão parcial de vapor ( $e_a$ ), neste caso, o  $e_a$  é a pressão exercida pela massa atual de vapor d'água na atmosfera e, existe um máximo de pressão de saturação de vapor d'água na atmosfera, o  $e_s$  (PEREIRA et al., 2002). Quando o ar está saturado,  $e_a=e_s$ , tem-se a umidade relativa do ar em 100%, ou seja, não cabe mais vapor d'água na atmosfera, pois está na capacidade máxima; então a água passa do estado gasoso para o líquido. Em condições naturais, o  $e_a$  é menor que o  $e_s$ , o que causa um déficit de saturação (dpv). Quando aumenta a temperatura, aumenta a capacidade da atmosfera em reter o vapor d'água; o déficit de saturação fica maior, tornando maior a demanda evaporativa do ar (GOMES et al., 2009; PEREIRA et al., 2002). Com o aumento da UR ao redor das plantas, a taxa de transpiração cai. É mais fácil para a água evaporar em ar mais seco, que tem maior demanda evaporativa, que em um ar mais saturado.

A transpiração é mantida pela reposição da água perdida, por meio do sistema condutor desde as raízes até as folhas, a partir da atuação de um gradiente potencial de água negativo em que a atmosfera atua como dreno de vapor d'água (PEREIRA et al., 2002). Quanto mais seco estiver o ar (baixa UR), maior a demanda evaporativa e maior será a força desse dreno. Considerando essa perda de água, a transpiração pode assumir maiores taxas que a evaporação. Isto pode estar relacionado ao fato de que enquanto a evaporação do solo é reduzida devido ao menor conteúdo de água próximo à superfície, a transpiração pode continuar ativa, porque a água em profundidades maiores no solo pode ainda estar disponível para o sistema radicular das plantas (ZHANG et al., 2001). Jasechko

et al. (2013) mostraram que a transpiração é o maior fluxo de água para a atmosfera, representando 80 a 90 % da evapotranspiração terrestre. Atribuíram a isso, a capacidade das raízes das plantas de absorver a água disponível no solo e em águas subterrâneas, enquanto a evaporação remove a água de superfície.

Sendo assim, o consumo de água pelas florestas 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). O estômato atua como um regulador fundamental da taxa de transpiração, juntamente com a camada de ar adjacente à folha (PEREIRA et al., 2002). Se tiver pouca disponibilidade de água ou vento excessivo, os estômatos fecham para evitar a perda de água. Nos estômatos também ocorrem trocas gasosas, em caso de estresse para a planta, diminui a absorção de  $\text{CO}_2$  e, conseqüentemente, o crescimento. A cultura não extrai água do solo na mesma taxa que evapotranspira para atender a demanda evaporativa do ar. Com o dpv alto, a demanda atmosférica é maior e com pouca água no solo, fecha o estômato, não entra água, e a ET é restringida e sobra mais energia para aquecer o solo e o ar.

Zhang et al. (2001) explicaram que as diferenças no albedo e na resistência aerodinâmica entre as tipos de vegetações pode explicar as diferenças na evapotranspiração. Isso se dá principalmente em função da maior altura da cultura, que resulta em maior interação aerodinâmica com a atmosfera (PEREIRA et al., 2012). Com o vento, o poder evaporante do ar é maior podendo aumentar a ET, pois o ar seco que desloca sobre a área mais úmida é resfriado e umedecido em função da transferência de calor do ar para a superfície, fornecendo energia adicional para o processo de evapotranspiração desta área (UDA, 2012). Um maior valor da velocidade do vento é favorável ao aumento da evapotranspiração, pois o processo de saída do vapor d'água é facilitado (ALVES et al., 1999).

Dentre os fatores que influenciam a evapotranspiração, aqueles relacionados à planta, como índice de área foliar (IAF), albedo, altura da planta e profundidade do sistema radicular, são fatores determinantes nas diferenças de evapotranspiração observadas em florestas e plantas de menor porte, como pastagens e cultivos agrícolas (PEREIRA et al., 2002). Além desses, Almeida e Soares (2003) indicaram que o comportamento fisiológico da planta e a arquitetura do dossel influenciam na ET.

O IAF expressa o tamanho da área foliar em relação à área do terreno ocupada por uma planta, sendo um elemento importante na produtividade e evapotranspiração de ecossistemas (MELLO et al., 2008; XAVIER et al., 2002). O maior valor de IAF implica em maior interceptação e re-evaporação de água pela folhagem, com maior taxa de ET (ALMEIDA, SOARES; 2003). Segundo Giambelluca et al. (2009), um menor IAF reduz a evapotranspiração e o fluxo de calor latente bem como, a partição de energia de um sistema. Com o aumento do IAF mais energia é absorvida pela vegetação. Os autores sugerem que o IAF pode explicar em maior parte as variações temporais e espaciais da ET. Nesse sentido, Lima et al. (2011), Muniz et al. (2014) e Silva et al. (2011) quantificaram o balanço de energia e mostraram que com água disponível no sistema maior quantidade de energia é alocada para a evapotranspiração.

Diversos estudos observaram que o maior valor de IAF é referente às formações florestais, comparado às pastagens e cultivos agrícolas (ALMEIDA, SOARES; 2003; DANELICHEN et al., 2014; FAGUNDES et al. 2001; JORDÃO et al., 2015; MAGALHÃES 2013; SATTLER et al., 2012; ZANCHI et al., 2009). Na floresta, além de ter maiores valores de IAF, a superfície transpirante (IAF) é distribuída em diferentes níveis do dossel. Em culturas anuais, à medida que a planta se desenvolve o IAF cresce até atingir um valor máximo, decrescendo posteriormente. Em culturas perenes, em função do contínuo crescimento das plantas, o valor de IAF é crescente até alcançar a maturidade, a partir desse ponto torna-se praticamente constante, com pequenas variações sazonais (PEREIRA et al., 2002). Em pastagens e cultivos agrícola, por conta da menor densidade de folhas é menor a superfície evapotranspirante, o que diminui a perda de água. Loarie et a. (2011) observaram que a conversão do Cerrado em pastagens levou a uma diminuição de ET, enquanto a conversão de pastagens para cana de açúcar levou a um aumento de ET.

O albedo é um coeficiente de reflexão e representa a porcentagem de radiação solar que é refletida por uma superfície em função da coloração e rugosidade, ficando apenas as frações absorvida e transmitidas disponíveis para a planta que condiciona a quantidade de energia armazenada no sistema vegetado (PEREIRA et al., 1997). Os menores valores de albedo são da vegetação florestal, variando de 5 a 18%, indicando que esse tipo de cobertura absorve mais energia para seu processo evapotranspirativo; enquanto os maiores valores de albedo, variando entre 16 a 20%, estão relacionados a áreas de

pastagem e cultivos agrícolas (ANDRADE et al., 2010, FILHO et al., 2005; LEITÃO et al., 2002; PAVÃO et al., 2015; PEREIRA, et al., 2002; SANTOS et al., 2014).

O albedo mais elevado nas pastagens faz com que uma maior porcentagem da radiação seja refletida. Santos et al. (2014) verificaram que na pastagem ocorre uma maior exposição do solo à radiação solar, comparado à floresta. Como resultado, existe uma maior disponibilidade de energia na forma de calor sensível, em comparação com a floresta, resultando numa maior taxa de aquecimento do ar sobre a pastagem. O aumento da temperatura do ar próximo à superfície com o desmatamento reduz a evapotranspiração e o fluxo de calor latente, uma vez que uma maior fração de energia está disponível para aquecer a superfície terrestre e o ar (Fisch et al., 1998). Alves et al. (1999) e Machado (2012) analisaram mudanças no microclima na região amazônica, e encontraram maiores valores do saldo da radiação para a floresta, o que equivale a uma maior quantidade de energia disponível e portanto, taxas maiores de evapotranspiração. Portanto, nas mesmas condições meteorológicas, uma floresta que reflete menos radiação absorve mais energia, resultando em maior ET.

Com relação à disponibilidade de água no solo, esta fica condicionada pela profundidade do sistema radicular que indica o potencial de absorção de água pelas raízes, e pelo tipo de solo (REICHERT et al., 2011). Solos argilosos podem armazenar maior quantidade de água do que os arenosos, mantendo a evapotranspiração por mais tempo (PEREIRA et al., 2002). A planta determina o volume de solo a partir do qual as raízes são capazes de extrair água, e, juntamente com propriedades hidráulicas do solo, define a capacidade de água disponível para as plantas, a CAD (ZHANG et al., 2001). Além desses, tem-se o espaçamento, a densidade e a orientação do plantio. Plantios mais espaçados permite uma maior entrada de radiação na superfície aquecendo planta e solo, além da maior circulação de ventos, favorecendo o aumento da ET (REICHERT et al., 2011).

Cada cultura tem uma resposta da disponibilidade hídrica em função da capacidade de armazenamento de água (CAD) e das propriedades do solo. No período seco, a deficiência hídrica aumenta e começa a usar a água do solo. Em pastagem e cultivo agrícola, de menor porte e menos densa que uma floresta, a quantidade de radiação que atinge a superfície do solo é maior, aumentando a evaporação da água do solo que fica mais seco do que do que a floresta, com menor conteúdo de água para atender a demanda evaporativa (REICHERT et al., 2011). O solo sob floresta que acumula maiores quantidade de água, juntamente com o sistema radicular mais profundo da cobertura florestal,

consegue retirar mais água do solo. Nesse caso, a maior CAD da floresta explica o maior consumo de água pela árvore, conseqüentemente maior ET comparado às pastagens e culturas (ALVES et al., 1999; CORREIA et al., 2007; GIAMBELLUCA et al. 2009; SANTOS et al., 2014; ZHANG et al., 2001).

As plantas com raízes superficiais tendem a fechar os estômatos reduzindo a evapotranspiração; enquanto as árvores são capazes de manter uma taxa de evapotranspiração relativamente constante ao longo do tempo, mesmo quando a disponibilidade de água na superfície do solo é limitada (ZHANG et al., 2001). A resistência estomática das espécies, cujo mecanismo de fechamento dos estômatos, acontece quando a umidade do solo está abaixo do teor para o qual a demanda atmosférica é necessária, e diminui a transferência de vapor para a atmosfera (SOARES; ALMEIDA, 2001); sendo comum esse comportamento durante as horas mais quentes do dia. Dessa forma, à medida que o solo seca, mais água é extraída do perfil do solo para manter os estômatos abertos.

Avaliando a umidade do solo, Zhang et al. (2001) constataram que na estação chuvosa houve pouca diferença da umidade sob floresta e pastagem; entretanto na estação seca a floresta apresentou maior taxa de evapotranspiração do que a pastagem, atribuindo essa diferença à capacidade das árvores em extrair água a maiores profundidades do perfil do solo. Outros estudos encontraram essa tendência de maior evapotranspiração para floresta comparada à pastagem, relacionando que durante a estação seca, a evapotranspiração da floresta não alterou, mas que este não foi o caso para a pastagem. Durante a estação seca, as pastagens, que tem raízes mais rasas, foram afetadas pela diminuição do conteúdo da água no solo; enquanto nas florestas não foi observada redução da transpiração (ALVES et al., 1999; ÁVILLA et al., 2011; SALESKA et al., 2007).

De modo geral, evapotranspiração dependente da demanda atmosférica, como a disponibilidade energética, umidade do ar e temperatura, e velocidade do vento; e das condições da superfície, como tipo de cobertura e tipo de solo. A importância relativa desses fatores depende do clima, das condições do solo e da vegetação. Cabe ressaltar que as florestas possuem estruturas de dossel e sistemas radiculares que afetam a transferência de água entre o solo e atmosfera, devido à maior superfície transpirante, à profundidade dos sistemas radiculares, interceptação pelo dossel, e mais disponibilidade de energia e efeitos do vento. Assim, o estoque de água disponível para transpiração das

plantas arbóreas é maior, contribuindo na maior taxa de evapotranspiração observada em florestas.

No balanço hídrico de uma bacia hidrográfica, a ET assume papel fundamental, juntamente com a precipitação, e o balanço entre a água que entra na bacia pela chuva e que sai por ET, resulta na vazão (Q) do sistema de drenagem. O valor médio da relação de evapotranspiração e precipitação em escala de bacia hidrográfica é em torno de 80%, e em algumas situações, isso pode chegar a 95% (LIMA et al., 2012).

### 2.3. ATRIBUTOS DO SOLO INFLUENCIADOS PELO USO E MANEJO DA TERRA

A compreensão de como solos se comportam sob diferentes usos é essencial para entender a dinâmica da água, e como podem influenciar a distribuição de água, especialmente infiltração, afetando de forma direta o processo de recarga de aquíferos. A distribuição da água no solo está relacionada a fatores como textura e manejo do solo que determinam as entradas, o armazenamento e as perdas da água.

A quantidade de água que atravessa a superfície do solo, em termos de lâmina de água por unidade de tempo, representa a taxa de infiltração; enquanto a capacidade de infiltração representa o máximo de água que o solo é capaz de absorver através da superfície. A taxa de infiltração é resultado da interação de fatores relacionados ao tipo de solo, às condições de superfície e ao preparo e manejo do solo (BRANDÃO et al., 2006). Uma vez que a infiltração está diretamente associada aos atributos do solo, ela condiciona a capacidade de infiltração do solo, seu uso e a sua posição na paisagem (RESENDE et al. 2012).

O conteúdo de água no solo é limitado pela capacidade de campo, sendo esta relacionada com o movimento vertical e de drenagem de água, por conseguinte, depende do fluxo de água através do perfil do solo (Van LIER; GUBIANI, 2015). Uma fração da água que infiltra no solo fica armazenada nos seus poros, ficando parte dela disponível para as plantas e parte em movimento. Quando chove consideravelmente a água ocupa os capilares, e à medida que o solo seca, a água sai dos capilares maiores para atender a demanda da planta e atmosfera.

Nos poros cheios de água acontece o movimento de água, em geral, de regiões mais úmidas para regiões mais secas (REINERT; REICHERT, 2006). Por exemplo, quando

horizontes mais superficiais se encontram mais secos que os horizontes mais profundos pode-se ter a ascensão capilar. Quando o volume de água ultrapassa a capacidade de armazenamento do solo, o excedente é percolado para horizontes mais profundos, contribuindo para a recarga dos aquíferos subterrâneos (REICHERT et al., 2011). Dessa forma, qualquer fator que afeta a mobilidade de água, afeta a sua disponibilidade. Esses fatores podem ser do solo, da planta e da atmosfera.

Com relação à textura do solo, este é um fator relevante, pois o tamanho das partículas e a qualidade do material, além de determinar as proporções de poros de diferentes tamanhos, afetam todos os processos que governam o movimento da água através do solo (FERREIRA et al., 2010a; REINERT; REICHERT, 2006; VOGELMAN et al., 2013). Pela textura que se classifica os solos, que dá ideia das partículas mais frequentes. Em geral, quando houver predomínio de partículas de areia, o solo é classificado como de textura grossa; quando houver predomínio de silte e argila, o solo é classificado como textura fina ou textura média, quando neste último a porcentagem de silte e argila são iguais.

Em geral, solos de textura grossa, contêm mais partículas de areia, poros maiores e são altamente permeáveis, tendo elevada capacidade de infiltração na qual a água tende a infiltrar mais facilmente através do solo, em vez de ser escoada superficialmente ou adsorvida às superfícies de partículas do solo (VOGELMAN et al., 2013). Por outro lado, solos de textura fina, são caracterizados por baixa capacidade de infiltração, com maior microporosidade, resultando em menores taxas de infiltração (REINERT; REICHERT, 2006). Contudo, a estrutura do solo pode mudar a distribuição e tamanho dos poros.

A textura é de difícil alteração em função do uso e manejo do solo, por ser uma característica intrínseca de cada tipo de solo, enquanto a estrutura é altamente dinâmica, alterando-se de tempos em tempos, em resposta às condições ambientais, biológicas e práticas de manejo (KLAR, 1984). A estrutura do solo é o modo como se arranjam as partículas do solo, e define a configuração do sistema poroso do solo, estando relacionada à sua porosidade e ao movimento de água, como drenagem, aeração e a capilaridade, sendo um dos fatores que afetam a infiltração (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005; ROSA et al., 2015). Os macroporos estão presentes na estrutura do solo e favorecem a aeração e drenagem; enquanto os microporos estão na matriz do solo e favorecem a retenção de água (REICHERT et al., 2011).

A porosidade de solos de textura fina, silte e argila, é variável devido à estrutura e agregação de solos, diferentemente de solos arenosos que são mais estáveis, embora possuam poros individuais maiores (KLAR, 1984). Os Latossolos são solos bem estruturados, tem textura de arenoso para argiloso, e quanto mais argiloso maior a infiltração, porque as frações de argila formam macroporos, até maior que no solo arenoso, o que aumenta a porosidade e a infiltração (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005; PASSOS, 2016).

A influência da composição mineralógica do solo é mais importante para o caso de solos argilosos, estes solos possuem maior área superficial específica, com condições de maior adsorção de água e maior capacidade de retenção de água intrínseca a ele (LARNEY; ANGERS, 2012). A identificação da relação silte/argila, como a presença de horizonte Btextural e solo siltoso com tendência ao encrostamento, influenciam no manejo de fertilidade do solo, bem como das práticas conservacionistas (PASSOS, 2016). Os macroporos são importantes por facilitar a infiltração e a recarga da água, sobretudo em solos argilosos, que de outra forma seriam pouco permeáveis (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005). Dessa forma, a textura e estrutura do solo condicionam a sua porosidade, e as modificações na organização, tamanho e conectividade dos poros tem reflexo no comportamento da água no solo (BELLOTE; DEDECEK, 2006; CONTE et al., 2011).

De maneira geral, em solos arenosos há predominância de macroporos, menor porosidade total, uma vez que suas partículas que são grosseiras tende a se arranjar numa disposição que favorece a macroporosidade, permitindo a condução de água durante o processo de infiltração (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005). Enquanto nos solos argilosos, a tendência é predominar os microporos, as partículas menores assumem um arranjo mais espaçado, formam agregados que aumentam a porosidade e a retenção de água nos microporos (PREVEDELLO et al., 2013; ROSA et al., 2015). Desse modo, quanto maior a porosidade, maior a capacidade do solo em armazenar água, por isso os solos de textura mais fina tem em geral, maior capacidade de retenção e disponibilidade de águas às plantas que os de textura mais grossa.

Quando ocorre a degradação da estrutura do solo, há modificações na disposição de suas partículas, provocando diminuição no tamanho dos poros. A redução da porosidade ocorre primeiramente nos poros maiores, os macroporos, responsáveis pela infiltração de água e aeração do solo (REICHERT; SUZUKI; REINERT, 2007), o que leva à redução do fluxo de água afetando o processo de infiltração. A perda da porosidade também está

associada à redução do teor de matéria orgânica, à compactação e ao efeito do impacto das gotas de chuva, fatores que causam uma diminuição no tamanho dos agregados maiores e reduzem o tamanho dos poros (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005).

Em termos de movimento de água, a permeabilidade do solo é representada pela condutividade hidráulica do solo saturado ( $K_s$ ), usualmente medida, em termos de infiltração, em milímetros por hora, cujo maior valor  $K_s$  a água movimentada rápido no perfil do solo, enquanto menor valor de  $K_s$  ocorre a saturação só na superfície; (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005). Pode-se dizer que a permeabilidade é uma medida da rapidez com que a água se move no perfil do solo, podendo ser inferida a partir da textura do solo (VOGELMAN et al., 2013). Nos solos arenosos, com grande quantidade de poros maiores, a permeabilidade é rápida no horizonte superficial e mais lenta no horizonte subsuperficial, em razão do aumento da fração de argila (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005). Solos com maior proporção de argila têm baixa permeabilidade em função das perdas de transmissão nos microporos; enquanto nos solos permeáveis, como os arenosos, a água move rapidamente através dos macroporos (VOGELMAN et al., 2013). Os horizontes subsuperficiais normalmente apresentam menor porosidade e, conseqüentemente, menor condutividade hidráulica saturada. Nesse sentido, em solos com gradiente  $B_{\text{textural}}$ , a infiltração em geral, é limitada pela permeabilidade dos horizontes subsuperficiais. Essas características naturais intrínsecas ao solo são de difícil alteração pelo manejo, principalmente nos horizontes mais profundos (REICHERT et al., 2011).

A dinâmica da água e a integridade do solo são modificados quando há remoção da cobertura vegetal do solo. As ações de manejo, como o tráfego de máquinas agrícolas e florestais, o pisoteio de animais alteram a estrutura solo (REICHERT et al., 2011), e podem comprometer a infiltração e o armazenamento da água no solo (HAMZA; ANDERSON, 2005). O processo de infiltração é dependente das condições superficiais e estruturais do solo, principalmente da quantidade, tamanho e continuidade do sistema poroso; qualquer prática que afeta a estrutura, afeta a porosidade (REICHERT et al., 2011). Em geral, a capacidade de infiltração é afetada pela macroporosidade, condutividade hidráulica, pela presença da matéria orgânica (MO), além da textura. Sendo assim, qualquer fator que modifica essas características, como compactação, revolvimento e atividade biológica, altera a taxa de infiltração.

A porosidade por estar relacionada às alterações no volume de solo é um atributo físico altamente influenciado pela compactação (ROSA et al., 2015). Um solo, que por

manejo incorreto, tende a perder sua estrutura e compactar-se, a porosidade do solo irá diminuir (FILHO, FRANCELINO, 2001). Nesse sentido, alterações na estrutura do solo afetam a porosidade e modificam a permeabilidade e a infiltração, bem como o armazenamento de água no solo. A remoção da vegetação nativa seguida pelo uso intensivo da terra alteram as propriedades hidráulicas do solo e podem aumentar a incidência de escoamento superficial e erosão (LEITE et al., 2017).

Estudos identificaram que a modificação da cobertura vegetal para pastagens e cultivos agrícolas provocou o aumento da densidade do solo, redução da macroporosidade e porosidade total, e a diminuição da permeabilidade, em razão do tráfego de máquinas e compactação do solo (GIRARDELLO et al., 2011; FERREIRA et al., 2010b; LANZANOVA et al., 2007; MAZURANA et al., 2015; RESENDE et al., 2012; TAVARES et al., 2015). Contudo, a alteração na microporosidade tem sido pouco percebida com a compactação, justificando que a microporosidade é pouco sensível à compactação do solo, sendo o efeito do uso do solo nela relacionado à intensidade da compactação e textura (RESENDE et al.; 2012; SUZUKI et al.; 2014). Boschi et al. (2016) avaliaram solos sobre floresta e pastagem, e identificaram que os atributos mais afetados pela mudança no uso da terra foram o tipo de estrutura, porosidade, densidade do solo, pH e CEC (capacidade de troca de cátions).

A conversão de florestas em áreas de cultivo e pastagens frequentemente leva à degradação do solo, reduzindo sua condutividade hidráulica saturada ( $K_s$ ) e sua infiltração (LEITE et al., 2017; LANZANOVA et al., 2007). Em cultivos agrícolas ocorrem frequentes intervenções e revolvimentos, como as práticas de aração e tráfego de máquinas, que podem afetar diretamente propriedades relacionadas à estrutura do solo, sendo que essas alterações podem ocorrer rapidamente, como na porosidade e compactação, enquanto outras ocorrer lentamente, como na permeabilidade (REICHERT et al., 2016). A permeabilidade do solo é fortemente influenciada pelas características da superfície do solo e pela  $K_s$  do solo, que determina a quantidade de água que irá fluir através do solo sob condições saturadas; entretanto a recuperação de sua propriedade hidráulica quando degradada é bem lenta (LEITE et al., 2017; LOZANO-BAEZ et al., 2018).

Leite et al. (2017) avaliaram as propriedades hidráulicas nas paisagens da Caatinga, examinando quatro locais de diferentes idades: uma pastagem recentemente abandonada; uma floresta secundária jovem (7 anos de rebrotação), uma intermediária (35 anos de rebrota); uma floresta secundária e uma floresta mais antiga (com mais de 55 anos). Os resultados mostraram que a infiltração e os valores de  $K_s$  foram progressivamente maiores

desde que o tempo de abandono da terra aumentou, sugerindo que nas paisagens da Caatinga, mais de 35 anos são necessários para a recuperação das propriedades hidráulicas do solo após o abandono da terra.

Com relação à pastagem e sistemas de recuperação, Lima et al. (2009) avaliaram atributos físicos de um Argissolo Vermelho-amarelo sob pastagem e vegetação secundária em regeneração natural, na bacia hidrográfica do Rio Itapemirim, no estado do Espírito Santo. Foram avaliados, macroporosidade, microporosidade, e densidade do solo. Nas áreas de vegetação nativa, somente a macroporosidade foi diferente estatisticamente, e o valor da densidade para a vegetação natural foi considerado um pouco elevado em razão de a área ter sido utilizada anteriormente como pastagem, mas ainda sim o valor foi menor comparado ao pasto. Estudos investigaram os efeitos do tipo de cobertura da terra e do histórico de uso do solo nas propriedades hidráulicas do solo e também encontraram a lenta recuperação dessas propriedades em sucessão secundária, indicando que a recuperação do solo é influenciada pela duração e intensidade do uso da terra antes da restauração florestal (LEITE et al., 2017; LOZANO-BAEZ et al., 2016; STEFANOSKI et al., 2013).

Os autores Lozano-Baez et al. (2018) observaram que os atributos carbono orgânico (CO), porosidade total e macroporosidade, e Ks foram maiores nos solos sob floresta remanescente, seguido da floresta restaurada e da pastagem, indicando que nesta sequência a floresta remanescente pode ter maior contribuição no processo de infiltração. Enquanto os atributos densidade do solo, microporosidade foram maiores na pastagem, seguido da floresta restaurada e floresta remanescente. Os resultados evidenciaram uma relação inversa entre Ks e densidade, onde o Ks aumenta como resultado de uma diminuição da densidade, e conseqüentemente, a dominância de macroporos sobre microporos, o que facilita a infiltração de água no solo. Em geral, os menores valores de Ks ocorreram nas parcelas de pastagens, enquanto os valores mais altos de Ks foram observados na parcela florestais remanescentes.

Esses resultados são condizentes ao encontrado em literatura, cuja Ks é significativamente mais baixa em solos sob pastagem do que em áreas florestadas. Nas áreas florestadas os menores valores de densidade e maiores valores de macroporosidade favorecem a Ks, sugerindo uma maior conectividade de poros do solo (ABRÃO et al., 2015; PREVEDELLO et al., 2013). Já nas áreas de pastagens a maior densidade do solo sob

este uso, influencia nos maiores valores de microporosidade e menores de macroporosidade (LANZANOVA et al., 2007; RESENDE et al., 2012).

A compactação do solo tem sido constatada nos diferentes sistemas de manejo: plantio convencional (MAZURANA et al., 2015), plantio direto (GIRARDELLO et al., 2011; KUNZ et al., 2013; SILVA et al., 2016), pastagem (FERREIRA et al., 2010b; LANZANOVA et al., 2007; LIMA et al., 2009) e silvicultura (SUZUKI et al., 2014). O comportamento de um solo em relação à sua compactação depende, principalmente, da sua textura e do teor de água em que se encontra no momento da aplicação das cargas (ROSA et al., 2015). Solos mais secos apresentam maior suporte de carga em função da menor teor de água, e o contrário acontece para solos mais úmidos que compactam mais facilmente (FUENTES-LLANILLO et al., 2013). Segundo Reichert et al. (2011), os atributos como resistência do solo à penetração, aeração, porosidade e densidade são comumente utilizados para identificar condições críticas de compactação. Além de que a intensidade e a profundidade de compactação do solo variam com os diferentes usos.

Lanzanova et al. (2007) encontraram resultados semelhantes ao estudar atributos físicos do solo em sistema de integração lavoura-pecuária sob plantio direto. Constataram que a microporosidade do solo não foi alterada significativamente pelos sistemas de manejo das pastagens; contudo, a macroporosidade e a porosidade total sofreram influência do pisoteio bovino na camada superficial, diferindo da área não pastejada. Concluíram que os atributos estudados na área de pastagem indicam potencial compactação do solo pelo pisoteio de animais e altera negativamente a infiltração de água e a lâmina infiltrada acumulada.

Sobre o sistema de plantio direto e convencional, Silva et al. (2016) avaliaram os atributos físicos de um Latossolo Bruno Alumínico típico (distrófico), após 30 anos de uso do solo. Utilizaram uma área de mata nativa como referência para a condição natural do solo. Nos plantios direto e convencional, os solos apresentaram maior densidade do solo, resistência à penetração e microporosidade, e menor macroporosidade e estabilidade de agregados. Comparado com o sistema de plantio convencional, a longo prazo, o plantio direto melhorou a estrutura do solo, com aumento da microporosidade e estabilidade de agregados, principalmente na camada superficial do solo. Enquanto o solo sob mata nativa apresentou maior macroporosidade e menor densidade do solo e microporosidade do que o preparo convencional e plantio direto. Esses resultados foram atribuídos à ausência de

tráfego de máquinas na floresta nativa, e ao elevado teor de matéria orgânica que propicia uma maior atividade biológica contribuindo na formação de poros de tamanhos variados.

Apesar do sistema de plantio direto, proporcionar uma formação de rede de poros contínuos devido à ciclagem de raízes, e favorecer a aeração e a entrada de água, o manejo inadequado de máquinas na área em condições de alta umidade e o revolvimento intenso do solo, reduzem a quantidade e a continuidade dos poros e, conseqüentemente, a infiltração de água no solo (FUENTES-LLANILLO et al., 2013; REICHERT et al., 2011). Girardello et al. (2011) avaliaram os atributos físicos de um Latossolo Vermelho distrófico de textura argilosa sob sistema de plantio direto de soja, na região sul do Brasil e também observaram que logo após a escarificação do solo houve um aumento da infiltração de água, porém esse ganho não foi mantido após sete meses, resultando na reacomodação das partículas de solo verificada durante o ciclo da cultura.

Com relação aos solos sob florestas, este apresentam uma expressiva camada de resíduos vegetais e um horizonte A rico em matéria orgânica, e normalmente, apresentam significativa porosidade, especialmente macroporosidade, proporcionada por raízes mortas e pelo crescimento radicular das plantas que geram caminhos preferencias para a água (BALBINOT et al., 2008; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005; BRANDÃO et al., 2006; PREVEDELLO et al., 2013). Esses solos apresentam uma boa estrutura em virtude das condições que favorecem a formação e a estabilização dos agregados do solo, e contribui para valores mais elevados da porosidade melhorando as condições físicas que facilita a infiltração (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005; LARNEY; ANGERS, 2012; ROSA et al., 2015).

Em florestas nativas, tanto a estrutura do dossel, por meio da interceptação, como a proteção do solo pela serapilheira, minimizam o impacto das gotas de chuva e do escoamento superficial, e proporcionam condições que melhoram a estrutura do solo. O acúmulo de material orgânico a longo prazo pode contribuir no aumento das taxas de infiltração, e também na condutividade hidráulica saturada (LARNEY; ANGERS, 2012). Os efeitos da adição de matéria orgânica na porosidade do solo podem ocorrer indiretamente, através de sua influência sobre a fauna do solo (LARNEY; ANGERS, 2012), formadores dos chamados bioporos com capacidade a alterar a porosidade e agregação. Reichert et al. (2011) também destacaram o efeito da bioporosidade sobre a infiltração no solo.

Prevedello et al. (2013) avaliaram condutividade hidráulica (Ks) e a porosidade de um Argissolo em área nativa. Os resultados indicaram alta correlação entre esses atributos,

cuja  $K_s$  foi maior na camada superficial onde se observou maiores valores de porosidade total, macroporosidade e menor densidade. Reichert et al. (2016) destacaram que é comum obter valores altos de condutividade hidráulica nessa camada; entretanto, a redução da condutividade hidráulica em profundidade está relacionada à diminuição da porosidade total e da macroporosidade, com redução do tamanho dos poros, e assim, reduzindo o fluxo de água ao longo do perfil solo. Prevedello et al. (2013) também observaram que o fluxo estava mais intimamente ligado à continuidade dos poros do que com o seu tamanho, sugerindo que a condutividade hidráulica é mais dependente da estrutura do que da textura, considerando-se que a mesma está sujeita às alterações estruturais devido ao diferentes usos do solo.

Abrão et al. (2015) avaliaram o impacto do florestamento com *Pinus* e encontraram que o plantio não alterou a densidade nem a porosidade total, mas proporcionou aumento da macroporosidade, que refletiu positivamente na condutividade hidráulica e na permeabilidade do solo, em relação à área nativa até a camada de 0,20 m. Associaram isso à ocorrência de sistemas radiculares e possíveis bioporos resultantes da decomposição e renovação dessas raízes nas camadas superficiais do plantio do *Pinus*, além de que os teores de carbono orgânico proporcionam a alta agregação a essa camada superior e conseguiu manter as taxas de infiltração de água no solo.

Rosa et al. (2015) também observaram que a substituição da vegetação natural por áreas com florestas de eucalipto e pinus pode acarretar modificações em algumas propriedades do solo, que promovem melhorias ou degradação do solo, dependendo das práticas de manejo adotadas. A manutenção da estrutura do solo em áreas florestais se comparada a áreas agrícolas e de pecuária é complexa, pois, nas áreas florestais, o intenso tráfego de máquinas mais pesadas na colheita, causa danos consideráveis na estrutura do solo (SUZUKI et al., 2014). Para contornar esse problema na exploração florestal, são mantidos resíduos florestais sobre o solo a fim de minimizar os impactos da exploração e transporte de madeira, protegendo o solo.

A diminuição ou remoção do aporte de serapilheira e matéria orgânica, como acontece em solos cultivados e pastagens, reduz a capacidade de retenção de água e pode aumentar a capacidade de escoamento devido menor porosidade e infiltração. Reichert et al. (2011) discutiram que a disponibilidade de água também pode ser aumentada por práticas que diminuem as perdas da água do solo para a atmosfera. A

presença de resíduos vegetais na superfície pode reduzir o aquecimento do solo e as perdas de água por evaporação (SILVA et al., 2005).

A qualidade da matéria orgânica existente em florestas nativas e plantadas é diferente. Em plantios de Pinus é observado que o manejo adotado favorece a agregação (ABRÃO et al. 2015). Pensando na adoção de práticas que insere diferentes espécies em monoculturas enriquece essa qualidade. Além de que a otimização da cobertura florestal por meio de sistemas agroflorestais em áreas agrícolas ou pastagens, com adição de resíduos florestais tem contribuído em reduzir as perturbações no solo devido às operações agrícolas, como compactação e selamento (ABRÃO et al. 2015; AGUIAR, 2008; PREVEDELLO et al., 2013; ROSA et al., 2015; SUZUKI et al., 2014).

De modo geral, a análise da capacidade do solo em receber, reter e suprir água depende da textura do solo, porosidade, infiltração, capacidade de retenção de água e condutividade hidráulica. Explorando essa abordagem na regulação do ciclo hidrológico, além desses fatores, deve-se considerar a evapotranspiração e o relevo, por determinar respectivamente, a perda de água e a superfície que pode favorecer a permanência da para água para o processo de infiltração ou para o escoamento superficial. Dentre as características do solo, a porosidade mostrou-se como um importante atributo por representar a quantidade de água que um solo pode conter, e juntamente com o coeficiente de evapotranspiração, condiciona o conteúdo de água no solo e pode afetar variação do nível d'água em regiões de recarga (GOUVÊA; WENDLAND; 2011).

#### 2.4. PRESENÇA DA FLORESTA NA VARIAÇÃO DO RELEVO

A presença de florestas nativas pode desempenhar funções hidrológicas, como a regulação da quantidade de água, o controle da erosão e sedimentação, influenciando a quantidade e qualidade em cursos d'água (ÁVILLA et al., 2011; BRUIJNZEEL, 2004; MENEZES et al., 2009, OLIVEIRA et al., 2015; DE VRIES; SIMMERS, 2002). Segundo Falkenmark et al. (1999) o papel das florestas no desempenho dessas funções é ainda mais relevante quanto à posição que elas ocupam no relevo, em particular se elas se encontram no topo de morro, nas encostas, ao longo dos cursos d'água, ou nos intervalos.

Quando se pretende aumentar a produção de água de uma bacia hidrográfica pode-se referir ao aumento do escoamento anual ou do escoamento de base (MINGOTI, 2012). Sendo assim, o rendimento hídrico pode ser composto por dois processos principais: o escoamento superficial, que é o volume de água que sai da microbacia durante e imediatamente após a chuva, e o escoamento de base, que consiste em uma parcela da água infiltrada, que abastece o lençol freático e posteriormente alcança o curso d'água. A predominância de um ou outro tipo de escoamento é controlada pelo regime de chuvas, topografia, vegetação e por propriedades hidráulicas do solo (DUNNE, 1978).

A retirada da cobertura vegetal proporciona um aumento do escoamento anual em detrimento do fluxo de base, comprometendo a recarga hídrica do aquífero subterrâneo que sustenta o escoamento de base; e quando uma floresta está iniciando seu desenvolvimento em uma área há uma diminuição deste escoamento anual, pois as florestas neste estágio geralmente apresentam maior transpiração (MINGOTI, 2012; VERTESSY et al., 2001; ZHANG et al, 2001). O maior consumo de água é o custo que as florestas cobram pelos serviços ambientais prestados, como a manutenção e estabilidade dos recursos hídricos (LIMA, 2005).

O fluxo subterrâneo é lento, e a maior parte da água subterrânea que está no escoamento de base é resultado de recarga entre as chuvas, não tendo resposta rápida como o escoamento superficial (DUNNE, 1978). Tendo um solo profundo e permeável, a água do subsolo se move verticalmente para o aquífero, contribuindo para o escoamento de base, seguindo o caminho para o canal de fluxo mais próximo. A recarga do aquífero é tida como um fator diretamente relacionado ao aumento do escoamento de base (MINGOTI, 2012; DE VRIES; SIMMERS, 2002).

A presença da floresta e o acúmulo de serapilheira promove o fornecimento lento de água, abastecendo os aquíferos durante o processo de recarga, o que tende a contribuir para a manutenção do escoamento durante o período seco, tornando-o mais perene (MENEZES et al., 2009). Contudo, o fluxo na estação seca só é aumentado se as oportunidades de infiltração são suficientemente altas para permitir a recarga de água do solo durante a estação chuvosa (BRUIJNZEEL, 2004).

Contudo, as funções da cobertura florestal variam conforme a área e distribuição das florestas nas bacias hidrográficas (BRUIJNZEEL, 2004; MINGOTI, 2012). Bosch; Hewlett (1982) indicaram que as bacias com uso predominante de florestas, em geral, apresentam menor escoamento superficial e maior escoamento subterrâneo do que se estiverem com

uso predominante de vegetação de baixo porte. Scott et al. (2008) e Salemi et al. (2012) observaram em zonas ripárias que a ET é o principal componente entre o balanço de água superficial e subterrânea.

Com relação aos processos hidrológicos, quando a intensidade da chuva é maior que a capacidade de infiltração da água no solo, gera o escoamento superficial. Desde então, a precipitação é particionada no escoamento superficial, sub-superficial e subterrâneo. Em princípio, não é possível distinguir o fluxo sub-superficial do subterrâneo no solo (KIRKBY, 1978). O escoamento superficial e sub-superficial formam juntos um volume de água rotineiramente chamado de *runnof* (RENNÓ; BORMA, 2017). O escoamento sub-superficial ocorre em regiões com elevadas taxas de infiltração e terreno inclinado, processo dominante pelo qual os rios reagem rapidamente à chuva, e também pode ocorrer em áreas úmidas com solos profundos ou solos finos com ocorrência de camada impermeável (RENNÓ; BORMA, 2017). Os autores destacaram que esse é o principal mecanismo de transporte de contaminantes e lixiviação de nutrientes dentro do solo, e de escorregamento de encostas.

O efeito da topografia sobre o escoamento superficial acontece no sentido da declividade da bacia e dos cursos d'água, que definem a maior ou menor velocidade com que a água da chuva escoar superficialmente, até atingir os cursos d'água e deixar a bacia. Áreas mais íngremes produzem escoamento superficial mais rápido e mais volumoso, por apresentarem menor capacidade de armazenamento superficial do que áreas mais planas, e ser menor a chance de infiltração (KIRKBY, 1988). Segundo esse autor, nessas áreas, mais de 95 % da água nos cursos d'água é do escoamento superficial que passa pelas encostas, prejudicando a transformação de precipitação em água subterrânea que passa pelas camadas da vegetação e do solo. Nesse sentido, a água que chega via escoamento superficial deixa rapidamente a bacia, enquanto a água que infiltra no solo irá permanecer por mais tempo no sistema, sendo liberada lentamente, o que contribui para ter rios perenes (BRUIJNZEEL, 1990; DUNNE, 1978).

As áreas localizadas próximas aos cursos d'água contribuem de forma mais expressiva para geração de escoamento direto, durante e logo após uma chuva através do escoamento superficial de áreas saturadas; enquanto nas porções mais altas da encosta a água da chuva tende principalmente a infiltrar-se e escoar até o curso d'água através do processo subsuperficial (LIMA, 2008; LIMA; ZAKIA, 2006). No entanto, a presença das florestas em torno dos cursos d'água confere proteção à qualidade da água. As áreas mais

planas recebem maior fluxo de água das áreas circundantes de maior declive, e colabora nas funções de estabilização dos fluxos das águas superficiais e subsuperficiais, e amortecimento de nutrientes e sedimentos (BRESSIANI; SCHMIDT, 2016; MENEZES et al., 2009).

A preservação de matas ciliares e o ao redor da das nascentes não garantem sozinhas a disponibilidade de água, uma vez que a água que sai de uma nascente hoje é a chuva de ontem que infiltrou no solo, resultado de todo um sistema constituído pela vegetação, pelo solo, pelas rochas e pelo relevo das áreas adjacentes e a montante (SANTANA, 2003). Desse modo, as áreas mais baixas são dependentes da quantidade e da qualidade da água que vem das áreas mais elevadas da bacia hidrográfica (TAMBOSI et al., 2015). Para apresentar essas áreas de recarga, é preciso ter uma boa cobertura vegetal nas partes mais altas do terreno, para que a água da chuva não escorra na forma de enxurrada, mas infiltre, emergindo nas nascentes e/ou nas partes mais baixas do terreno (SANTANA, 2003).

As bacias hidrográficas recobertas por vegetação florestal são as que oferecem água com boa distribuição ao longo do ano, e de melhor qualidade (ARCOVA, RAZINI, 2015). Contudo, as bacias com cobertura florestal apresentam maiores taxas de evapotranspiração (ZHANG et al, 2001). Cabe ressaltar que a evapotranspiração não é limitada pela água na camada superficial de solo, pois a maior rugosidade aerodinâmica e maior profundidade do sistema radicular das árvores podem alcançar a água armazenada em profundidades maiores possibilitando seu transporte às folhas e posterior transpiração por um período de tempo mais longo, inclusive em períodos secos. (PEREIRA et al., 2002).

Na estação das chuvas, o nível do aquífero sobe para mais próximo à superfície, com isso aumenta as perdas pelo aumento da transpiração direta (MELLO et al., 2009). Em florestas tropicais, a evapotranspiração varia de 50% a 78% da precipitação anual (RANZINI et al., 2004). O consumo de água pela vegetação em torno dos cursos d'água é maior, devido à facilidade de acesso às águas subterrâneas. Nessas áreas, identificadas como zonas de afloramento, o aquífero é mais elevado ficando mais próximo à superfície o que facilita o acesso das raízes a essas águas.

As áreas mais elevadas do terreno apresentam maior distância do lençol freático (DEAN et al., 2015), e por tal, nessas áreas a umidade do solo normalmente é menor do que aquela em áreas próximos ao curso d'água (JUNQUEIRA JÚNIOR, 2016; TEIXEIRA, 2015), e à medida que se aproxima do curso d'água a saturação do solo aumenta (LIMA;

ZAKIA, 2006). Nagler et al. (2013) identificaram que a ET pode variar muito devido às diferenças de aquíferos e das propriedades do solo.

Junqueira Júnior (2016) avaliaram a partição da precipitação e monitoraram a umidade do solo até a profundidade de 1 metro, em um remanescente de Floresta Estacional Semidecídua Montana da Mata Atlântica. Verificaram a estabilidade temporal da umidade do solo ( $\theta$ ) em diferentes profundidades e identificaram maior estabilidade temporal de  $\theta$ , nas áreas mais baixas do relevo, menor nas altitudes médias e nenhuma estabilidade nas regiões mais elevadas, concluindo-se que as características topográficas indicam um padrão de umidade do solo. Por exemplo, em área com maior estabilidade temporal o padrão da umidade do solo varia pouco ao longo do tempo, indicando uma condição mais úmida.

Moster (2007) identificou que a umidade do solo das áreas mais planas da bacia respondem mais rapidamente a uma precipitação do que as vertentes, as quais apresentam maior drenagem entre os eventos, resultando em maiores déficits de água no solo. Salvador et al. (2012) encontraram maior estabilidade da  $\theta$  nas áreas mais baixas, mostrando que essa estabilidade foi claramente devido à posição topográfica desses pontos, com os mais úmidos na parte mais baixa, e os mais secos localizados na parte mais alta. Zhou et al. (2007) também identificaram que solos localizados na parte mais alta do terreno são geralmente mais secos do que os de áreas mais baixas.

Nesse sentido, uma análise do comportamento da umidade no perfil do solo e de sua dinâmica contribui em estudos hidrológicos em ambientes florestais (JUNQUEIRA JÚNIOR, 2016). Os autores concluíram que em regiões ocupadas por florestas nativas, a variabilidade da  $\theta$  é um dos fatores limitantes mais importantes para o entendimento do processo de transferência de água para a atmosfera por meio da evapotranspiração. Esses resultados podem indicar essas áreas como recarga, visto que umidade do solo foi menor, indicando um encaminhamento vertical da água no sentido de abastecer o aquífero. Sendo assim, é possível que as áreas mais elevadas do terreno funcionem como zonas de captação, visto que nestas ocorre preferencialmente o processo de infiltração, permitindo a recarga do lençol freático.

Lima et al. (2012) identificaram áreas saturadas na bacia com base na análise topográfica, e encontraram que a água tende a se acumular nas partes mais baixas das bacias hidrográficas, onde o lençol freático é também perto da superfície. As árvores localizadas nestas áreas saturadas apresentaram alta taxa de crescimento, em

comparação com aqueles que crescem nas partes superiores da bacia e os primeiros estudos demonstraram que a remoção desta mata ciliar aumentou o rendimento de água da bacia. Esse resultado está de acordo com o de Scott (1999), cuja a remoção da vegetação dentro de uma zona ripária pode aumentar a vazão até em três vezes comparada à remoção de mesma área e vegetação, porém situada em local mais alto na bacia. Contudo, os resultados foram observados a curto prazo.

Isso pode estar relacionado às maiores perdas por evapotranspiração da vegetação ripária devido ao acesso facilitado às águas subterrâneas (SALEMI et al 2012). Scott et al. (2008) observaram que a ET dessas áreas foi superior à precipitação devido à capacidade das plantas ribeirinhas em acessar águas subterrâneas. Valente; Gomes (2005) também relacionaram que nessas áreas, a região saturada encontra-se muito próxima à superfície, permitindo que a vegetação com raízes profundas seja capaz de explorar diretamente da mesma. Devido ao maior consumo de água pela vegetação na zona ripária, ocasionada pela maior facilidade de acesso às águas subterrâneas, a retirada da vegetação dessas áreas aumenta a vazão, comparada à remoção da vegetação de áreas mais afastadas por essa ter menos acesso à água no solo e, conseqüentemente, transpirar a taxas menores (SCOTT, 1999; LIMA, 2008).

A topografia, além de influenciar a velocidade de escoamento da água sobre o solo, interfere também na capacidade de armazenamento de água sobre este, sendo que as áreas mais declivosas geralmente apresentam menor capacidade de armazenamento superficial do que áreas mais planas, e tem menor capacidade de alterar o armazenamento de água que poderia ser destinada à infiltração ou evaporação. Nesses locais, a maior declividade causa maior drenagem da água, fazendo com que a umidade do solo seja pouco utilizada na regulação dos volumes de evapotranspiração da vegetação (TUCCI, CLARKE, 1997). Contudo, a vegetação nativa presente nas encostas, onde prevalece o escoamento superficial, é fundamental na proteção contra processos erosivos por reduzir o volume e a velocidade de escoamento.

Cabe ressaltar, que a presença da cobertura florestal neste estudo está relacionada às áreas de rendimento hídrico que visa aumentar a captação de água, em locais com menor perda de água pela ET, para alcançar o impacto positivo na recarga subterrânea aumentando o escoamento de base, conseqüentemente a vazão do curso d'água. Mingoti (2012) avaliou a produção de água nas áreas de cobertura florestal em relação a solos rasos e/ou próximas aos cursos d'água e não observou diferenças nos escoamentos total e

de base. É possível que a recomposição florestal em áreas de topo de morro favoreça os processos de infiltração e recarga subterrânea, e contribua de forma positiva na disponibilidade hídrica; uma vez que nessas áreas mais elevadas, a evapotranspiração pode ser menor, pois o conteúdo da água no solo geralmente é menor, além do lençol freático ser mais profundo e dificultar o acesso das raízes à água (DEAN et al., 2015).

Menezes et al. (2009) avaliaram a dinâmica hidrológica, associadas ao uso do solo, sendo um sob mata nativa (Mata Atlântica) e o outro sob pastagem, em uma sub-bacia na Serra da Mantiqueira. Os autores analisaram o comportamento das vazões nas duas condições de uso do solo durante o período seco e verificaram que a produção de água sob as condições de mata nativa foi consideravelmente superior, com vazões contínuas mesmo no período seco, enquanto que na área sob pastagem, sofreu oscilações. Não somente os resíduos vegetais contribuem nessa absorção de água pelo solo, a declividade do terreno e a capacidade de infiltração do solo, que varia em função das condições estruturais, textura, porosidade e conteúdo de matéria orgânica, também condicionam a quantidade de água disponível no solo.

As condições proporcionadas pela presença da floresta associadas à absorção de água pelo solo e à ciclagem de nutrientes maximiza a infiltração de água no solo, contribuindo para o reabastecimento do solo e do lençol freático. Além de que sua presença em regiões de topografia acidentada reduz as enxurradas que se formam nas cabeceiras, atenuando os problemas de controle de erosão nos terrenos situados mais abaixo, e proporcionando, pela maior infiltração, uma regularização das fontes de água.

#### 2.4. MÉTODOS MULTICRITÉRIOS DE ANÁLISE DE DECISÃO (MMAD)

As avaliações de alternativas que envolvem os recursos hídricos requer o uso de informações espacialmente distribuídas das características da bacia hidrográfica como, o clima, uso da terra, atributos dos solos e relevo. Desses fatores, a mudança no uso da terra é um importante fator que afeta os processos hidrológicos na bacia (CALDER, 2007). O manejo de um ou mais usos da terra em uma região tem como objetivo maximizar a utilidade de alguma função implícita ou explícita; é um desafio complexo, e envolve dentre

outros fatores, a consideração de múltiplos, e por vezes conflitantes, objetivos de planejamento (DIAMOND, 1989).

Nesse sentido, a priorização de áreas representa um dos métodos mais efetivos e econômicos para o planejamento (VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI, 2017). No entanto, a otimização desse processo não é tão simples, principalmente devido à complexidade dos problemas de decisão florestal, aliados à forma em que diferentes grupos sociais ou partes interessadas percebem a importância relativa dos objetivos (DIAZ-BALTEIRO; ROMERO, 2008). As tomadas de decisões que envolvem recursos florestais abrangem uma multiplicidade de critérios que devem ser incorporados no processo de decisão.

Quando as decisões estão relacionadas à alocação de uso da terra, Diamond (1989) recomenda a estruturação de um modelo de multicritérios com alguns pontos fundamentais: (i) representação do sistema, com definição bem delimitada do sistema físico e/ ou conceitual do que está sendo modelado; (ii) definição das variáveis de decisões, constituindo um conjunto de variáveis que representam as características do sistema; (iii) um conjunto de restrições, expressas como funções dessas variáveis de decisão, que representam limites sobre o sistema; e (iv) formulação dos objetivos, que podem ser utilizados para medir o desempenho do sistema.

As diferentes formas de tratamento analítico da informação constituem os Métodos Multicritérios de Apoio à Decisão (MMAD), que são um procedimento sistemático para transformar problemas de decisão complexos por uma sequência de passos transparentes que auxiliarão o tomador de decisão alcançar uma decisão racional conforme seu objetivo (FASSIO et al., 2005; GENG; WARDLAW, 2013; KHOLGHI, 2001; MATZENAUER, 2003; ZARGHAMI et al., 2008; ZUFFO et al., 2002). Nesse sentido, os Métodos Multicritérios de Análise de Decisão (MMAD) são aplicados por serem instrumentos flexíveis que consideram diversos critérios para o processo de escolha (BOAS, 2006). Os MMAD são abordados desde a época de 1970, e o número de contribuições para as teorias e modelos, que podem ser usados como base para a tomada de decisões mais sistemática e racional com vários critérios, continuou a crescer (MALCZEWSKI; RINNER, 2015).

Há muitas variações sobre o tema MMAD dependendo da base teórica utilizada na modelagem. Entretanto, o objetivo é o mesmo, auxiliar os tomadores de decisão a resolver problemas de decisão complexos de uma forma sistemática, coerente e mais produtivo (CARLSSON; FULLÉR, 1996). Paralelo a isso, todas as abordagens MMAD compartilham

os mesmos fundamentos teóricos que inclui os seguintes elementos (GENG; WARDLAW, 2013):

- ✓ Um conjunto de alternativas que precisam ser classificadas/ranking por tomadores de decisão;
- ✓ Um conjunto de critérios, normalmente medidos em unidades diferentes; e
- ✓ Um conjunto de medidas de desempenho, que são pontuações para cada opção de decisão em relação a cada critério.

De Lange (2006) apresenta o MMAD, tanto como um processo, como um método, que compara as alternativas de gestão de diferentes pontos de vista, denominados critérios. O Método de Avaliação Multicritérios (MCE) combina esses critérios, com pesos ponderados, para obter um ranking global de alternativas que são usadas como recomendações nas tomadas de decisão (MALCZEWSKI, 2006). O MCE é definida por Roy; Vincke (1981) como:

[...] um auxílio de decisão e uma ferramenta matemática que permite a comparação entre diferentes alternativas ou cenários de acordo com vários critérios, muitas vezes conflitantes, a fim de orientar o tomador de decisão no sentido de uma escolha cuidadosa."

De acordo com Malczewski; Rinner (2015), o MCE tem sido amplamente aplicado a análises de decisão e situações de gerenciamento em uma variedade de domínios de aplicação .Ressalta-se que o MCE não fornece um correto ou verdadeiro sistema de pesos ou pontuações, porque estes são determinados pelas entradas das partes interessadas no processo de decisão (DE LANGE, 2006). Cada método produz diferentes rankings (escalonamento) para um mesmo conjunto de alternativa, e por isso, a escolha de uma metodologia passa por uma subjetividade na melhor das hipóteses (MALCZEWSKI, 2006). A técnica com o MCE não retira a subjetividade, mas permite o julgamento explícito dos critérios, pelo fato de concentrar no que é importante, ser lógica e consistente, e aplicação aceitável.

O método MCE vem sendo aplicado em diferentes problemas em recursos hídricos, incluindo o planejamento de bacias hidrográficas (EDER; DUCKSTEIN; NACHTNEBEL, 1997); abastecimento de água/alocação e reservatório de operação (BOAS, 2006; FILHO, 2007); gestão das águas urbanas (KHOLGHI, 2001; ZARGHAMI et al., 2008); qualidade da água e gestão de águas subterrâneas (HEILMAN et al., 1997; PINTO et al., 2015; YILMAZ; HARMANCIOLU, 2010), gestão de zonas húmidas e planejamento de irrigação (GENG;

WARDLAW, 2013; JANSSEN et al., 2005; TKACH; SIMONOVIC, 1997; VOOGT et al., 2000) manejo florestal para a conservação dos recursos hídricos (NOSSAK et al., 2014; VACIK; LEXER, 2001); gestão dos recursos hídricos e análise de cenários (FASSIO et al., 2005; HAJKOWICZ; HIGGINS, 2008; PALLOTTINO et al., 2005).

Os autores Diaz-Balteiro; Romero (2008) e Malczewski (2006) levantaram estudos a partir de 1980, na qual a MCE tem sido acompanhada do SIG para melhorar a tomada de decisão multicritério espacial. A integração do processo de tomada de decisão, no que se refere a “o que e onde conservar ou preservar”, com o SIG, foi considerada um avanço significativo em relação ao procedimento convencional de cruzamento de planos de informação para a priorização de áreas (EASTMAN, 2001; MALCZEWSKI, 2006).

Para a análise do uso da técnica MCE-SIG é necessário fazer três observações gerais a respeito da combinação dos fatores (DIAMOND, 1989): (a) identificar o conjunto mais relevante de fatores; (b) obter um conjunto significativo de classificações e pesos; e (c) identificar uma forma funcional adequada para a combinação de mapas fatores que reflita as relações entre os fatores. A aplicação da MCE-SIG advém da necessidade de um raciocínio automatizado e detalhado sobre as relações entre objetivos quando trabalha-se com problemas de decisão não triviais, em que se tem objetivos difusos e iterativos (CARLSSON; FULLÉR, 1996).

A função do SIG no planejamento do uso da terra e escolha do local é armazenar, gerar e gerenciar todos os dados necessários para o modelo de alocação do uso da terra. A maioria dos modelos de avaliação de adequação do uso do solo são baseados em manipulações que envolvem "mapas de fatores" (EASTMAN et al., 1995). No exemplo de Diamond (1989), um fator é um atributo geográfico único, como inclinação do terreno, solo ou cobertura vegetal. As variações dentro de um fator, como classes de declividade ou tipos de solo são citados como tipos de fatores. Um mapa fator é um mapa mostrando a localização geográfica e a distribuição dos tipos de fator. Obtendo-se o mapa fator, este pode ser combinado de várias formas para gerar um mapa que descreve a capacidade relativa de qualquer unidade geográfica para suportar um uso da terra específico (EASTMAN et al., 1995).

No que se refere à priorização de áreas, a espacialização representa um dos métodos mais eficientes e econômicos no manejo de bacias hidrográficas. Em muitas das aplicações de SIG na área de análise ambiental, é comum o envolvimento de múltiplos critérios para se atender a um ou mais objetivos. Nesse aspecto, pesquisadores estão

empregando a MCE-SIG, para transformar e combinar dados geográficos e preferências para obter informações na tomada de decisão envolvendo os recursos hídricos (KROIS; SCHULTE, 2014; MELLO et al., 2018; RAHMAN et al., 2013; VALVERDE et al., 2016; VETTORAZZI; VALENTE, 2016; VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI, 2017; YEH et al., 2016).

Tkach; Simonovic (1997) destacaram que os critérios utilizados na avaliação das alternativas para os recursos hídricos podem ser quantitativos e/ou qualitativos, e na maioria das vezes, apresentam variabilidade espacial, cuja implementação de uma alternativa particular pode produzir impactos favoráveis em um local, enquanto resulta em consequências negativas em outro. Yilmaz; Harmancioglu (2010) ressaltaram que a ponderação dos critérios é um importante processo na tomada de decisão. Eles avaliaram diferentes métodos de MMAD e identificaram que a decisão sobre a melhor alternativa é, basicamente, independente do método, mas sensível aos pesos atribuídos aos critérios, bem como os dados utilizados nas análises.

Diaz-Balteiro; Romero (2008) analisaram mais de 250 estudos que envolvem a MCE e o setor florestal, e destacaram alguns métodos utilizados na integração e avaliação dos critérios adotados. Destacaram-se os seguintes: Programação Multiobjetiva (PMO); Programação linear (GP); Programação por compromisso (CP); Programação Multicriteria Fuzzy; Analytic Hierarchy Process (AHP); e as Técnicas para tomada de decisões em grupos (GDM), como a técnica participatória (PT). Além desses, Malczewski (2006) destacou outros métodos de combinação: Lógica booleana; Média Ponderada Ordenada (OWA); Combinação Linear Ponderada (WLC); Método de organização do ranking das preferências para o enriquecimento das avaliações (PROMETHEE), e Representação da realidade por eliminação e escolha (ELECTRE).

A escolha do método é crítica em termos de adequação aos problemas e objetivos (MALCZEWSKI; RINNER, 2015). Dentre os métodos utilizados na análise de adequação do local, a ponderação dos critérios pela AHP e a padronização e sobreposição dos critérios pelo WLC é comumente aplicada (AKINLALU et al., 2017; KOSCHKE et al., 2012; MELLO et al., 2018; MENG; MALCZEWSKI; 2015; RAHMAN, et al., 2013; SARTORI et al., 2012; VETTORAZZI; VALENTE, 2016).

A sobreposição pelo WLC é relativamente simples, e juntamente com a lógica booleana são as regras de decisão mais populares no SIG (EASTMAN, 1993; MALCZEWSKI; RINNER, 2005). O WLC foi incorporado em diferentes softwares de SIG,

mas também pode ser implementado através da calculadora GIS (VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI, 2017). Uma abordagem prática do método WLC é apresentada em Malczewski (2000), quanto ao procedimento de normalização e integração dos critérios.

O método AHP, proposto por Saaty (1977), é aplicado na determinação dos pesos dos critérios, na qual as avaliações subjetivas são convertidas a um conjunto de pesos para os critérios que se relacionam com os principais objetivos de gestão (YILMAZ; HARMANCIOGLU, 2010). Os pesos em cada nível da hierarquia são extraídos a partir das matrizes de comparação em pares, a fim de obter a classificação das respectivas alternativas (DIAZ-BALTEIRO; ROMERO, 2008). Neste caso, um número relativamente pequeno de critérios pode ser avaliado simultaneamente (RAHMAN et al., 2013). Uma abordagem compreensiva para o método AHP é apresentada em Saaty (1977) e Saaty (2008), para o julgamento e atribuição dos pesos aos critérios.

Selecionar um método MCE mais adequado requer uma avaliação cuidadosa dos critérios de interesse, além de uma compreensão clara do problema de tomada de decisão. O método não é uma caixa fechada, que parte de um ponto com um conjunto de critérios bem definidos e apenas avalia, ele depende da interação entre os critérios e os pesos utilizados no julgamento dos objetivos, bem como das prioridades do tomador de decisão sobre o problema apresentado.

A identificação e avaliação de alternativas prioritárias, por meio das técnicas de MMAD, têm como base associar os valores de critérios a cada uma das alternativas, juntamente com objetivos e as prioridades do tomador de decisão. Com isso, pode-se obter um conhecimento metodológico, em que sua aplicação auxilie no processo de tomada de decisão e, que sejam reproduzíveis e coerentes. As estratégias utilizadas para avaliar e decidir sobre a alocação de áreas prioritárias, com interesse nos recursos hídricos, estão em constante desenvolvimento de procedimentos e instrumentos, a fim de identificar um conjunto de fatores representativos para cada objetivo de interesse.

### 3. METODOLOGIA

A metodologia deste estudo está separada em duas etapas: a primeira, compreende a obtenção dos mapas de localização geográfica das áreas com diferentes prioridades para a alocação de vegetação nativa visando aumentar a disponibilidade hídrica. A segunda etapa descreve a utilização da modelagem hidrológica para simular as vazões dos cenários de recomposição florestal construídos com os mapas anteriormente definidos.

A análise da disponibilidade hídrica de uma bacia hidrográfica requer o uso de informações espacialmente distribuídas que considerem a variabilidade espacial das características da bacia, como o clima, uso da terra, atributos dos solos e relevo. O mapeamento de localização de áreas com diferentes níveis de prioridade para a alocação de vegetação nativa foi feito com base em manipulações de dados relacionados a estas características. Neste ponto, o SIG foi o sistema utilizado para armazenar, gerar e gerenciar todos esses dados, utilizando o software ArcMap10.2.2.

#### 3.1. ESTRUTURAÇÃO DO PROBLEMA DE PESQUISA

Para obter e identificar as áreas com diferentes níveis de prioridade de localização da cobertura florestal nativa que contribuam para o aumento da disponibilidade hídrica, foi proposta uma metodologia por meio do Método de Avaliação Multicritérios (MCE) associado ao SIG. A integração desse procedimento MCE com o SIG (MCE-SIG) é um importante avanço para o processo de tomada de decisão, na qual é fundamentada em critérios que podem atuar como fatores ou como restrições na determinação de áreas prioritárias (VACIK; LEXER, 2001).

O primeiro passo para todo o processo de decisão baseado no MCE-SIG é a definição do problema de pesquisa (MALCZEWSKI, 2006). A fase de estruturação do problema é construída a partir de estudos de base que demonstram a problemática de interesse (BOSCHI et al. 2016; BUNCE et al., 2014; DEAN, et al., 2015; FASSIO et al., 2005; GENG; WARDLAW, 2013; HAJKOWICZ; HIGGINS, 2008; ILSTEDT et al., 2016; LACOMBE et al., 2016; LOZANO-BAEZ et al., 2018; MINGOTI, 2012; MISHRA; KAR; SINGH, 2007; MOHAMMAD; ADAM, 2010; OLIVEIRA et al., 2015; VACIK; LEXER, 2001). Após o entendimento do problema, são propostas alternativas potenciais que possam

atender ao objetivo, isto é, serão definidas as prioridades para alcançar o objetivo da pesquisa. Entretanto, a definição e obtenção dessas alternativas é um processo criterioso, na qual são feitas análises e identificação dos critérios que tem potencial para contribuir com o objetivo, o aumento da disponibilidade hídrica.

Diante disto, é preciso estruturar o problema antes da aplicação das ferramentas de apoio. O problema de pesquisa em questão é localizar geograficamente áreas prioritárias para a alocação de vegetação nativa, de modo que esta cobertura florestal contribua no aumento da disponibilidade hídrica. A possibilidade de encontrar essas áreas que favoreçam o aumento da disponibilidade hídrica configuram as alternativas de diferentes níveis de prioridades, cujo objetivo seja favorecer a produção de água.

Neste estudo, as alternativas de diferentes prioridades de alocação da vegetação nativa foram desenvolvidas com base no que pode ser diretamente influenciado pelas prioridades do usuário para atender ao objetivo. Sendo assim, os fatores uso da terra, relevo, e características do solo e clima, foram tomados como prioridade na análise da disponibilidade hídrica. Uma vez que as alterações dos usos podem influenciar o equilíbrio da água, é fundamental demonstrar diferentes alocações dos cenários, mesmo nos casos de melhora ou piora. Para isso, é preciso estruturar a interação da cobertura florestal com os processos hidrológicos que reflitam no aumento da vazão.

A relação direta entre a água e a cobertura vegetal é um mecanismo natural de equilíbrio dinâmico sobre a manutenção dos recursos hídricos. A alteração da cobertura do solo modifica esse equilíbrio afetando os processos hidrológicos em bacias hidrográficas, especialmente a evapotranspiração, capacidade de infiltração e a vazão (BIRKEL; SOULSBY; TETZLAFF, 2012; BOSCH; HEWLETT, 1982; BROWN et al., 2005; BRUIJNZEEL, 2004; FOHRER et al., 2001; ILSTEDT et al., 2007; KIERSCH, 1999; LIMA, 2008; OGDEN et al., 2013; QUIBÉ et al., 2008; SALEMI et al., 2013; ZHANG et al., 2001).

As florestas tem a capacidade de aumentar a infiltração de água no solo, com consequente redução do escoamento superficial. Associado a isso, proporciona maior recarga dos aquíferos e maior escoamento subterrâneo. Por outro lado, o aumento da cobertura florestal também aumenta a evapotranspiração (ET). Portanto, o impacto final das florestas sobre as vazões dos cursos d'água depende do balanço entre a infiltração e a ET, que representa a diferença entre a água que entra na bacia pela chuva e que sai por ET, resultado na vazão (Q) do sistema de drenagem.

Com a alternativa da vegetação nativa alocada na área, busca-se recompensar a evapotranspiração, favorecendo o processo de infiltração, que disponibilizará parte da água infiltrada para o escoamento subterrâneo. A forma de compensar essa recomposição florestal, para que ocorra o incremento na disponibilidade hídrica, é quantificar as alterações que a mudança no uso da terra provoca no solo. Essas alterações são quantificadas pelas características do solo que tem capacidade para “responder” as mudanças no uso da terra em longo prazo, quando ocorre o efetivo ganho nos serviços hidrológicos da restauração florestal.

Para refletir no aumento da disponibilidade hídrica, a diferença obtida com a alteração do uso da terra na infiltração deve ser positiva e maior do que o impacto negativo do aumento da ET. Assim, caso o aumento da infiltração seja superior ao aumento da ET, existirá tendência de incremento das vazões. Obviamente, caso o incremento da ET seja superior ao aumento na infiltração, o impacto será na redução das vazões.

Entretanto, só o aumento da infiltração não garante que a água chegue ao lençol freático, pois esse processo depende da transferência de água armazenada no solo para as camadas inferiores, também considerando que esta água acumulada pode ser consumida pelas plantas e evaporada do solo, e não ficar disponível para o abastecimento do lençol.

O cumprimento do objetivo neste estudo é baseado em selecionar locais em que a vegetação nativa tenha a capacidade de aumentar o potencial de infiltração e o armazenamento de água subterrânea, de modo que reflita no aumento da vazão do curso d'água, identificando, para tanto, critérios que atendam a esse objetivo. O mapa de aptidão foi construído para identificar as áreas com atuais menores taxas de infiltração e menores valores de evapotranspiração, onde as condições são favoráveis para implementar a cobertura florestal, para melhorar o processo de infiltração e armazenamento de água no solo, e possibilitar maior recarga dos aquíferos.

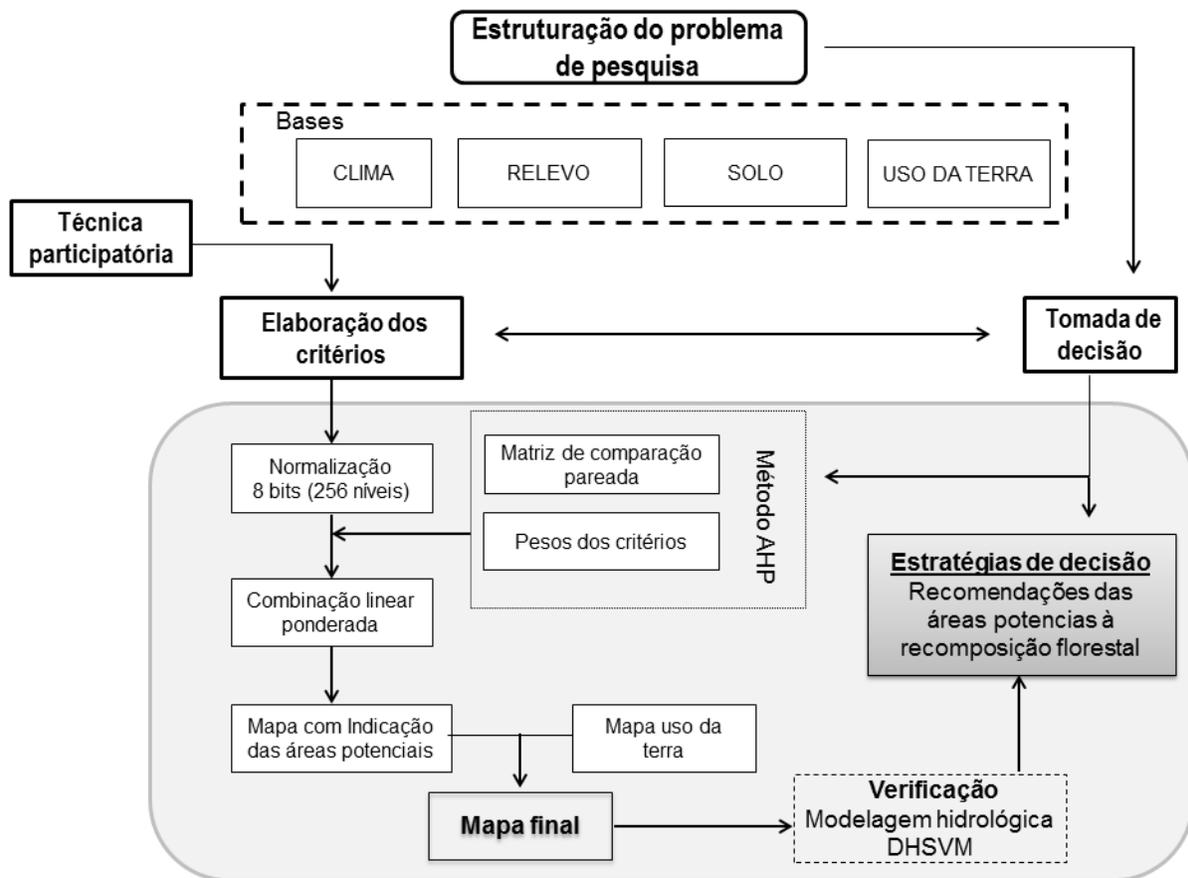
Após a estruturação do problema, foi necessário configurar um método para mensurar os fatores e critérios considerados importantes na concepção de cenários de decisão, que é a alocação de vegetação nativa. Nessa etapa, foi utilizada a abordagem MCE-SIG para identificar e agregar critérios, e gerar informações gráficas e quantitativas das prioridades dos tomares de decisões (VACIK; LEXER, 2001).

Ao final desse processo, para quantificar o impacto da cobertura florestal na disponibilidade hídrica, foi utilizada a modelagem hidrológica para simular os cenários e os

processos hidrológicos que ocorrem na bacia hidrográfica, entre eles, o balanço entre infiltração e a ET, resultando na vazão disponibilizada.

Para tanto, foram determinadas quatro bases de dados para o desenvolvimento da metodologia, para identificar as áreas com diferentes níveis de prioridades a serem florestadas, visando o ganho hídrico: clima, relevo, solo e vegetação, tomados como prioridades na análise. As etapas metodológicas estão apresentadas na Figura 1.

Figura 1 – Etapas metodológicas executadas para a identificação de áreas prioritárias à alocação de vegetação nativa.



Fonte: Malczewski et al. (2003), adaptado pelo autor.

### 3.2. METODOLOGIA DE MAPEAMENTO DE ÁREAS COM DIFERENTES PRIORIDADES PARA ALOCAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA

O mapeamento das áreas com diferentes níveis de prioridade foi feito para estimar a capacidade da área de estudo de suportar um uso específico definido na estruturação do problema. Sendo assim, o mapa das áreas foi construído para identificar as áreas com atuais menores taxas de infiltração em função uso da terra, bem como os terrenos onde as condições são favoráveis para melhorar o processo de recarga.

As avaliações das alternativas de alocação são feitas usualmente por meio do procedimento convencional de cruzamento de planos de informação para a priorização de áreas (MALCZEWSKI, 2006; EASTMAN et al., 1993). Com o uso do método analítico MCE associado ao SIG, o processo de tomada de decisão parte de um raciocínio automatizado e fundamentado explicitamente sobre as relações entre objetivos e critérios envolvidos em problemas de decisão não triviais, em que se tem objetivos difusos e interativos (CARLSSON; FULLÉR, 1996; EASTMAN, 1993). Com isso, pode-se obter um conhecimento metodológico de como alocar áreas conforme a alternativa de interesse, e que sua aplicação no processo de tomada de decisão sejam reproduzíveis e coerentes.

Nesse sentido, o desenvolvimento da metodologia foi feito considerando os múltiplos critérios associados à alocação de uso específico, vegetação nativa, na resposta hídrica de uma bacia hidrográfica. Para isso, algumas observações foram feitas a respeito da combinação dos fatores: (a) identificar o conjunto mais relevante de fatores; (b) obter um conjunto significativo de classificações e pesos; e (c) identificar uma forma funcional adequada para a combinação de mapas fatores que reflita as relações entre os fatores e o objetivo (DIAMOND, 1989).

Neste ponto, a abordagem MCE-SIG tem sido aplicada largamente nas análises de decisão e situações de manejo em vários domínios de aplicações (MALCZEWSKI; RINNER, 2015), sendo o Método de Combinação Linear Ponderada (WLC) um dos procedimentos utilizado frequentemente na combinação de mapas baseados em SIG (EASTMAN et al., 1995; MALCZEWSKI, 2006; MENG; MALCZEWSKI, 2015). Na abordagem MCE, foi utilizado o método AHP (Analytic Hierarchy Process) para a definição da hierarquia e importância dos critérios, e o método WLC como a regra de decisão para sobrepor os critérios e identificar o local adequado.

A classificação das áreas com níveis de prioridades para a recomposição florestal, utilizando a abordagem MCE-SIG, tem sido aplicada no Brasil visando à conservação de recursos hídricos (SARTORI; ZIMBACK, 2011; VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI, 2017; VETTORAZZI, VALENTE; 2016), no aspecto qualitativo (MELLO et al., 2018; PRADO, 2004), na identificação de áreas hidrologicamente prioritárias à proteção de APP e também do potencial de infiltração e geração de escoamento superficial (NICOLETE, 2015; NOSSACK et al., 2014; SANTOS, 2013; SIEFERT; SANTOS, 2015). Porém, não é constatada a verificação quantitativa da metodologia aplicada.

Mingoti (2012), ao avaliar os efeitos da espacialização da cobertura florestal na produção de água de uma bacia hidrográfica, identificou a necessidade da determinação dos locais prioritários a reflorestar ou manter florestado em programas de conservação ambiental. Alguns trabalhos a campo e, também, de modelagem, abordam a localização da cobertura florestal, destacando-se alguns, como de Lozano-Baez et al. (2018) e Cooper et al. (2013), que avaliaram em campo os efeitos da cobertura florestal, alocada em toposequências, nas propriedades hidráulicas do solo; e de Dean et al. (2015) e Pimentel (2017b), que identificaram variações topográficas com alteração da cobertura florestal, relacionando o percentual deste uso da terra com a vazão e a recarga hídrica. Seguindo essa linha de pesquisa, foi proposta uma metodologia para identificar e classificar as áreas com diferentes níveis de prioridade para a localização da vegetação nativa, visando o aumento da disponibilidade hídrica.

O processo geral para análise de adequação do local foi constituído a partir do proposto em Mello et al. (2018); Valente; Petean; Vettorazzi (2017) e Valverde et al., (2016). Para tanto, seguiu-se com o processo estrutural da MCE com base em cinco etapas: (1) Elaboração dos critérios; (2) Regra de decisão e padronização dos critérios; (3) Identificação da importância dos critérios; (4) Agregação de critérios usando um método MCE; e (5) Triagem das áreas com diferentes níveis de prioridade. Assim, o processo de tomada de decisão fica mais fundamentado explicitamente, na qual se encaixa os objetivos e critérios envolvidos.

Após a aplicação do MCE-SIG, tem-se a indicação e a classificação das áreas em diferentes níveis de prioridade para a alocação de vegetação nativa, conforme o objetivo do estudo, que é aumentar a disponibilidade hídrica. Buscando verificar a metodologia de identificação dessas áreas, foi proposto aplicar a modelagem hidrológica com o modelo

DHSVM calibrado e validado por Mendes (2016), para avaliar os cenários que constituem as alternativas prioritárias.

### 3.2.1. Elaboração dos critérios

Na elaboração dos critérios foi utilizada a Técnica Participativa (PT) proposta por Eastman et al. (1993); Malczewski (2000) e Malczewski; Rinner (2015). A PT é considerada um procedimento no qual os especialistas, que geralmente representam áreas relacionadas ao assunto de estudo, selecionam um ou mais critérios conforme o objetivo do estudo (MELLO et al., 2018; MENG; MALCZEWSKI, 2015). Os critérios são a base para a estrutura MCE, considerando que eles representam as características críticas e as principais restrições relacionadas ao objetivo do estudo (VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI et al., 2017).

Neste estudo, a técnica PT contou com a participação de pesquisadores da Universidade Federal do Espírito Santo, seguindo as áreas de manejo de bacias hidrográficas, meteorologia, ecofisiologia florestal e sistema de manejo do solo. A escolha dos critérios baseou-se na representatividade do critério quanto ao objetivo do estudo (desejo do sistema geográfico), como da propriedade que o distingue, isto é, o atributo deste critério; de tal forma que todos os critérios sejam compreensíveis e mensuráveis (MALCZEWSKI, 2006). Foram escolhidos três parâmetros espaciais como critérios para identificar locais adequados à recomposição florestal visando aumentar a disponibilidade hídrica:

**1) Critério Climatológico – Precipitação menos Evapotranspiração Potencial (P-ETP):** a proposta de utilizar este critério é quantificar a evapotranspiração potencial de forma a obter um diagnóstico do volume de água disponível, das demandas hídricas e dos déficits hídricos. A premissa de inserir a cobertura florestal é de que o melhor lugar para refletir em aumento da disponibilidade hídrica é aquele que chove mais e consome menos água, disponibilizado mais água no sistema. Com a aplicação deste critério, pretende-se indicar o local onde sobra mais água, e onde as condições meteorológicas proporcionam uma menor demanda evaporativa do ar, reduzindo a ETP.

A quantidade de vapor d'água que é transferido para atmosfera é controlado pelo poder evaporante do ar, que é condicionado pela temperatura do ar. Quando aumenta-se a

temperatura, aumenta a capacidade da atmosfera em reter vapor d' água ( $e_s$ ); e o déficit de saturação ( $dpv=e_s-e_a$ ) fica maior porque a massa atual de vapor d'água na atmosfera ( $e_a$ ) pouco altera, tornando maior a demanda evaporativa do ar (GOMES et al., 2009; PEREIRA et al., 2002).

Dessa forma, a temperatura configura um elemento importante na determinação das taxas de ET, principalmente em locais com variações de altitude representativas (PEZZOPANE, 2017). A variação de temperatura, com a altitude, é verificado pelo deslocamento de massas de ar na vertical; em elevadas atitudes, a massa de ar expande-se porque a pressão atmosférica exercida sobre ela diminui com a altura (LIMA, 2008; VIEIRA, PICULLI, 2009). As diferenças de altitude fazem com que a temperatura de dois locais próximos seja diferente, pois em altitude a massa de ar é rarefeita, tem menor volume e menor a capacidade de reter vapor d' água, reduzindo o valor de  $e_s$ . Considerando que a massa atual de vapor d'água na atmosfera ( $e_a$ ) seja homogênea, menor será o  $dpv$ , conseqüentemente, menor a ET (PEZZOPANE, 2017).

Contudo, no processo da evapotranspiração, podem ocorrer variações significativas especialmente na transpiração, que pode assumir maiores taxas que a evaporação. Enquanto a evaporação do solo é reduzida devido ao menor conteúdo de água próximo à superfície, a transpiração pode continuar ativa, porque a água em profundidades maiores no solo pode ainda estar disponível para o sistema radicular das plantas (GIAMBELLUCA et al., 2009; PEREIRA et al., 2002). Deste modo, a profundidade das raízes determina o volume de solo a partir da qual as plantas são capazes de extrair mais água, juntamente com as propriedades hidráulicas do solo, que define a capacidade de água disponível para as plantas (ZHANG et al., 2001). Nesse aspecto, o tipo de solo e a vegetação são fatores determinantes na avaliação da disponibilidade hídrica, e também foram incorporados no processo de elaboração dos critérios.

A sobra de água disponibilizada no sistema pode ser consumida pela planta e evaporação do solo, e não ficar disponível para o abastecimento do lençol, pois esse processo depende da transferência de água armazenada no solo para as camadas inferiores. Para restringir a capacidade da planta em extrair água e favorecer o processo de abastecimento do aquífero, foi proposto utilizar um fator topográfico, que pudesse indicar a profundidade do lençol freático e o conteúdo de água no solo. O fator é apresentado a seguir:

**2) Critério Relevância – Índice topográfico de umidade (TWI):** este índice caracteriza as zonas de saturação de água superficial e o conteúdo de água nos solos, identificando especialmente as zonas mais propícias à saturação hídrica, em que maiores valores do índice proporcionam maior tendência do local à saturação (PEI et al., 2010). O processo de armazenamento de água ocorre ao longo de todo o perfil de solo e se manifesta sob a forma de aumento da umidade do solo e elevação do nível do lençol freático (RENNÓ, BORMA, 2017).

Uma das metodologias para quantificar o controle da topografia sobre processos físicos é a utilização de índices topográficos (WILSON; GALLANT, 1996). As características topográficas de uma bacia podem atuar como um fator controlador no movimento lateral e subsuperficial da água e a distribuição do conteúdo de água no solo dentro da bacia (BEVEN; WOOD; SIVAPALAN, 1988; MOORE; GRAYSON; WILSON 1990; MINELLA; MERTEN, 2012). Quando ocorre o acúmulo de água na sub-superfície, a água passa a escoar no sentido da declividade do terreno, representando o fluxo lateral que ocorre no interior do solo (MINGOTI, 2012).

Em regiões montanhosas ocorre uma drenagem mais eficiente da água sub-superficial devido ao gradiente potencial da diferença vertical entre o ponto considerado e a saída da microbacia (LIMA, 2008), ou seja, o solo drena mais rapidamente, limitando o armazenamento da água subterrânea. A presença da floresta nestas regiões é responsável pela manutenção de taxas ótimas de infiltração de água no solo e, conseqüentemente, do abastecimento do lençol freático (LIMA, 2008).

Buscando estabelecer uma correlação entre os fluxos da água no solo e a topografia, foi proposta a utilização de um índice topográfico que apresentasse a discretização espacial da quantidade de água no solo, que é de difícil medição direta em áreas de grande extensão, com uma bacia hidrográfica. Entre as muitas variáveis do terreno existentes, o índice topográfico de umidade (TWI) é considerado um bom indicador da distribuição da umidade do solo em diferentes posições da paisagem, onde o escoamento superficial e subsuperficial dominam os processos de transporte de água e pode, portanto, mostrar relação significativa com a distribuição da umidade com a topografia. (AGREN, et al., 2014; BEVEN; KIRKBY, 1979; BOEHNER et al., 2002; BUENO, 2016; DROVER et al., 2015; EDIRIWEERA, et al., 2016; FREER, et al., 1997; GRABS, et al. 2009; SØRENSEN; ZINKO; SEIBERT, 2006; SILVA et al., 2014).

Estudos hidrológicos realizados na bacia hidrográfica do rio Itapemirim indicaram variações espaciais das vazões relacionando-as às mudanças na cobertura florestal (MENDES; CECÍLIO; ZANETTI, 2018; PIMENTEL, 2017b). Cooper et al. (2013); Dean et al. (2015) e Lozano-Baez et al. (2018) também identificaram que a escolha de locais e posições da paisagem da cobertura florestal pode influenciar o comportamento hidrológico do solo, influenciando no processo de infiltração e recarga.

Sendo assim, o atributo topográfico proposto foi o Topographic Wetness Index TWI, um atributo secundário que estima a umidade do solo, calculado pela Equação 1. Este índice representa um parâmetro físico baseado em dados de elevação da área. O índice TWI corresponde a uma função do logaritmo natural da razão entre a área de contribuição e a declividade, e indica o controle da topografia sobre a umidade do solo (GALLANT; WILSON, 1996).

$$TWI = \ln \left( \frac{\alpha_i}{\tan \beta_i} \right) \quad (1)$$

Em que: TWI = índice topográfico de umidade;  $\alpha_i$  = área de contribuição no ponto  $i$ ;  $\beta_i$  = declividade média do terreno, calculada no ponto  $i$ .

O índice TWI foi desenvolvido por BEVEN; KIRKBY (1979) para o modelo hidrológico TOPMODEL, com o conceito de área variável de contribuição em áreas de relevo complexo, aplicado ao mecanismo de geração do escoamento superficial tipo Dunne, na qual ocorre a geração do escoamento superficial quando o solo está saturado (DUNNE; BLACK, 1970). Essa saturação da superfície do solo ocorre, em geral, em áreas planas e terrenos pouco inclinados (áreas de várzea), áreas próximas a cursos d'água (onde o lençol freático está próximo à superfície e é rapidamente saturado), e nas áreas de convergência do relevo na qual a zona saturada expande e se retrai em resposta à precipitação e ao movimento subsuperficial da água à montante (LIMA et al., 2012; MINELLA; MERTEN, 2012; RENNÓ; BORMA, 2017).

Essas áreas de saturação estão de acordo com a teoria das AVA (Áreas Variáveis de Afluência), definidas como áreas de saturação de uma bacia, temporárias ou perenes, situadas tanto ao longo dos cursos d'água quanto ao redor de nascentes, e que têm limitações de zonas saturadas que não permite ganhos expressivos na infiltração, colaborando mais para o escoamento superficial e de subsuperfície (BRESSIANI; SCHMIDT, 2016; LIMA et al, 2012; LIMA; ZAKIA, 2006; MOSTER, 2007; TEIXEIRA, 2015).

Dessa forma, o TWI descreve a tendência de cada célula em acumular água em função do relevo, em que os maiores valores de TWI indicam maior tendência de acumular água e, portanto, maior conteúdo de água no solo (SCHUNEMANN, 2016). Isto se deve ao fato do ITW ser em função da declividade: quando os valores de declividade são próximos a 0°, o pixel da bacia poderá apresentar um alto valor do índice, em locais com grande área de contribuição, baixa declividade e relevos mais planos (HOLLANDA et al., 2015; PRATES et al., 2012). Já os menores valores do índice, normalmente são encontrados em áreas em que a declividade é alta, com pequena área de contribuição (SILVA et al., 2014).

A proposta de utilização deste índice TWI é relacionar essas áreas de umidade com a distância vertical da superfície em relação ao lençol freático, e também, à distância horizontal da superfície com o curso d'água. Mingoti (2012) e Moster (2007) encontraram que grande parte das áreas de maior elevação relativa do lençol freático ocorreu em regiões próximas aos cursos d'água, com maior quantidade de água disponível. Enquanto as áreas mais elevadas do terreno apresentam maior distância do lençol freático, e por tal, nessas áreas a umidade do solo normalmente é menor do que aquela em áreas próximas ao curso d'água (JUNQUEIRA JÚNIOR, 2016; TEIXEIRA, 2015), e à medida que se aproxima do curso d'água a saturação do solo aumenta (LIMA; ZAKIA, 2006), com maiores valores de umidade.

Estudos encontraram maior estabilidade da umidade nas áreas mais baixas das bacias hidrográficas, onde o lençol freático está perto da superfície, mostrando que essa estabilidade foi claramente devida à posição topográfica desses pontos, com os mais úmidos na parte mais baixa, e os mais secos localizados na parte mais alta (LIMA et al., 2012; JUNQUEIRA JÚNIOR, 2016; SALVADOR et al., 2012; ZHOU et al., 2007; SØRENSEN; ZINKO; SEIBERT, 2006), concluindo-se que as características topográficas indicam um padrão de umidade do solo associado à profundidade do lençol freático.

De uma maneira geral, o lençol freático acompanha a topografia da superfície, mas de forma bem menos irregular do que esta (LIMA, 2008). Em locais onde o lençol freático é superficial, a água pode subir até a superfície do terreno, ou até a zona radicular, tornando-se, neste caso, uma fonte de água para a evapotranspiração. Lima (2008) discute que lençóis freáticos superficiais frequentemente apresentam flutuações diurnas em decorrência da evapotranspiração, enquanto em lençóis freáticos profundos este efeito torna-se insignificante. Em situações onde o recurso água já é naturalmente escasso, a

possibilidade da competição devida a esta influência da floresta deve ser analisada de forma cuidadosa.

A premissa de utilizar este índice é indicar onde a floresta está e qual a sua distância do curso d'água e do lençol freático, de modo que quanto mais longe, melhor o local. Sendo assim, ao utilizar o índice TWI é proposta uma relação entre a umidade e os níveis locais do lençol freático: menores valores de TWI caracterizam áreas mais distantes do curso d'água e com lençol freático mais profundo; e maiores valores de TWI caracterizam áreas mais próximas aos cursos d'água e com lençol freático elevado. Assim, essa caracterização sustenta a inserção de áreas florestadas em locais com menor índice TWI, refletindo em maior distância do lençol freático e dos cursos d' água, restringindo o acesso das raízes à água.

**3) Critério Solo e Uso da terra – Número da curva (CN):** o parâmetro CN foi proposto para prever a mudança do uso da terra nas características hidrológicas do solo, representando os atributos do uso da terra e do solo; pois o parâmetro CN depende do uso e manejo da terra, do grupo de solo e sua condição hidrológica, e da umidade antecedente do solo (PRUSKI; BRANDÃO; SILVA, 2010).

A vegetação não responde sozinha à mudança do uso da terra, e a proposta da recomposição florestal é de que este uso tem interação com processos simulados que são diferentes de outros usos da terra. A presença da cobertura florestal modifica o microclima e algumas características do solo, influenciando diretamente o uso da água e nutrientes pela planta. As árvores, além de alterar a entrada da radiação solar, o regime de ventos, e a precipitação que ocorre dentro da floresta, proporcionam maior aporte de nutrientes e modificam a física, química e biologia do solo, sendo determinante no balanço de água do solo.

Muitos modelos hidrológicos usam de alguma forma a equação do CN desenvolvida pelo Serviço de Conservação do Solo (1972), vinculado ao Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (SCS-USDA), para estimar a lâmina de escoamento superficial de bacias hidrográficas a partir de dados de precipitação e outros parâmetros da bacia (PRUSKI; BRANDÃO; SILVA, 2010).

A estimativa do escoamento superficial, a partir deste método, tem como base uma resposta de excesso de água que não infiltra no solo, a partir da chuva, ou se já é uma fração da chuva que escoou. O excesso ocorre quando a intensidade da chuva excede a

taxa de infiltração de água do solo (escoamento Horton), ou pela saturação do solo (escoamento Dunne) (RENNÓ; BORMA, 2017). O método SCS-CN constitui uma relação empírica de escoamento-precipitação; portanto, é independente do mecanismo de geração de escoamento subjacente, isto é, excesso de infiltração ou excesso de saturação (SCHNEIDERMAN, et al., 2007). Portanto, o escoamento superficial, estimado pelo método CN, é o excedente da chuva que não infiltra no solo.

A premissa de utilizar o CN é de que este represente intrinsecamente a infiltração potencial da área, variando de 0 a 100. De modo geral, quanto maior o CN, maior o escoamento superficial e menor a infiltração, já que a infiltração é dependente dos fatores relacionados ao solo; à superfície; e ao preparo e manejo do solo.

As atividades de uso da terra exercem significativa influência sobre a infiltração, e pode modificar a capacidade de infiltração dos solos através do manejo. Pelo fato da cobertura florestal normalmente apresentar boas condições de infiltração, as áreas florestadas constituem importantes fontes de abastecimento de água para os aquíferos (LIMA, 2008). Dessa forma, o CN reflete a resposta hídrica do solo em oposição ao uso e manejo da terra; pois o escoamento superficial é influenciado pelas características de uso e ocupação do solo, por suas características físico-hídricas e pelo grau de saturação dos solos superficiais (PIMENTEL, 2017a).

A utilização do parâmetro CN, combinado com o TWI tem sido utilizado na simulação de volumes de escoamento de uma bacia usando o método SCS – CN. Assim como o CN, que estima o escoamento superficial, o índice de umidade tem sido utilizado para classificar qualitativamente as áreas na bacia em termos de sua probabilidade geral de escoamento (SCHNEIDERMAN et al., 2007). O escoamento superficial é então distribuído espacialmente de acordo com um índice de umidade do solo, em oposição a uma combinação de uso da terra e grupo hidrológico do solo, em bacias com importantes áreas de saturação (LYON et al., 2004; SCHNEIDERMAN et al., 2007). Portanto, a interação desses dois critérios reproduz a ideia da capacidade de infiltração de uma área específica, tendo um efeito no processo de recarga.

Deste modo, o objetivo é localizar onde tem as menores taxas de infiltração em função da combinação de solo e vegetação, para inserir a cobertura florestal e ter um ganho com este uso para aumentar a capacidade de infiltração do solo e refletir no maior conteúdo de água do solo. Contudo, a umidade do solo varia com a textura e o sistema radicular, fatores que afetam a taxa de transferência de água do solo para a planta. Logo,

parte da água disponibilizada no sistema pode ser consumida pela evapotranspiração ou encaminhada para o processo de recarga do aquífero.

Com essa caracterização, é proposta uma metodologia que utiliza a sobreposição desses critérios como uma unidade de resposta hidrológica em função, do clima, do relevo, do tipo de solo e sua condição hidrológica, e do uso e manejo da terra. A interação desses critérios representa o conjunto dos fatores climáticos, relevo, solo e uso da terra que caracterizam a disponibilidade hídrica em bacias hidrográficas.

### 3.2.2. Regra de decisão e padronização dos critérios

O método da Combinação Linear Ponderada (WLC) foi a regra de decisão aplicada neste trabalho para sobrepor os critérios para identificar o local adequado, sendo o WLC uma das regras de decisão mais populares (MENG; MALCZEWSKI, 2015). É a regra de decisão que dita como serão classificadas as alternativas.

No processo de WLC, os atributos contínuos dos critérios são padronizados primeiro para um intervalo numérico comum e, em seguida, agregados por meio de uma função linear do produto de pesos e valores de critério (MENG; MALCZEWSKI, 2015), isto é, sobrepõem os mapas de raster por meio do WLC. Para isso, são atribuídos peso aos critérios e executa-se o procedimento para comensurá-los (normalização dos critérios) (VALVERDE, et al., 2016).

A associação MCE-SIG, é aplicada para classificar as áreas em diferentes níveis de prioridade, com base nas regras de decisão que definem como os critérios normalizados são integrados. A regra de decisão é aplicada para obter e classificar as alternativas de prioridade conforme o objetivo, e a normalização permite manter as relações de prioridade previamente estabelecidas para o conjunto de critérios.

Para essa normalização é comum aplicar uma função de valor única para o estudo, usada para converter os valores brutos do critério de forma padronizada, tendo representação contínua do critério (MALCZEWSKI, 2000; VETTORAZZI; VALENTE, 2016), executada pela Equação 2.

$$Y = \frac{(R_i - R_{\min})}{(R_{\max} - R_{\min})} \times \text{escala normalizada} \quad (2)$$

Em que:  $R_i$  = valores originais;  $R_{\max}$  e  $R_{\min}$  = máximos e mínimos dos valores brutos; escala normalizada = escala comum de 8 bits (valores de 0 a 255 níveis).

Os critérios foram espacializados para compor os mapas normalizados para uma escala comum (256 níveis), conforme exigido pelos métodos MCE, mantendo as suas características intrínsecas (MELLO et al., 2018). Isto é conseguido pela transformação do critério em unidades comparáveis; por meio da padronização para descrever o nível relativo dos critérios, usando uma função linear (MALCZEWSKI, 2000; VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI, 2017). Essa normalização é importante, porque normalmente os critérios são medidos em unidades diferentes.

Para os critérios P-ETP e CN foi aplicada a função linear no sentido crescente, onde os maiores valores indicam as condições desejadas de acordo com o objetivo do estudo: ter maior disponibilidade de água no sistema e aumentar a capacidade de armazenamento de água no solo (naqueles como menores taxas de infiltração). E, para o critério TWI, foi aplicada a função decrescente, onde os menores valores assumem condição desejada, indicando o atributo do critério com o desejo geográfico de representar a maior distância do lençol freático e reduzir a ET. A regra de decisão aplicada está apresentada na Tabela 1.

Tabela 1 – Regra de decisão aplicada com o método WLC na obtenção de alternativas de prioridade à recomposição florestal visando aumento da disponibilidade hídrica.

Critérios	Mapeamento		
	Normalização (0-255)	Pesos	Decisão
CN	Menor valor CN = 0 (não desejado)	$X_1$	Onde tem maior CN insere floresta
	Maior valor de CN = 255 (desejado)		
TWI	Maior valor TWI = 0 (não desejado)	$X_2$	Onde tem menor TWI insere floresta
	Menor valor de TWI = 255 (desejado)		
P-ETP	Menor valor P-ETP = 0 (não desejado)	$X_3$	Onde tem maior P-ETP insere floresta
	Maior valor P-ETP = 255 (desejado)		

Ao final, os critérios são reclassificados em uma escala contínua de 256 níveis, onde os valores próximos a 0 representam as condições não desejadas e os valores próximos a 255 assumem condições desejadas (MAGANHOTTO et al., 2016; VETTORAZZI; VALENTE, 2016;). A partir de então, a regra de decisão é aplicada para agregar os critérios e obter as áreas prioritárias de acordo com esta regra.

Assim, os atributos dos critérios indicam a representatividade destes com o objetivo do estudo, e a agregação representa o desejo geográfico de alocar áreas de vegetação nativa em locais com menor consumo de água e maior disponibilidade de água no sistema, para refletir no aumento da vazão do curso d'água.

Na Figura 2 é apresentado um exemplo do conjunto dos critérios e sua relação com o objetivo do estudo, aplicando a metodologia proposta. Ao final deste método, o mapa final de adequação dos locais também está na escala comum, 0-255, indicando aqueles locais com maior ou menor prioridade para alcançar o objetivo.

Figura 2 – Conjunto dos critérios e sua relação com o objetivo do estudo, aplicando a metodologia proposta.

	<b>Crítérios</b>		<b>Regra de decisão e normalização</b>		<b>AHP Pesos</b>		<b>WLC</b>
Limites	<b>P-ETP</b>		<b>P-ETP</b>				<b>P-ETP</b>
500	500   400   300	----->	255   220   200	X	0.5	=	127.5   110   100
-100	300   100   50		150   100   50				75   50   25
	20   -50   -100		70   50   0				35   25   0
							+
Limites	<b>TWI</b>		<b>TWI</b>				<b>TWI</b>
12	4   5   4	----->	255   220   255	X	0.3	=	76.5   66   76.5
4	7   6   7		130   150   130				39   45   39
	8   9   12		100   50   0				30   15   0
							+
Limites	<b>CN</b>		<b>CN</b>				<b>CN</b>
25	45   70   25	----->	220   150   255	X	0.2	=	44   30   51
95	80   80   90		100   100   50				20   20   10
	70   90   95		150   50   0				30   10   0
							=
							<b>MAPA WLC</b>
							248   206   228
							134   115   74
							95   50   0

### 3.2.3. Determinação dos pesos e importância relativa

A atribuição de diferentes pesos para a integração dos critérios é necessária, pois nem todos eles têm o mesmo grau de influência (SHABAN et al., 2006), sendo esta etapa um dos elementos mais críticos no método AHP e WLC (MALCZEWSKI, 2006; PINTO et al., 2015; VALVERDE et al., 2016). O peso dos critérios expressa a importância relativa de cada critério, para um processo de tomada decisão com base no objetivo, e a PT é

usualmente aplicada nessa definição (MELLO et al., 2018; VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI, 2017).

Cada um dos critérios foi considerado como tendo uma importância diferente, frente ao objetivo, o mapeamento de áreas em diferentes níveis de prioridade para a recomposição florestal visando aumentar o potencial de infiltração e reduzir o consumo de água, para refletir no aumento da disponibilidade hídrica.

Para obter o peso de cada critério foi utilizado o processo de tomada de decisão conhecido como Análise Hierárquica Analítica - AHP (SAATY, 1977). Este método emprega uma comparação *parwise* (dois a dois) entre os critérios, baseando-se em uma escala contínua (Tabela 2), para determinar a importância relativa de cada um deles. Os valores comparados são inseridos dentro da matriz de comparação para preencher a matriz quadrada de ordem  $n \times n$ , onde  $n$  é o número de critérios (SAATY, 1987).

Tabela 2 – Escala contínua usada para comparação pareada dos critérios na definição da importância e pesos de acordo com o método AHP.

<b>Valor</b>	<b>Nível de Importância para o processo de tomada de decisão</b>
1	Igual – dois critérios tem a mesma importância para o objetivo
3	Moderado – importância moderada de um critério sobre o outro
5	Forte – um critério é significativo mais importante do que o outro
7	Muito forte – um critério é muito fortemente favorecido sobre o outro
9	Extremamente forte – a importância de um critério sobre o outro é o mais forte da ordem

Fonte: Saaty (1987), adaptado pelo autor.

O resultado dessa comparação é uma matriz de julgamento, onde a parte do triângulo inferior apresenta os valores de importância dos critérios comparados dois a dois, e no triângulo superior, os valores inversos dessa importância. Assim, atende-se à premissa de que a matriz deve ser recíproca, em que um julgamento é o inverso do outro, e também um tipo de simetria em relação à sua diagonal principal, que ocorre quando o critério é comparado a ele mesmo (diagonal da matriz), recebendo o valor 1 da escala (SAATY, 1977).

Os critérios foram posicionados nas linhas, seguindo a ordem do menos importante para o mais importante (PINTO et al., 2015; VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI, 2017;

SARTORI; ZIMBACK, 2011). A definição desse ordenamento foi feita com a técnica PT, com base na importância dos critérios frente ao objetivo.

O critério climatológico, P-ETP, foi definido como o mais importante para a análise, pois estes dois componentes representam respectivamente, o maior volume de entrada e a saída de água em uma bacia hidrográfica, tendo o valor médio da relação ETP e P em torno de 80% (LIMA, 2008; LIMA et al., 2012). Jasechko et al. (2013); Giambelluca (2009) e Schlesinger e Jasechko (2014) mostraram que a transpiração é o maior fluxo de água para a atmosfera, representando em média 70% da evapotranspiração terrestre em florestas tropicais úmidas, e de 50% em desertos, estepes e vegetação arbustivas. Atribuíram a isso, a capacidade das raízes das plantas de absorver a água disponível no solo e em águas subterrâneas, enquanto a evaporação remove a água de superfície.

Na sequência, o critério TWI foi considerado como o segundo mais importante, na análise. A aplicação do TWI teve como referência a indicação de áreas com maior profundidade do lençol freático, para restringir a perda de água pelo consumo das plantas, além de indicar a drenagem em profundidade da água para o processo de recarga do aquífero (ZANETTI, 2016). O componente recarga, dentro do balanço hídrico de uma bacia, representa em torno de 23% (CARVALHO et al., 2014; CECÍLIO, 2018; OLIVEIRA et al., 2016). Por este critério TWI condicionar dois efeitos no balanço, na ET e recarga, ele foi incorporado como o segundo mais importante.

Por conseguinte, o critério CN foi considerado o de menor importância. O número CN estima o escoamento superficial (ES), tendo este componente o menor valor no balanço hídrico, em torno de 1%, em áreas de vegetação nativa, contudo em casos de desmatamento esse número pode aumentar em 20 vezes (OLIVEIRA et al., 2015). Por tal, espera-se que o CN represente a diferença da quantidade de água que escoar e infiltra, em função do uso da terra, onde a vegetação pode favorecer a infiltração e obter um maior armazenamento de água.

Assim, ao associar o critério CN, com TWI e P-ETP, é indicado o local onde a água armazenada no solo, tem mais chances de ser encaminhada para recarga e reduzir o consumo de água pela ETP, além de considerar os fatores meteorológicos que condicionam a menor ETP em locais mais altos e com maior volume de chuvas. Nesta condição, a infiltração pode ter impacto maior que a ET, mesmo que a recarga seja menor, o consumo pela ETP também é menor, em função da profundidade do solo e menor acesso das raízes à água.

Após a definição da importância dos critérios, seguiu-se para o julgamento dos pesos dos critérios, representando o quanto um critério é mais importante que o outro. O método AHP capta a ideia de incerteza nos julgamentos através do autovalor principal e do índice de consistência (IC) (SAATY 2008; PINTO et al., 2015). Sendo assim, após o preenchimento da matriz de comparação pareada é necessário confirmar a consistência desta matriz pela razão de consistência (CR). Esse CR é uma medida para controlar a consistência e o julgamento da escala (PINTO et al., 2015). Para tanto, foi feito o cálculo do índice de consistência (IC), obtido pela Equação 3, e o cálculo da razão de consistência (CR), pela Equação 4.

$$IC = \frac{\lambda_{\max} - n}{n-1} \quad (3)$$

$$CR = \frac{IC}{RI} \quad (4)$$

Em que:  $\lambda_{\max}$  = é o maior autovalor da matriz de comparação pareada; n é o número de critérios; e RI = índice de proporção.

O valor de RI varia de acordo com o número de critérios (n), e foi obtido por consulta na Tabela 3. De modo geral, se o valor do CR for menor ou igual a 0.10, a inconsistência será aceitável ou, se CR for igual a 0.00, significa que o julgamento da matriz de comparação pareada é perfeitamente consistente (SAATY, 2008). Se a RC for maior que 0.10, precisa-se voltar à matriz de comparação pareada e refazer o julgamento em relação aos critérios.

Tabela 3 – Valores de RI para diferentes n.

Ordem da matriz (n)	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
RI tabelado	0.52	0.89	1.11	1.25	1.35	1.4	1.45	1.49	1.52	1.54	1.56	1.57	1.59

Fonte: Saaty (2008), adaptado pelo autor.

Após o preenchimento da matriz de julgamento, e confirmada a consistência dessa matriz, é obtido o vetor de pesos w, em que para cada critério foi obtido um peso  $w_i$ . Para isso, é obtida a soma dos valores de cada coluna, dividindo cada entrada desses valores da primeira coluna pela soma dos valores da coluna. Repetindo esse passo para cada coluna, e obtém-se ao final a média dos critérios (VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI, 2017).

Após a obtenção dos pesos relativos a cada critério, foi excetuada a etapa de agregação desses critérios ponderados pelo peso e pelo método WLC. A técnica MCE, com AHP associada ao WLC, não retira a subjetividade, mas permite o julgamento explícito dos critérios, pelo fato de concentrar no que é importante, ser lógica e consistente.

#### **3.2.4. Agregação dos critérios usando um método MCE**

A agregação dos critérios foi feita pelo método WLC, que tem como base a agregação linear do produto dos pesos e valores dos critérios (MALCZEWSKI; RINNER, 2015). O WLC é utilizado para estabelecer um conjunto de alternativas que precisam ser classificadas/ranking por tomadores de decisão (GENG; WARDLAW, 2013), integrando os critérios, normalmente medidos em unidades diferentes, para obter as pontuações para cada opção de decisão (DIAZ-BALTEIRO; ROMERO, 2008; GENG; WARDLAW, 2013).

O método WLC foi executado na sobreposição dos mapas dos critérios, em que cada mapa normalizado foi multiplicado pelo peso correspondente do critério, e somado ao final para obter a classificação dos locais mais adequados, conforme Equação 5.

$$S = \sum w_i \cdot x_i \quad (5)$$

A operação é feita pixel a pixel, permitindo que os tomadores de decisão incluam características da paisagem com distribuições contínuas, em vez de características representadas apenas por classes, onde  $x_i$  é a pontuação do critério  $i$  e  $w_i$  é o peso critério (VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI, 2017).

Pelo fato da soma dos pesos ser igual a 1, o mapa de adequação resultante tem uma variação de valores como aqueles dos mapas normalizados dos critérios. Dessa forma, maiores valores indicam áreas com alta prioridade, e menores valores áreas com baixa prioridade. Após essa etapa, o mapa prioritário resultante foi classificado e seguiu-se para a triagem das áreas em diferentes níveis de prioridade indicadas pelo mapa.

#### **3.2.5. Triagem das áreas com diferentes níveis de prioridade**

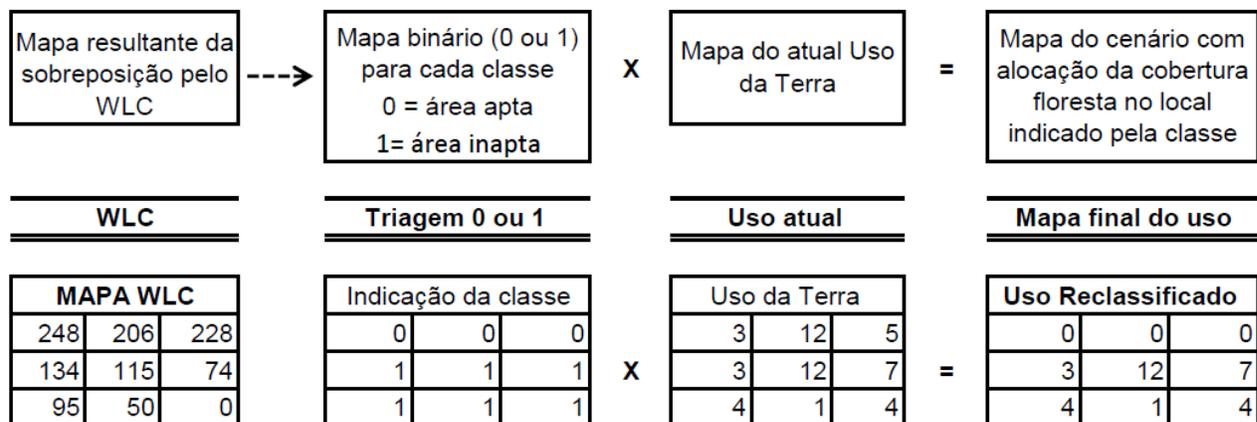
A triagem das áreas com diferentes níveis de prioridade não utilizou fatores restritivos. A única restrição aplicada foi na elaboração do critério CN, onde as áreas em que não se permite ganhos com infiltração, como urbano, rochas e água, foram

consideradas sem informação. Sendo assim, não foram eliminadas as demais áreas na análise das alternativas.

Na obtenção das alternativas em diferentes níveis de prioridade, foi utilizada a triagem pela álgebra lógica booleana, que utiliza mapas binários (0 ou 1), na qual uma área é aceita ou não com base em um valor limite (VALVERDE et al., 2016). Nesta operação é feita a sobreposição e combinação estática dos fatores, ou seja, não houve diferentes alternativas e regras compensatórias para o mesmo problema.

Para gerar os cenários a partir das alternativas em diferentes níveis de prioridade para o reflorestamento, foi feita a sobreposição do mapa resultante da agregação pelo WLC com o mapa de uso da terra atual, por meio da lógica booleana, conforme Figura 3.

Figura 3 – Etapas da sobreposição dos mapas para obter os cenários das alternativas em diferentes níveis de prioridade.



A lógica booleana foi aplicada em cada uma das classes de diferentes níveis de prioridade, e na junção destas. Para cada classe testada, as áreas de prioridades receberam o valor 0, e as demais áreas o valor 1, mantendo o uso atual nestas. Assim, na sobreposição dos mapas, as áreas com valores iguais a 0 são as áreas prioritárias para a inserção da vegetação nativa, e os demais valores são correspondentes aos usos da terra que não sofreram alteração. Ao final, as áreas com valor zero foram reclassificadas e igualadas ao mesmo valor da vegetação nativa já existente.

A escolha de áreas para a alocação de vegetação nativa se relaciona ao processo de tomada de decisão, que incorpora as prioridades e objetivo do estudo. Os resultados da classificação das alternativas podem variar em função das incertezas do processo e dos fatores considerados, e ainda por sua representação na forma de critérios, prioridades e

pesos (VALENTE; VETTORAZZI, 2009). Com isso, a classificação e indicação das áreas prioritárias neste processo decisório devem adotar seqüências lógicas de procedimentos, incluindo a identificação e delimitação dos fatores de interesse, mesmo em casos de riscos ou benefícios potenciais.

Para tanto, é sugerida uma verificação dessas áreas prioritárias, com o objetivo do estudo que é obter um aumento da vazão dos cursos d'água. Para essa verificação foi elaborado um estudo de caso para aplicar o método apresentado, e quantificar o efeito da cobertura florestal na disponibilidade hídrica, usando a simulação hidrológica. Essa verificação é apresentada a seguir.

### 3.3. APLICAÇÃO DA METODOLOGIA DE MAPEAMENTO DE ÁREAS COM DIFERENTES PRIORIDADES PARA ALOCAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA

#### 3.3.1. Caracterização da área em estudo

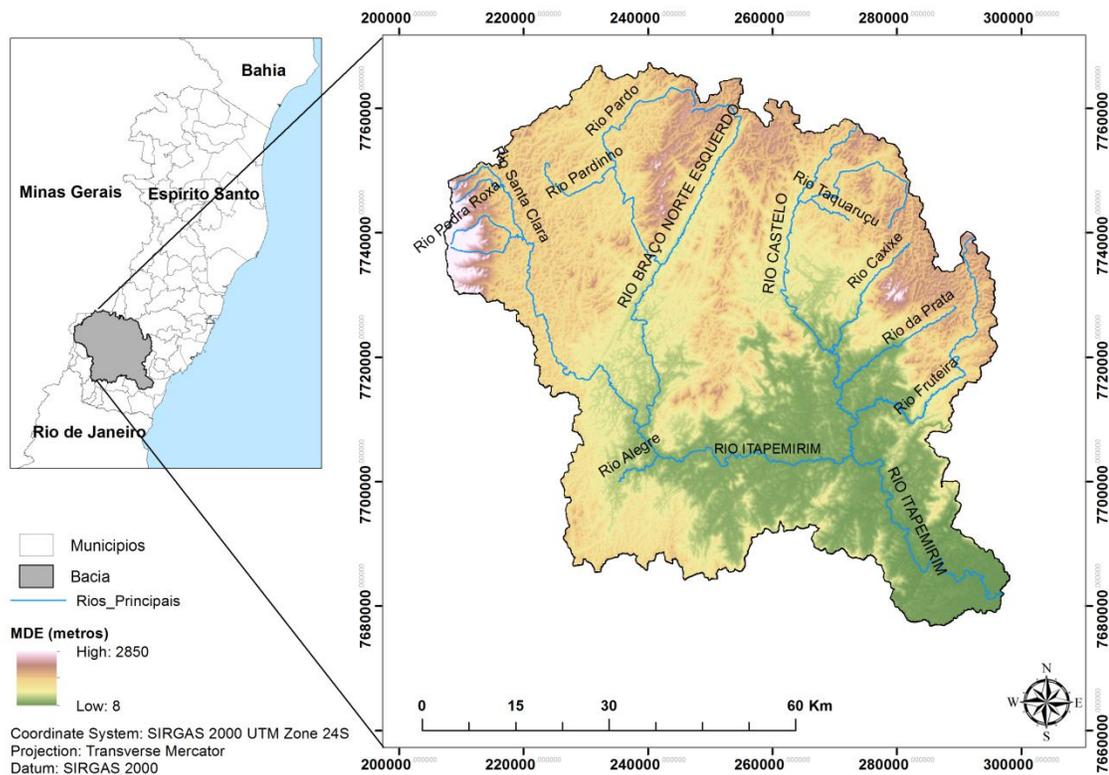
A área em estudo compreende parte da Bacia Hidrográfica do Rio Itapemirim, visualizada na Figura 4, até o exutório situado no ponto da estação fluviométrica de Paineiras (BHPAIN), localizada na região sul do estado do Espírito Santo, entre as coordenadas geográficas: 20°10' S e 21°15' S; e 40°55' W e 41°50' W. A BHPAIN possui uma área total de aproximadamente 5.170 km<sup>2</sup>, abrangendo 14 municípios localizados ao sul do estado do Espírito Santo e um município do estado de Minas Gerais.

Os principais afluentes do Rio Itapemirim são: Rio Castelo, Rio Muqui do Norte, Rio Braço Norte Direito, Rio Braço Norte Esquerdo. Os recursos hídricos da bacia abastecem 17 municípios, com população residente nos municípios capixabas de aproximadamente 500 mil habitantes, representando 13,97% da população do Espírito Santo (IBGE, 2010; MENDES, 2016). Os quinze municípios inseridos na BHPAIN são: Alegre, Cachoeiro de Itapemirim, Castelo, Conceição do Castelo, Ibatiba, Ibitirama, Irupi, Itapemirim, Lúna, Jerônimo Monteiro, Muniz Freire, Muqui, Vargem Alta, Venda Nova do Imigrante e parte do município mineiro Lajinha.

O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen (ALVARES et al., 2013), incluem os tipos Aw, Cwa, Cwb, Cfa, Cfb, caracterizando o clima de um modo geral com inverno seco e verão chuvoso, predominante no tipo "Cwa". A temperatura média

anual cresce desde 17°C nas serras da parte superior da bacia até acima de 24 °C na foz, mas chega a baixar a 12 °C no extremo oeste, no Caparaó. A pluviosidade é pequena ao longo do rio principal e na parte média, ao norte, com 900 mm anuais, enquanto aumenta na direção das serras do leste e do oeste, atingindo 1500 mm anuais (ALVARES et al., 2013).

Figura 4 – Localização da área em estudo de parte da bacia hidrográfica do rio Itapemirim (BHPAIN).



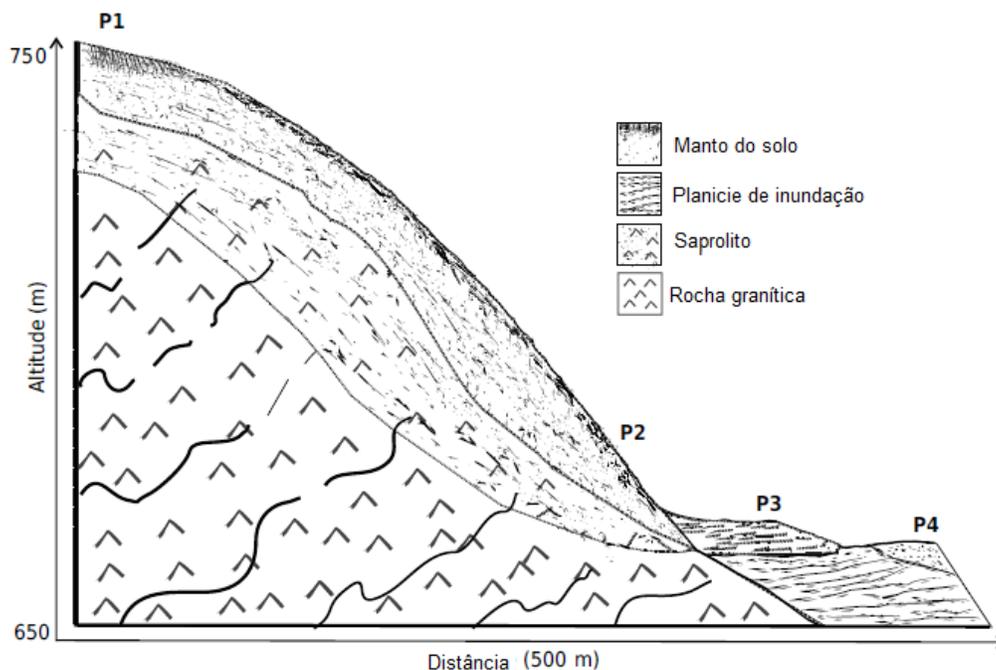
A região é caracterizada por um relevo bastante acidentado, intercalado por áreas planas, com altitudes variando de 8 a 2850 metros (m), com topografia acentuada e a presença de declives superiores a 20%, especialmente ao longo dos divisores de água da parte oeste, onde situa-se a nascente do Rio Itapemirim na Serra do Caparaó.

Essa região envolve um conjunto de fisiografias e processos ecológicos denominados “Mar de Morros”, com terrenos montanhosos e planaltos (PACHECO et al., 2017). A presença de ambientes tropicais úmidos a sub-úmidos da área em estudo, juntamente com o relevo, caracteriza um ambiente morfoclimático associados com intemperismo profundo e floresta tropical (PACHECO et al., 2017). Segundo os autores, essa condição de fisionomia e características edafoclimáticas forma uma paisagem

bastante homogênea, que favorece a ampla formação de encostas convexas, bem como manto de solos profundos.

Pacheco et al. (2017) fizeram um estudo em campo nos solos em topossequência da bacia do Rio Alegre, uma sub-bacia da BHPAIN. Foram selecionados e coletados quatro perfis representativos de solo (P1, P2, P3 e P4) ao longo da topossequência (Figura 5).

Figura 5 – Perfil topográfico da topossequência a partir do modelo digital de elevação e das imagens do perfil do solo da sub-bacia de Alegre.

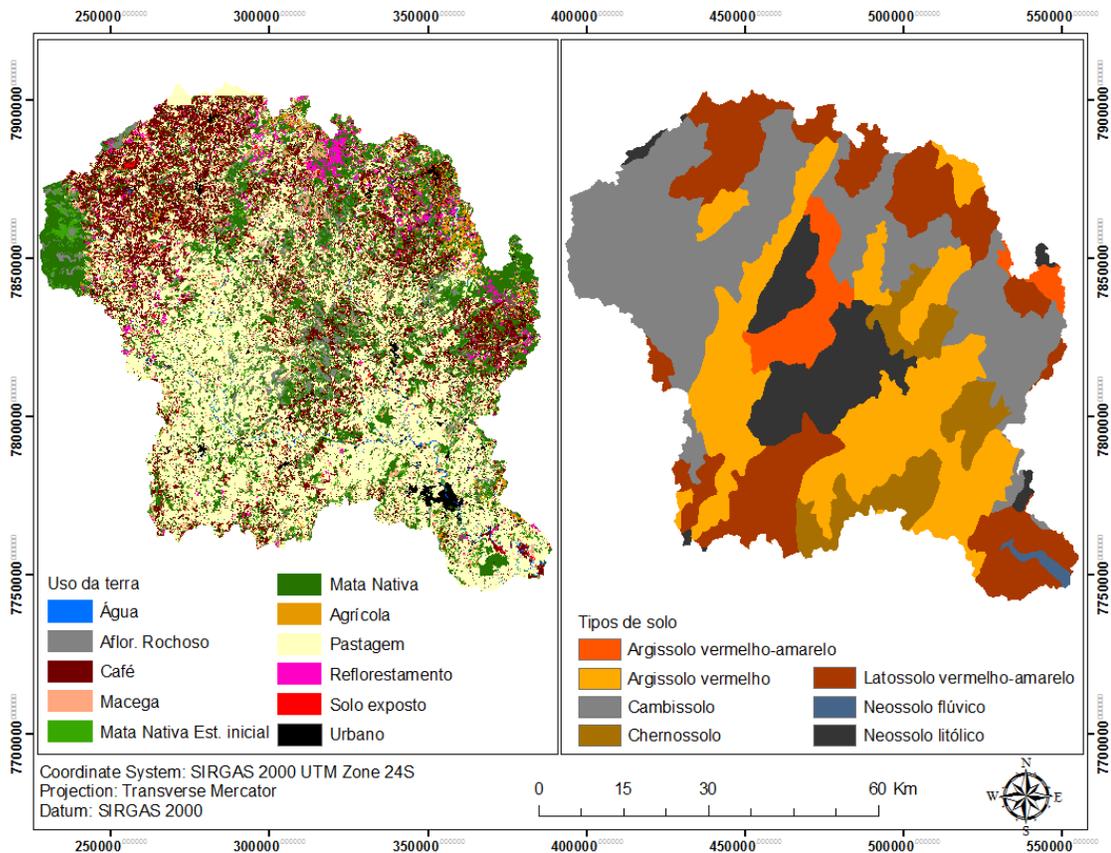


Fonte: Pacheco et al. (2017), adaptado pelo autor.

Os solos P1 e P2 incluem os Latossolos, nos topos e encostas. Nos solos de baixo declive na paisagem, P3 e P4, estão os Gleissolos, sendo que o P3 classificado como Pseudogleissolo. Os resultados, em geral, mostraram que a topografia influencia nas propriedades do solo, com variações distintas na topossequência. A morfologia dos Latossolos de terra alta (P1 e P2) foi consistente com grau avançado de intemperismo, e apresentaram como principal característica a presença de canais e micro-galerias, são bem drenado e tem uma retenção de água mais uniforme no perfil e maiores níveis de umidade. Já os solos P3 e P4 mostraram evidências de microagregados, com estrutura maciça com cores acinzentadas no subsolo, resultante de processos de hidromorfismo passados ou presentes (PACHECO et al., 2017).

O mapa de solos representativo da BHPAIN foi obtido por meio do GEOBASES, com informações disponibilizadas a partir do arquivo vetorial *shapefile* do ano de 2015. De acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2014), os tipos de solo predominantes na bacia são Cambissolos, Argissolos e Latossolos, representando respectivamente, 31,6%, 30% e 20,4%, da área total, apresentados na Figura 6.

Figura 6 - Mapa dos tipos de solos e uso da terra para a BHPAIN.



Os dados que caracterizam o uso da terra na BHPAIN foram obtidos junto ao Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Espírito Santo (IEMA), que disponibilizada as informações por meio GEOBASES. O arquivo vetorial *shapefile* disponível de uso da terra é resultado da fotointerpretação do ortofotomosaico, gerado a partir do levantamento aerofotogramétrico realizado no estado do Espírito Santo, nos anos de 2007/2008, com resolução espacial de 1 metro. A partir desse *shapefile* de uso da terra, foi gerado o mapa dos principais tipos de uso da terra na BHPAIN, simplificado em 11 classes (Figura 6). Em termos de cobertura do solo, a área da bacia hidrográfica é

predominantemente ocupada por pastagens (42%), fragmentos florestais (23,4%) e café (15,9%), representando mais de 80% do uso da terra.

### **3.3.2. Obtenção dos critérios para a BHPAIN**

Os critérios foram elaborados considerando o clima da área em estudo, os atributos de relevo, uso da terra e tipo de solos. O banco de dados do projeto foi padronizado para o sistema de coordenadas UTM (24S), datum SIRGAS 2000 e resolução espacial de 90 metros.

#### **1) Critério climatológico: (P-ETP)**

Para gerar esse critério, foram utilizados dados referentes às variáveis, chuva e evapotranspiração. Para a variável chuva, foram utilizados os dados disponibilizados por Xavier, King e Scanlon (2015), extraídos para a área em estudo. Esses dados resultaram de um trabalho de interpolação que reuniu informações meteorológicas e pluviométricas do Brasil, disponibilizada pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), Agência Nacional de Água (ANA) e Departamento de Águas e Energia Elétrica de São Paulo (DAEE). Os dados são diários e mensais, com resolução espacial de  $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ , (aproximadamente 27 km), e reúne informações de controle que auxilia os usuários na checagem da qualidade dos dados interpolados, como a distância à estação mais próxima e o número de estações dentro da célula. A análise foi feita para o período de 1996 a 2015 (20 anos), devido a maior confiabilidade dos dados nesse período.

Os dados diários de chuva foram somados para obter a precipitação anual. Com os dados anuais, obteve-se a Precipitação média anual (P), nesse período de 20 anos. Esse dado médio (P) foi espacializado para área em estudo na resolução de 90 metros, pelo método da Ponderação do Inverso da Distância (IDW), o mesmo método utilizado por Xavier, King e Scanlon (2015) com melhor desempenho para a variável chuva.

Os dados de evapotranspiração potencial média mensal foram calculados utilizando o método de Hargreaves & Samani (HARGREAVES; SAMANI, 1985), corrigido por meio do ajuste geral proposto por Dohler (2016), para o estado do Espírito Santo, de acordo com a Equação 6. Esse método com ajuste foi escolhido para representar a variação da altitude nos cálculos de evapotranspiração. Com os dados médios mensais, obteve-se a ETP média anual.

$$ETP = \left\{ 1,08 [0,0023 Q_o (T_{max} - T_{min})^{0,5} (17,8 + T_{med})] - 0,81 \right\} NDA \quad (6)$$

Em que: ETP = evapotranspiração mensal, mm;  $Q_o$  = radiação solar extraterrestre mensal,  $\text{mm dia}^{-1}$ ;  $T_{max}$  = temperatura máxima do ar mensal, °C;  $T_{min}$  = temperatura mínima do ar mensal, °C;  $T_{med}$  = temperatura média do ar mensal, °C; NDA = número de dias de cada mês, dia.

A estimativa da evapotranspiração baseado em dados de temperatura por meio de equações ajustadas, também foi aplicada por Medeiros et al. (2012), com boa concordância com o método padrão Penman-Monteith, indicando que a metodologia de ajuste de equações pode ser usada para estimar a evapotranspiração potencial local. Considerando que esses métodos são geralmente menos confiáveis do que o método padrão, é que se propôs a utilizar a equação ajustada de Dohler (2016) para estimar a evapotranspiração potencial por temperatura, tornando os resultados mais confiáveis.

Para obter a ETP da área em estudo, foram extraídos pontos altimétricos do Modelo Numérico de Elevação (MNE) das imagens de radar da missão SRTM (Shuttle Radar Topography Mission), disponibilizados no Brasil pela EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), livre acesso: <https://www.cnpm.embrapa.br/projetos/relevobr/download/>, no formato GEOTIFF-16 bits e resolução espacial de 90 metros (m). Para cada ponto altimétrico, com respectivas coordenadas geográficas, foram calculados os valores de  $Q_o$ ,  $T_{max}$ ,  $T_{min}$  e  $T_{med}$ , obtendo a ETP média mensal, somando-se os valores para ter a ETP anual.

Os dados de radiação solar extraterrestre ( $Q_o$ ) foram obtidos por meio da interpolação dos valores de latitude sul da tabela disponibilizada por Camargo; Camargo (1983) apud Pereira et al. (2002), com os valores de latitude da área em estudo, variando de 20° a 21° latitude sul.

Os dados de temperatura foram obtidos por meio das equações de regressão linear múltipla, com os parâmetros de regressão estabelecidos por Castro et al. (2010) para o estado do Espírito Santo, conforme Equação 7. Os parâmetros mensais de regressão para determinar as temperaturas máximas, mínimas e médias mensais, encontram-se no Apêndice A.

$$T_i = \beta_0 + \beta_1 \text{Alt} + \beta_2 \text{Lat} + \beta_3 \text{Long} \quad (7)$$

Em que:  $T_i$  = temperaturas normais (máximas, mínimas e médias,) mensais, °C; Alt = altitude (m); Lat = latitude, em graus e décimos (entrada com valores negativos); Long = longitude em graus e décimos (entrada com valores negativos);  $\beta_0$ ,  $\beta_1$ ,  $\beta_2$  e  $\beta_3$  = parâmetros de regressão.

Os dados de ETP foram interpolados pelo método da Ponderação do Inverso da Distância IDW (potência 2), obtido também na resolução de 90 m, para gerar o mapa de ETP para a área em estudo. Ao final, com os mapas de P e ETP, procedeu com a operação de subtração entre eles pela ferramenta *Raster Calculator*.

## 2) Critério relevo: TWI

Para gerar o índice TWI, inicialmente se fez necessário a geração do Modelo Digital de Elevação (MDE). Para derivar o MDE, foi organizada uma rotina de conversão no software ArcGIS v.10.2 (ESRI), utilizando ferramentas de análise espacial no tratamento do Modelo Numérico de Elevação (MNE) do SRTM, o mesmo utilizado para estimar o dados de ETP.

No procedimento da conversão, executou-se a transformação do MNE para arquivo vetorial de pontos, procedido da interpolação pelo algoritmo *Topo to Raster* dos atributos de terreno compostos por pontos altimétricos, curva de nível e hidrografia, com um grid de 90m x 90m. Os dados de curvas de nível e hidrografia foram disponibilizados em arquivo vetorial pelo Sistema Integrado de Bases Geoespaciais do Estado do Espírito Santo (GEOBASES). O algoritmo *Topo to Raster* prioriza a geração de uma rede de fluxo coerente e conectada, bem como garante a correta representação das linhas de cumeada e das linhas de drenagens presentes na base original para a criação do MDE hidrológicamente consistente (ESRI, 2014). Após a geração do MDE, partiu-se para a geração do índice topográfico de umidade da bacia em estudo.

O índice TWI, foi gerado para um grid de 90 x 90 por meio do software SAGAGIS (System for Automated Geoscientific Analyses) versão 6.3.0 (FISCHER et al., 2017), utilizando o algoritmo SAGA Wetness Index, que consiste em identificar ambientes de concentração, sendo similar ao índice topográfico de umidade, visando identificar ambientes com saturação hídrica (AMORIM, 2016). O algoritmo SAGA Wetness Index utiliza na base do cálculo a área de contribuição da bacia modificada, que tende a atribuir uma umidade mais realista do solo, por permitir um ajuste do fluxo de convergência de uni

para multidirecional, pelo método de múltiplas direções de fluxo (BÖHNER et al., 2002; BÖHNER; SELIGE et al., 2006).

No cálculo do índice TWI, o algoritmo SAGA considerada uma área de captação específica, representada pela sigla SCA, definida como a área de drenagem correspondente por unidade de largura de contorno ( $m^2 m^{-1}$ ). Segundo Böhner e Selige (2006), este procedimento produz uma representação adequada do padrão de fluxo divergente e convergente em terrenos montanhosos. No entanto, em áreas bastante planas e, particularmente em amplos vales próximos aos talvegues, pequenas diferenças na altitude causam padrões de fluxo aleatórios, o que limita a capacidade preditiva de todos os índices de terrenos secundários relacionados na regionalização do solo. Os autores aplicaram a modificação no índice, assumindo condições hidrológicas bastante homogêneas nas áreas planas, para modificar a  $SCA_M$  da área de captação específica de cada célula do pixel como uma função do ângulo de inclinação  $\beta$  e os valores máximos vizinhos  $SCA_{MAX}$  a menos que os resultados permaneçam inalterados. As equações estão apresentadas a seguir.

$$SCA_M = SCA_{MAX} (1/15)^{\beta \exp(15\beta)} \quad \text{para} \quad SCA < SCA_{MAX} (1/15)^{\beta \exp(15\beta)}$$

$$TWI = \ln \left( \frac{SCA_M}{\tan \beta_i} \right)$$

Em que: SCA = área de drenagem correspondente por unidade de largura de contorno ( $m^2.m^{-1}$ );  $SCA_M$  = área de captação específica de cada célula do pixel.

O MDE hidrologicamente consistente foi exportado em formato *.tif* e carregado para o software SAGAGIS. Foram gerados quatro atributos topográficos: área da bacia, declividade da bacia, área modificada da bacia e o índice de umidade TWI, sendo os três primeiros a base para obter o índice TWI.

### 3) Critério CN: atributos do solo e vegetação

Para derivar o valor do parâmetro CN foram analisadas as associações entre as classes de uso da terra e do grupo hidrológico dos solos da BHPAIN. A definição do grupo de solo seguiu a proposta do SCS-USDA, cujo valor de CN refere-se ao grupo hidrológico e às condições médias de umidade antecedente. Sendo assim, os solos foram classificados em grupos hidrológicos A, B, C e D, como base nos estudos relacionados a solos brasileiros (SARTORI; LOMBARDI NETO; GENOVEZ, 2005; SARTORI, 2010) (Tabela 4).

Para esta classificação hidrológica, foram utilizadas as informações pedológicas fornecidas pelo GEOBASES, Cooper et al. (2005) e Lani et al. (2001).

Tabela 4 – Definição dos grupos hidrológicos dos solos da BHPAIN

<b>Tipos de Solos</b>	<b>Grupo hidrológico</b>
Latossolo Vermelho-Amarelo	A <sup>(1)</sup>
Argissolo Vermelho-Amarelo	B <sup>(1)</sup>
Argissolo Vermelho	B <sup>(1)</sup>
Chernossolo	C <sup>(2)</sup>
Cambissolo	C <sup>(1)</sup>
Neossolo fluvico	C <sup>(1)</sup>
Neossolo litolico	D <sup>(1)</sup>

Legenda: <sup>(1)</sup> Sartori; Lombardi Neto; Genovez, (2005), <sup>(2)</sup> Sartori (2010).

Para obter o mapa do parâmetro CN, foi feita a sobreposição do mapa de uso da terra com o mapa do grupo hidrológico do solo, utilizando a ferramenta *Overlay > Intersect* do software ArcGIS. Ao final, obteve-se o mapa com os pontos de interseção, inserindo os valores de CN para cada combinação de uso da terra e solo da BHPAIN, conforme dados da Tabela 5. Os valores de CN adotados foram para a condição de ocupação agrícola, visto que o objetivo é propor áreas de recomposição florestal em substituição de áreas passíveis de alteração do uso da terra.

Tabela 5 – Valores adotados para o parâmetro CN para os solos e usos da terra presentes na BHPAIN

<b>Uso da Terra</b>	<b>Tratamento e Condição hidrológica</b>	<b>CN</b>			
		A	B	C	D
Mata Nativa <sup>(1)</sup>	Floresta, condição boa	25	55	70	77
Mata em estágio inicial <sup>(1)</sup>	Floresta, condição regular	36	60	73	79
Reflorestamento <sup>(2)</sup>	Média Eucalipto, Pinus e Seringueira	32	57	71	78
Agrícola <sup>(1)</sup>	Fileiras estreitas e retas, condição boa	63	75	83	87
Café <sup>(1)</sup>	Fileiras estreitas com curvas de nível, condição boa	61	73	81	84
Macega <sup>(1)</sup>	Floresta, condição má	45	66	77	83
Pastagem <sup>(1)</sup>	Pastagem sem nível, condição má	68	79	86	89
Solo Exposto <sup>(1)</sup>	Sem Cultivo	77	86	91	94
Afloramento Rochoso	NoData (área impermeável)	-	-	-	-
Urbano	NoData (área impermeável)	-	-	-	-
Água	NoData (área impermeável)	-	-	-	-

Legenda: <sup>(1)</sup> MOCKUS (1972) apud PRUSKI; BRANDÃO; SILVA (2010); <sup>(2)</sup> Moreira (2017).

Em seguida, o mapa CN foi convertido para o formato raster, também na resolução de 90 m. Para os dados sem informação, foi feito o procedimento de *NoData* por meio da ferramenta *Raster Calculator*. Ao final, obteve-se o mapa especializado do parâmetro CN para a BHPAIN.

### 3.3.3. Determinação da importância e pesos pela AHP

Foram definidos os pesos dos critérios com base no método de comparação pareada desenvolvido por Saaty em 1977, usando a AHP. Os valores comparados foram inseridos dentro da matriz de comparação para preencher a matriz quadrada de ordem  $n=3$ . A matriz de comparação, a matriz de comparação ponderada, e os pesos ponderados são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 – Matriz de comparação pareada, a matriz ponderada e os pesos ponderados.

Critérios	Matriz de comparação pareada			Matriz ponderada			Pesos ponderados
	CN	TWI	P-ETP	CN	TWI	ETP	
CN	1	0.33	0.20	0.1111	0.1	0.1176	0.1096
TWI	3	1	0.50	0.3333	0.3	0.2941	0.3092
P-ETP	5	2	1	0.5556	0.6	0.5882	0.5813
Total	9	3.33	1.70	1	1	1	1

Após o preenchimento da matriz de julgamento, foi necessário confirmar a consistência desta. O valor de CR obtido foi de 0.0035, menor que 0.05, para  $n=3$ , o que significa que o julgamento da matriz de comparação pareada é consistente. Para obter o valor de CR, consultou-se em tabela o valor  $RI = 0,52$ , e o cálculo do autovalor máximo da matriz, igual a 3.0037. Confirmada a consistência da matriz, e aceito o julgamento da importância e peso dos critérios, seguiu-se com a etapa de agregação dos critérios.

### 3.3.4. Agregação dos critérios usando o WLC

A agregação dos critérios foi feita pelo método WLC, que tem como base a agregação linear do produto dos pesos e valores dos critérios (MALCZEWSKI; RINNER, 2015). O WLC é utilizado para estabelecer um conjunto de alternativas que precisam ser classificadas/ranking por tomadores de decisão (GENG; WARDLAW, 2013), integrando os

critérios, normalmente medidos em unidades diferentes, para obter as pontuações para cada opção de decisão (DIAZ-BALTEIRO; ROMERO, 2008; GENG; WARDLAW, 2013).

Para aplicar o método WLC, os critérios foram normalizados na escala comum, 256 níveis, seguindo a regra de decisão. Neste contexto, o WLC foi empregado na agregação de critérios para obter as áreas prioritárias, de acordo com as prioridades e importância determinadas pela AHP e pela regra de decisão.

Esta etapa resultou em um mapa prioritário na escala contínua de valores, entre 0 a 255, para a BHPAIN, que foi reclassificado em oito níveis de prioridade. Para isso foi avaliado o histograma do mapa, e aplicado o método *natural breaks*, um agrupamento natural dos dados, onde as regiões com valores semelhantes foram mantidos dentro de cada classe de prioridade, maximizado a diferença entre as classes.

Finalizado esse processo de obtenção do mapa prioritário, foi executada a segunda etapa da metodologia que é a verificação das áreas prioritárias para alcançar o objetivo do estudo, seguindo a metodologia proposta em relação aos fatores considerados e a representatividade destes pelos critérios, prioridades e pesos.

### 3.4. VERIFICAÇÃO DAS ALTERNATIVAS COM DIFERENTES PRIORIDADES PARA ALOCAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA

Neste estudo, as áreas com diferentes níveis de prioridade, obtidas pela metodologia MCE-SIG para aumentar a disponibilidade hídrica, foram verificadas para comparar as alternativas de prioridade de acordo com os critérios adotados, a fim de orientar o tomador de decisão para uma recomendação cuidadosa. Essa comparação é necessária, pois a implementação de uma alternativa particular pode produzir impactos favoráveis em um local, enquanto resulta em consequências negativas em outro.

As alternativas de prioridade foram verificadas por meio da modelagem hidrológica com o modelo DHSVM, calibrado e validado para a BHPAIN por Mendes (2016). No estudo de Mendes (2016), foram feitos testes de calibração e extrapolação de parâmetros para sub-bacias de menor porte, e para toda a bacia PHPAIN. O melhor resultado foi a calibração da sub-bacia de Rive, com cluster zero, que teve bom desempenho quando extrapolada para toda BHPAIN.

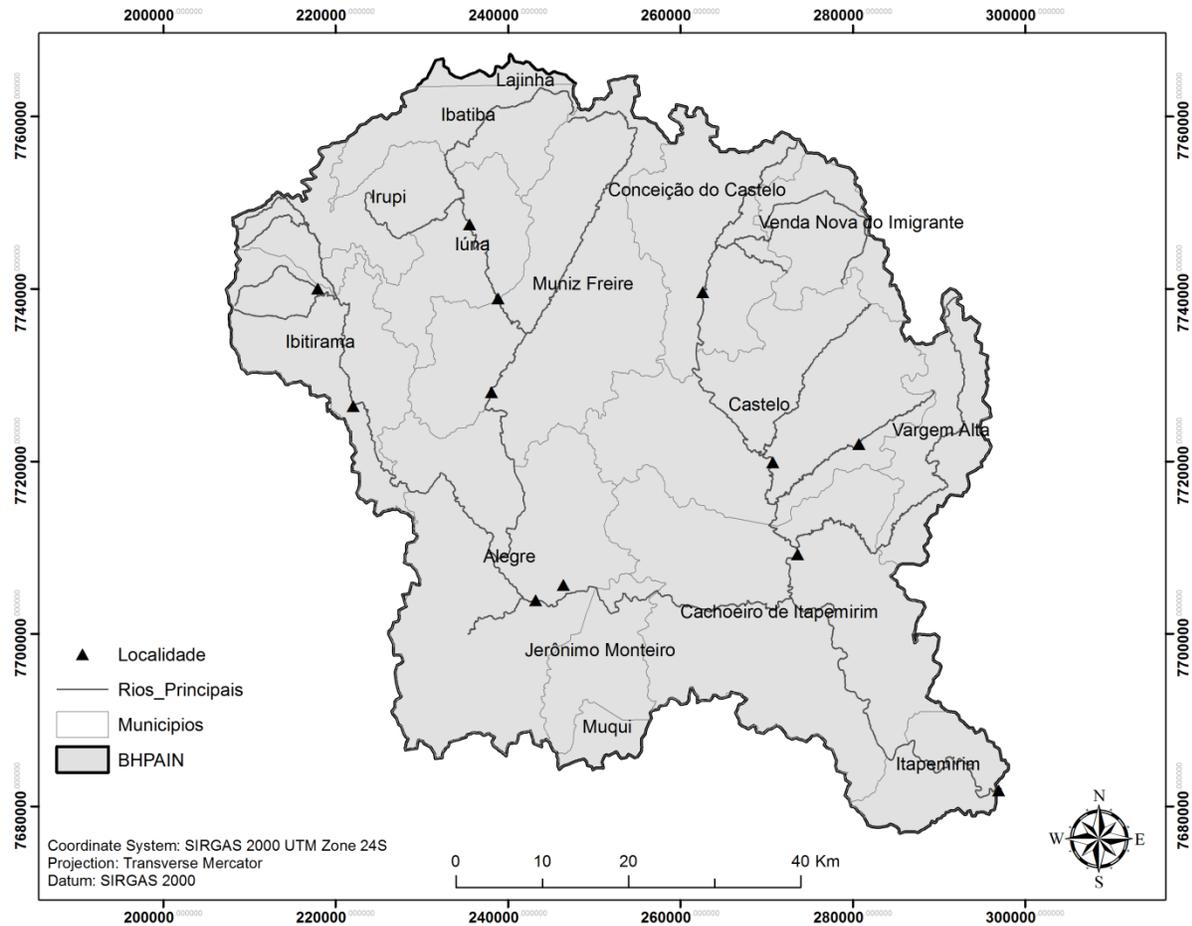
As áreas prioritárias foram avaliadas com base no objetivo do estudo que é o aumento da disponibilidade hídrica. Para isso, avaliou-se as vazões antes e depois da inserção da cobertura florestal. Nessa etapa, foi necessário obter os mapas de usos da terra para cada alternativa em diferentes níveis de prioridade, constituindo os cenários, e a avaliar as vazões simuladas para cada cenário. As vazões foram comparadas para a condição atual do uso da terra, sem alteração de cobertura florestal, e para os cenários com alteração da cobertura.

Os dados de vazão foram simulados para 12 pontos, conforme Figura 7, incluindo 9 pontos das estações fluviométricas, e mais 3 pontos locais de sub-bacias de menor porte, denominados Caparaó, Alegre e Prata. A descrição dos pontos encontra-se na Tabela 7. Foram analisados os dados de vazão média ( $Q_{méd}$ ) e vazão mínima, representada pela vazão de permanência em 90% do tempo ( $Q_{90}$ ), a qual é critério de outorga no estado do Espírito Santo, considerando o período de 2008 a 2011, aplicando a porcentagem de alteração da vazão dos cenários futuros em relação ao cenário atual.

Tabela 7 – Localização dos pontos para análise das vazões

<b>Identificação dos pontos</b>	<b>Latitude (°)</b>	<b>Longitude (°)</b>	<b>Área sub-bacia (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Altitude da foz (m)</b>
Caparaó	-20.41698	-41.70283	38.56	875
Alegre	-20.73141	-41.43483	34.52	112
Prata	-20.58792	-41.10372	26.16	210
Ibitirama	-20.54056	-41.66556	335.28	745
Lúna	-20.35222	-41.53278	429.91	640
Terra Corrida Montante	-20.43028	-41.50278	588.65	380
Itaici	-20.52833	-41.51139	1047.96	380
Rive	-20.74694	-41.46611	2222.52	128
Fazenda Lajinha	-20.42694	-41.27500	436.77	400
Castelo	-20.60611	-41.19972	974.15	107
Usina São Miguel	-20.70250	-41.17361	1448.81	200
Usina Paineiras	-20.95250	-40.95278	5162.59	40

Figura 7 – Localização dos 12 pontos utilizados na avaliação das vazões simuladas.



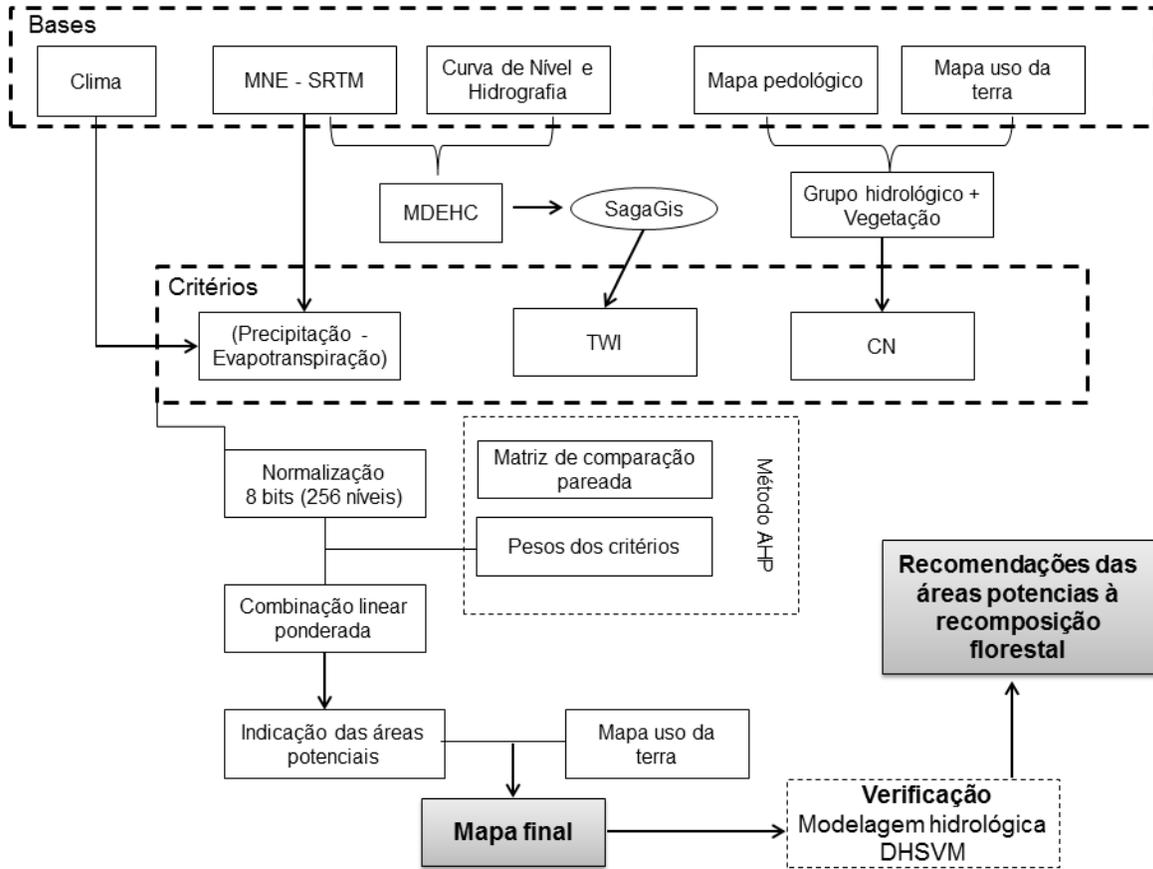
Os cenários foram constituídos para as 8 classes de prioridade, e também para a junção destas classes, seguindo a ordem de prioridade, obtendo ao final 15 cenários de alocação de vegetação nativa. Para gerar cada cenário foi feita a sobreposição do mapa prioritário, obtido pela agregação com WLC, com o mapa de uso da terra atual, por meio da lógica booleana.

Para cada classe testada, as alternativas prioritárias receberam o valor 0, e as demais áreas o valor 1, mantendo o uso atual. Assim, na sobreposição dos mapas, as áreas com valores iguais a 0 são as áreas prioritárias para a inserção da vegetação nativa, e os demais valores são correspondentes aos usos da terra que não sofreram alteração. Ao final, as áreas com valor zero foram reclassificadas e igualadas ao mesmo valor da vegetação nativa já existente, constituindo os novos cenários de uso da terra.

O objetivo dessa verificação das alternativas prioritárias é selecionar e identificar os locais para a recomposição florestal que contribui no aumento da disponibilidade hídrica. A modelagem espacial dessas alternativas permite espacializar as características de cada

cenário de localização prioritário obtido, de maneira que cada prioridade reflita o potencial impacto da alocação de vegetação nativa sobre a vazão dos cursos d' água. As etapas metodológicas para a aplicação do método e verificação das alternativas com diferentes níveis de prioridade estão apresentadas na Figura 8.

Figura 8 – Etapas metodológicas para a aplicação do método e verificação das alternativas com diferentes níveis de prioridades.



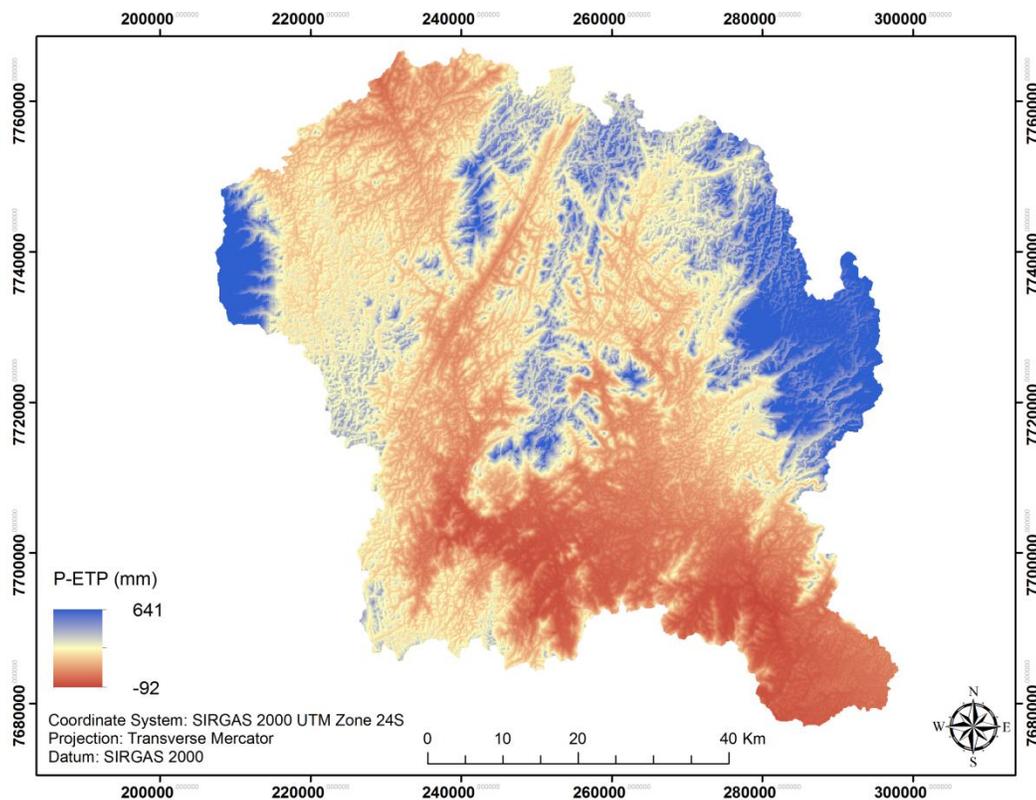
Fonte: Malczewski et al. (2003) e Nicolete (2015), adaptado pelo autor.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1. MAPA DOS CRITÉRIOS

O resultado do critério P-ETP, anual médio, mapeado para a BHPAIN está apresentado na Figura 8. Ressalta-se que este critério foi proposto para quantificar a precipitação e a evapotranspiração potencial de forma a ser uma representação simplificada da quantidade de água relacionada aos processos de infiltração e recarga.

Figura 8 – Mapa do critério P-ETP para a BHPAIN.



No mapa do critério P-ETP, é possível identificar onde tem uma maior quantidade de água teoricamente disponível (aproximadamente 641 mm), em função do maior volume de chuvas e da menor evapotranspiração potencial do local. Esses locais encontram-se nas regiões de maiores altitudes, como Caparaó, Muniz Freire, Venda Nova do Imigrante, Castelo, e Vargem Alta, onde as temperaturas são as mais baixas para a BHPAIN. Essas áreas mais altas podem indicar potenciais locais para aumentar a quantidade de água de recarga subterrânea, permitindo que a água permaneça mais tempo na bacia. Na

normalização deste critério, os valores próximos de 641 mm indicam os locais com maior potencial de ter oferta de água para recarga e menor perda de água pela ET.

Os locais com menores valores do critério P-ETP, estão na região de Alegre, Jerônimo Monteiro e Cachoeiro de Itapemirim. Esses locais caracterizam as áreas mais quentes com maiores valores de temperatura na BHPAIN, e proporcionou maiores valores de ETP comparada às regiões mais altas com temperaturas mais amenas. Por conseguinte, esses locais apresentaram os menores valores do critério, e até indicam uma deficiência hídrica nas regiões com menores altitudes, áreas mais planas e aquelas próximas aos cursos d' água, apesar da pouca variação da precipitação na BHPAIN. Nesses locais mais planos e próximos ao lençol freático, a área de floresta nativa também contribui na infiltração da água no solo, porém as perdas por evapotranspiração pode superar os ganhos na quantidade de água infiltrada, não favorecendo diretamente o aumento do volume de água. É possível perceber a dependência desses locais da sobra de água das regiões mais altas da bacia, mostrando a importância dessas regiões de altitude na conservação e proteção dos recursos hídricos.

Os resultados do mapeamento do critério P-ETP mostram a coerência e representatividade deste critério, indicando locais onde a ET pode ser significativa na retirada de água. De forma semelhante à aqui apresentada, outros estudos também mostraram que as áreas de temperaturas mais altas, em locais mais planos, e também próximos a curso d'água, apresentam altas taxas de evapotranspiração (tanto ETP quanto ETR), seja pela maior demanda evapotranspirativa, ou pela facilidade de acesso à água pelas raízes (GIAMBELLUCA et al., 2009; SCOTT et al., 2008).

Ao considerar a relevância da ET da floresta nativa, sugere-se para trabalhos futuros relacionados ao aprimoramento deste método, aplicar uma adaptação para o critério P-ETP, em que a ET poderia ser elaborada considerando a vegetação presente nos locais, isto é, estimar a evapotranspiração real da cultura, a ETR. Nesse ponto, uma das formas de estimar a ETR seria a partir da ETP corrigida por valores médios de  $K_c$  por cultura (ALLEN et al., 1998), assim como empregado por Melo et al. (2015) na estimativa de recarga subterrânea com base no balanço hídrico, e também por mapeamento da ETR e umidade do solo usando sensores (FACCO et al., 2012; MENEZES et al., 2011).

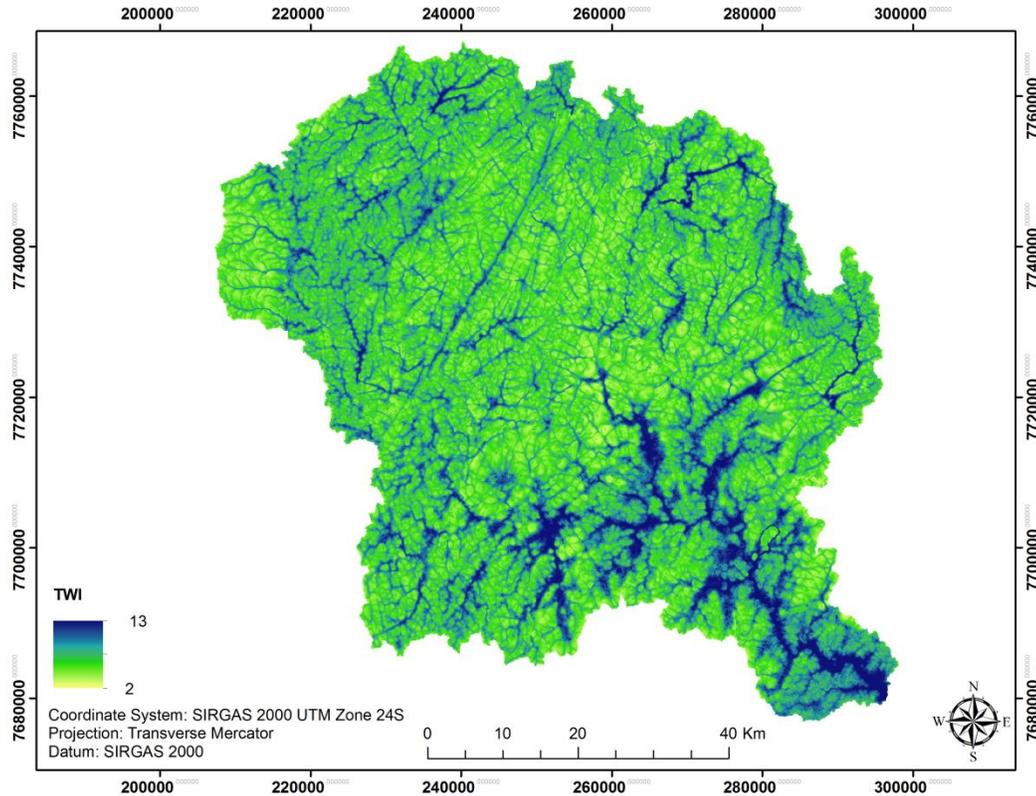
Além desse ajuste, no processo da ET podem ocorrer expressivas variações especialmente em períodos com maior demanda evaporativa (FACCO et al., 2012; SCHNEIDERMAN et al., 2007). A demanda por evaporação é substancialmente maior

durante a estação seca, quando as condições ambientais induzem o estresse hídrico em plantas com raízes pouco profundas (GIAMBELLUCA et al., 2009). Esses últimos autores encontraram que o déficit de pressão de vapor (dpv) permaneceu baixo durante o pico da estação úmida, aumentando em meados de fevereiro até o fim da estação seca, indicando a maior demanda evaporativa nesse período de estiagem. Nesse caminho, pode-se pensar em um refinamento da informação de ET pela ETR, e também considerar a aplicabilidade da umidade relativa do ar, quando dados estão disponíveis, para representar a demanda evapotranspirativa.

Diante dessa variabilidade que se pode ter na ETR, em função da mudança no uso da terra, sendo que a ETR é condicionada pela ETP, optou-se por utilizar a ETP representando as condições meteorológicas vigentes nos locais. A alteração do uso da terra modifica as características da vegetação e do solo, alterando a capacidade de infiltração desse solo e da exploração das raízes no perfil do solo, modificando a ETR. Com isso, a quantidade de água no solo é alterada, o que reflete nos valores de armazenamento e do excedente, influenciando na disponibilidade hídrica. Para contornar essa questão, é que foram propostos, no presente trabalho, os critérios TWI e CN, representando indiretamente a influência da água no solo e da vegetação.

O resultado do critério TWI mapeado para a BHPAIN está apresentado na Figura 9. Este critério TWI foi indicado para relacionar as áreas de umidade do solo com a distância vertical da superfície em relação ao lençol freático e também à distância horizontal da superfície com o curso d'água, influenciando no processo de recarga e acesso das raízes à água.

Figura 9 – Mapa do critério TWI para a BHPAIN.



O mapa do critério TWI apresentou os maiores valores nas regiões próximas a cursos d'água e áreas de baixa declividade, e com valores mínimos para áreas mais altas, e distantes dos cursos d'água. Este resultado mostra a consistência da aplicação do critério em representar as zonas de maior umidade do solo, podendo correlacionar os maiores valores do TWI com locais próximos aos cursos d'água, locais mais planos que recebem boa parte da água escoada, e também aqueles locais onde o lençol freático é mais elevado.

A região da BHPAIN situa-se em uma região com terrenos montanhosos e planaltos. Associado a isso, a presença de ambientes tropicais úmidos a sub-úmidos da área em estudo, forma uma paisagem bastante homogênea, que favorece a ampla formação de encostas convexas, bem como mantos de solo profundos (PACHECO et al, 2017). Essa fisionomia peculiar apresenta intemperismo profundo, com espesso manto de materiais desgastados, onde a espessura do saprolito (horizonte C) tende a ser muito maior que a espessura dos solos subjacente (horizontes A e B), alcançando mais de 100 m em alguns lugares (LANI et al., 2001; PACHECO et al., 2017). No estudo conduzido por Pacheco et al. (2017) para a bacia do Rio Alegre, uma sub-bacia da BHPAIN, identificou-se que os solos de terra alta apresentaram intemperismo avançado e boa drenagem, em

função da presença de canais e micro-galerias. Já os solos nas declividades mais baixas mostraram evidências de microagregados, com estrutura maciça com cores acinzentadas no subsolo, resultante de processos de hidromorfismo passados ou presentes, com limitações de drenagem.

Diante disto, a representatividade do critério TWI parece atender a maioria das condições do relevo e solo na bacia em estudo. Os menores valores do índice podem indicar as áreas de topos de morro e encostas, em locais com altitude elevada, com maiores declividades, podendo ter solos mais profundos, caracterizando os altos topográficos com potencial para a drenagem em profundidade, quando não ocorrem áreas com presença de rocha rasa. Enquanto, os maiores valores do índice, representaram as áreas de baixa declividade com solos pouco profundos em locais mais planos, próximos aos cursos d'água e na convergência do relevo. Ressalta-se que a área da bacia não foi dividida em classes para nenhum dos 3 critérios, mantendo a representatividade pixel a pixel das informações dos critérios.

Considerando a mesma vegetação nas três áreas topográficas indicadas pelo TWI, tendo a ET como principal componente entre o balanço de água superficial e subterrânea (SCOTT et al., 2008), a área de floresta nativa localizada nos locais mais planos, próximos ao lençol freático e cursos d'água, provavelmente irá apresentar maiores taxas de evapotranspiração por sua proximidade com as águas subterrâneas. Nesses locais as taxas de evapotranspiração são próximas ou iguais à ETP, pois raramente passam por restrições hídricas. Normalmente, nas áreas próximas aos cursos d'água e de declives adjacentes em baixas declividades, tem-se a maior parte da recarga subterrânea que ocorre a partir da infiltração do escoamento nessas áreas (DEAN et al., 2015). Contudo, comparado às áreas de topos de morro, a água infiltrada nas áreas mais planas e aquelas próximas aos cursos d'água drena e vai embora mais rápido para o rio. Nesses locais, os solos são mais rasos e/ou pedregosos e tem menor capacidade em alterar o escoamento (EMBRAPA, 2006), não sendo observada a influência da cobertura florestal em relação aos solos rasos no escoamento de base (MINGOTI, 2012).

A presença da floresta nessas áreas mais planas, próximas ao lençol freático e cursos d'água é imprescindível na qualidade da água, reduzindo volumes de sedimentos e poluição encaminhados para os cursos d'água, além da regularidade proporcionada pela liberação da água do lençol para a formação da vazão dos rios (LIMA, 2008; LIMA; ZAKIA, 2006; SALEMI et al., 2012). Embora a vegetação nativa nesses locais não contribua

diretamente no armazenamento da quantidade de água, ela desempenha funções relacionadas ao rendimento de água, colaborando mais para o escoamento superficial e de subsuperfície, devido às áreas mais propícias de saturação e à sua proximidade com o curso d'água (BRESSIANI; SCHMIDT, 2016; LIMA et al., 2012; LIMA; ZAKIA, 2006).

Em relação às áreas de topos de morro da BHPAIN, estas podem ser consideradas como receptoras de água para o sistema, com solos profundos e permeáveis, favorecendo a drenagem e o aprofundamento do solo, fundamentais na recarga do lençol freático. A recarga nesses locais pode até ser menor, porém o consumo com a ET também é menor, em função da profundidade do solo e menor acesso à água. DEAN et al. (2015) analisaram o impacto do reflorestamento na recarga de água subterrânea em áreas de baixa precipitação e alta evapotranspiração. Os resultados indicaram pouca recarga do lençol freático ao longo dos altos topográficos da bacia; ao invés disso, as encostas mais íngremes nessas áreas direcionaram o escoamento para as áreas mais baixas, onde ocorreu a maior parte da recarga. Contudo, identificaram que o reflorestamento causou uma progressiva redução nos níveis de água subterrânea devido ao uso da água pelas árvores; e que este declínio é menor nas áreas de terras altas. Os resultados mostraram que as variações espaciais na recarga são considerações importantes para a localização do reflorestamento, especialmente em regiões de baixa pluviosidade, alta evapotranspiração, cujo plantio de árvores devem ser evitados na zona dominante de recarga, isto é, nas áreas topograficamente baixas e ao longo das linhas de drenagem; ao invés disso, devem ser concentradas nas encostas superiores.

Nas áreas mais elevadas, as condições meteorológicas favorecem uma menor ET, além de que o conteúdo de água no solo geralmente é menor, pelo lençol freático ser mais profundo e dificultar o acesso da planta à água, e conseqüentemente, transpirar a taxas menores (SCOOT et al., 2005). Alguns estudos indicaram que umidade do solo é menor nessas áreas (JUNQUEIRA JÚNIOR, 2016), o que pode representar uma transferência da água a maiores profundidades, contribuindo na recarga hídrica e compensando as perdas da evapotranspiração. Menezes et al. (2009) e Ávilla et al. (2011) avaliaram a disponibilidade hídrica em nascente em uma área de Mata Atlântica da Serra da Mantiqueira, e encontraram que essas áreas mais altas apresentam condições específicas que proporcionam grande potencial para armazenamento de água em bacias hidrográficas. Bailey et al. (2016) avaliaram os padrões espaços-temporais de descarga de águas subterrâneas para um sistema de rio em uma região semi-árida, em uma sub-bacia do Rio

Sprague (4.100 km<sup>2</sup>) em Oregon, EUA, e encontraram taxas mais elevadas de recarga nas zonas de montanha florestadas e na área de saída da bacia hidrográfica.

Deste modo, o efeito da presença da cobertura florestal nos altos topográficos pode prevalecer sobre o da declividade do relevo, proporcionando maior infiltração e recarga direta, mesmo em áreas com relevo mais íngreme, contribuindo positivamente no fluxo de base. A presença da vegetação nos topos de morros e nas vertentes formadoras de nascente, que geralmente estão em locais mais elevadas e de maiores declividades, diminui consideravelmente os riscos de erosão e produção de sedimentos, permitindo que a água permaneça mais tempo no sistema, contribuindo na infiltração da água no solo e na recarga do aquífero (MENEZES et al., 2009).

Nessa proposta, o critério TWI foi capaz de representar o refinamento da topografia com a hidrologia, indicando intrinsecamente a proximidade dos locais com os cursos d'água e do lençol freático, com potencial de aplicação na condição de maior distância destes. Desse modo, é possível ter uma maior drenagem em profundidade em locais com menores valores do critério TWI, além de reduzir o acesso facilitado da vegetação à água, pela maior distância ao aquífero, diminuindo as perdas de água por evapotranspiração. Portanto, pela regra de decisão aplicada, os locais mais adequados à alocação da vegetação nativa, encontram-se nas áreas mais elevadas e distantes do lençol freático e dos cursos d'água, por melhorar as condições de infiltração e favorecer o menor consumo pela evapotranspiração.

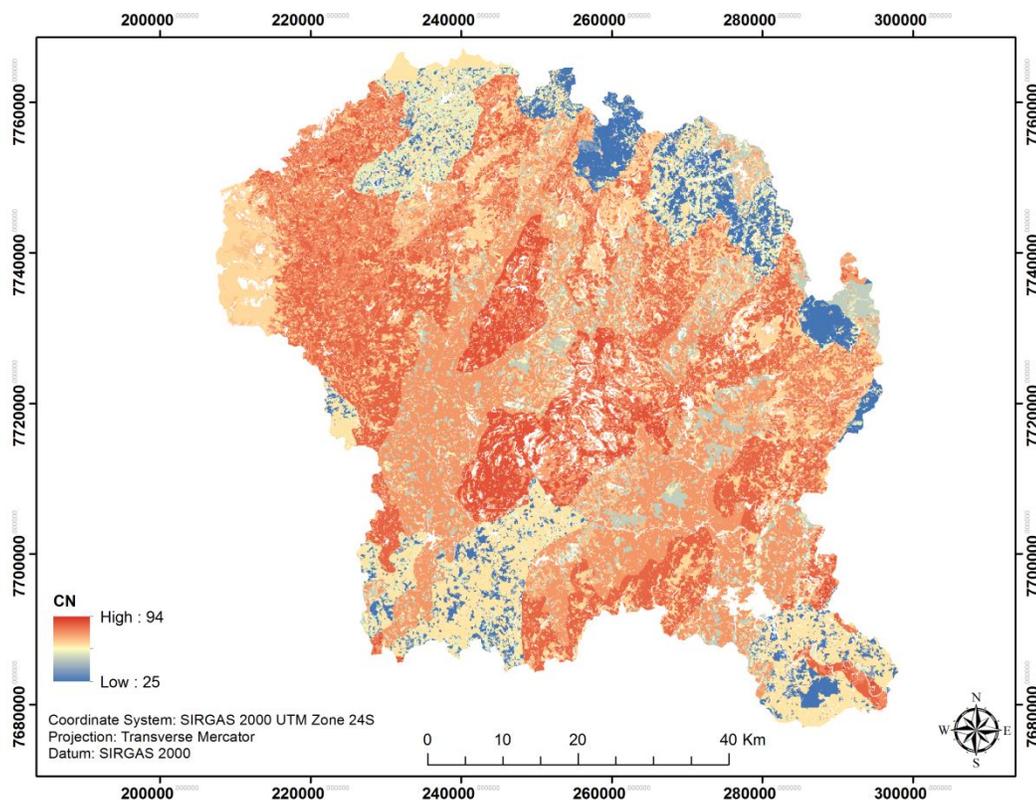
Dessa forma, a inserção das áreas de vegetação nativa foi feita considerando o posicionamento destas na topografia, com base na premissa de que a posição geográfica na qual será realizada a alteração do uso da terra pode interferir no comportamento hidrológico da bacia hidrográfica, pois as características do relevo influenciaram de forma considerável as taxas de transpiração, quando há disponibilidade de água no solo para a planta (DEAN et al., 2015; FACCO et al., 2012; GIAMBELLUCA et al., 2009). Desde então, a magnitude dos possíveis impactos desse maior consumo de água depende muito da interação com as condições climáticas, topográficas e de solos locais, cuja menor disponibilidade de água, limita o processo.

O critério TWI tem sido utilizado em vários estudos que mostram a influência da topografia nas condições de água subterrânea, e também foi aplicado nos estudos baseado em MCE-SIG para mapear o potencial da água subterrânea (NAGHIBI et al., 2017; RAHMATI et al., 2016). Além do TWI, outros fatores topográficos, como altitude,

declividade, distância dos cursos d'água e densidade da rede de drenagem também foram aplicados (NAGHIBI et al., 2017; RAHMATI et al., 2016; VALVERDE et al., 2017; YEH, et al., 2016). Além desses, o aspecto da topografia também foi aplicado, porém foi considerado com menor importância (NAGHIBI et al., 2017; RAHMATI et al., 2016). Contudo, Facco et al. (2012) avaliaram o fator exposição do terreno relacionado com as taxas de ET, e encontraram que devido o posicionamento das encostas, a irradiação solar durante o ano pode ser maior ou menor, encontrando atenuações de até 50% na transpiração nas encostas voltadas ao sul e ao norte.

Com relação ao critério CN, o mesmo foi proposto para representar a capacidade de infiltração do solo mediante à alteração do uso da terra. O mapa do critério CN mapeado para a BHPAIN é apresentado na Figura 10.

Figura 10 – Mapa do critério CN para a BHPAIN.



Com relação ao critério CN, sua aplicação determina a proporção de precipitação que se torna escoamento superficial em função do solo e da vegetação na superfície, variando de 0 a 100, cujo maior valor reflete maior escoamento superficial, sendo um critério adequado para representar a capacidade de infiltração e de retenção de água e influenciar na geração da vazão e recarga de aquíferos (MELLO et al., 2002).

Na área em estudo, os maiores valores de CN foram encontrados nos Cambissolos ocupados por pastagens, e nos Neossolos e Chernossolos, que tem menor capacidade de infiltração intrínseca a eles. Contudo, em Cambissolos e Chernossolos ocupado com florestas nativas e/ou plantadas, os valores foram reduzidos, mostrando a importância da superfície no condicionamento da capacidade de infiltração do solo.

A maioria dos locais prioritários para alocação de floresta, indicados pelo maior CN após a regra de decisão, está sob a ocupação de pastagens, visto que este uso representa 42% da área da bacia, em Cambissolos, Chernossolos e Neossolos. Esta era uma condição esperada, visto que os Neossolos são solos sem estrutura entre as partículas, e devido a sua textura, não permitem grandes ganhos na infiltração sendo mais propensos ao maior escoamento superficial, maior CN. Já os Latossolos e Argissolos foram os menos indicados em função do menor valor de CN, por já possuírem maior capacidade de infiltração e retenção de água intrínseca a eles. Em Latossolos a estrutura do solo é tão importante quanto a textura. Embora tenham muito argila, a formação dos agregados é melhor, formando mais macroporos e a capacidade de infiltração é muito alta (PASSOS, 2016). Desde então, a representatividade do critério CN é alcançada ao indicar a variabilidade da condição hidrológica sob os diferentes usos da terra, indicando o potencial de infiltração dos solos sob novas condições de ocupação como a vegetação nativa.

Sobre a capacidade de infiltração do solo, a permeabilidade é um importante atributo que pode diferenciar o comportamento hídrico do solo entre as classes de cobertura vegetal. Essa diferenciação pode estar relacionada a vários fatores, como a intensidade do uso da terra no passado (LARNEY; ANGERS, 2012; LEITE et al., 2017; LIMA et al., 2009) variações espaciais e topográficas nos tipos de solo ao longo das topossequências (COOPER et al., 2013; LOZANO-BAEZ et al., 2018; MELLO et al. 2002; PACHECO et al., 2017), densidade e diversidade de plantas, sistema radicular, tipo de vegetação, cobertura do dossel e atividade da fauna do solo, entre outros (GIAMBELLUCA et al., 2009; SCOTT et al., 2008). Contudo, a influência desses fatores nos atributos do solo associados à posição na paisagem após a restauração florestal é pouco compreendida e precisa ser incluída em estudos futuros.

Cooper et al. (2013) avaliaram a dinâmica da água no solo em topossequências, sob o uso floresta tropical densa da Mata Atlântica, no estado de São Paulo. Na caracterização hidrofísica dos solos selecionados, Cambissolos, Neossolos e Gleissolos, não foram observadas correlações claras entre a condutividade hidráulica ( $K_s$ ) e a posição da

paisagem; porém, observaram uma mudança na  $K_s$  entre as camadas superficiais e subsuperficiais. Apesar de avaliarem o solo, onde não correu alteração na cobertura, consideraram que o comportamento físico hídrico do solo foi influenciado pelas características morfogênicas do solo.

Nesse sentido, Lozano-Baez et al. (2018) indicaram que a inclinação e a topografia das parcelas amostradas e a distribuição do solo nas posições da paisagem, podem causar variabilidade espacial dos atributos do solo. Os resultados mostraram que o conteúdo de carbono orgânico e a condutividade hidráulica do solo ( $K_s$ ) podem mudar em função da declividade no uso da terra com o pasto; enquanto a densidade do solo alterou para pasto e floresta remanescente, e a macroporosidade, microporosidade e a umidade do solo alterou em relação à declividade para todos os usos. Lima et al. (2009) encontram resultado semelhante na bacia do rio Itapemirim, porém somente a macroporosidade nas áreas de vegetação remanescente foi diferente estatisticamente, e o valor da densidade para a vegetação restaurada foi considerado um pouco elevado em razão de a área ter sido utilizada anteriormente como pastagem. Estes resultados podem indicar que o uso da terra na composição da paisagem afetam a permeabilidade, contribuindo para diminuir ou aumentar o processo de infiltração.

Considerando que as condições da maioria dos pastos da área em estudo sejam similares às estudadas por Lima et al. (2009) e Lozano-Baez et al. (2018), pode-se dizer que a infiltração de água é afetada drasticamente na maioria dos casos, independentemente da textura do solo. Essa alteração na capacidade de infiltração e os efeitos negativos das pastagens estão documentados em literatura (CONTE et al., 2011; LANZANOVA et al., 2007; SUZUKI et al., 2014).

Diante disto, é importante observar que em locais de topografia acidentada e deslizamentos de terras, a textura e as características do solo, como baixa condutividade da água na subsuperfície, são fatores a serem considerados, especialmente em locais com a presença de horizonte Btextural, como nos Argissolos. A presença deste horizonte pode reduzir os ganhos na infiltração e ser mais propenso à erosão, influenciando nas práticas de conservação (PASSOS, 2016). Desde então, o entendimento do funcionamento do solo é fundamental para a restauração de áreas degradadas e de florestas nativas, visto que ocorre alta variabilidade devido a mudanças nas propriedades do solo. Qualquer prática que afeta a estrutura, especialmente a compactação, afeta a porosidade e a permeabilidade do solo. Por isso, é importante considerar o uso anterior existente antes da

alocação da vegetação nativa, pois o manejo e práticas adotadas alteram porosidade ocasionada por compressão e causa o rearranjo mais denso das partículas do solo, afetando diretamente a capacidade de infiltração do solo.

Em função disso, a regra de decisão aplicada ao CN considerou os locais onde as condições da superfície do solo, juntamente com o comportamento hídrico deste, pudessem ser melhoradas em função da alteração do uso da terra. Em solos compactados como nas pastagens, logo acontece o escoamento superficial, porque a porosidade é pequena. A baixa capacidade de infiltração, associada ao aumento do escoamento superficial e à diminuição do tempo de permanência da água no solo em áreas degradadas é capaz de reduzir consideravelmente a recarga de aquíferos (MENDONÇA et al., 2009). Por isso, a presença de floresta em locais com solos propensos à erosão pode contribuir para aumentar a capacidade de infiltração destes, por melhorar a estrutura e porosidade do solo, o ganho pode ser pequeno na infiltração, mas já protege contra a erosão. Se a escolha fica mais importante em solos mais permeáveis, como Latossolos, a ET também pode ser maior (PASSOS, 2016). Ressalta-se que os Latossolos estão localizados nas áreas mais altas da bacia, e a associação do critério CN com o TWI, e P-ETP é que permite indicar os locais potenciais em função da restrição e particularidades de cada critério.

A partir dessa preocupação do consumo de água pela vegetação, é que se propôs a metodologia de sobreposição dos critérios para agregar as informações da cultura, solo e relevo, que são fatores que interagem com a ETP, indicando os locais onde é possível ter o aumento da disponibilidade hídrica, em função da maior entrada de água pela chuva e menor saída de água pela ET.

#### 4.2. REGRA DE DECISÃO E IMPORTÂNCIA DOS CRITÉRIOS

Com relação ao ordenamento e os pesos médios dos critérios buscou-se representar a importância daquele fator para o processo de tomada de decisão. Como resultado deste julgamento pelo método AHP, o fator mais importante para alcançar o objetivo foi o climatológico, P-ETP, com peso médio de 0.5813. O critério P-ETP, incluiu informação da precipitação e ET, sendo que a ETP foi ajustada com relação à altitude. No estudo de Naghibi et al., (2017) foi utilizada a variável altitude como critério, e ficou entre os três primeiros critérios mais importantes. A condição de maior disponibilidade de água em locais

com menor aptidão de evapotranspirar pode promover maior quantidade de água no sistema, e a presença da cobertura florestal por melhorar a capacidade de infiltração do solo, pode disponibilizar mais água para o escoamento subterrâneo, refletindo na vazão total do curso d'água.

A ETP é um indicador do máximo de perda de água que se pode ter na região por uma vegetação rasteira nas condições climáticas locais. Com a escolha de ETP, em relação à ETR, são fixados os locais com condições de ter uma menor ETR, mesmo com a capacidade da cobertura florestal em extrair mais água do solo. Neste ponto, que foi aplicado o critério TWI, como segundo fator mais importante, com peso médio de 0.3092, para representar essa limitação na ET da vegetação, além de indicar em que posição da paisagem pode-se ter maior ganho na recarga e menores perdas por ET.

Contudo, para ter esses processos de recarga e ET, é necessário ter água no solo. Para isso, o critério CN foi aplicado como o terceiro mais importante, peso médio de 0.1096, ao indicar a capacidade de infiltração dos solos, que é dependente da textura, características hídricas do solo e das condições de superfície. O critério CN, ao estimar a propensão dos solos em gerar escoamento superficial em função do uso da terra, possibilita indicar os locais onde as condições de superfície podem melhorar as características do solo para diminuir o escoamento e possibilitar mais infiltração.

Pensando na representatividade do CN relacionando conjuntamente solo e vegetação, a escolha por este fator foi considerada adequada por unir dois planos de informação em um único atributo. No estudo de Rahmati et al. (2016) foram considerados dois planos de informação, um para o fator solo, pela textura destes, e o outro para o uso da terra dividido em classes. Todavia, ao aplicar o método proposto com o CN, o modelo agrega informação pontualmente, pixel a pixel, sem a restrição de classes de usos da terra, pois a informação CN já inclui a variação de solos e da vegetação na superfície. No estudo de Rahmati et al. (2016) e Naghibi et al. (2017), o fator uso da terra esteve entre a quarta e sexta colocação como mais importante. Se pensar em fixar o fator solo pela textura, esse benefício do uso e ocupação do solo pode não ser representado.

Como visto, as áreas mais íngremes e topos de morro são mais suscetíveis aos processos erosivos e a rápida drenagem lateral da água. Por isso a associação destes três critérios é importante para representar os locais onde a vegetação nativa pode reduzir os escoamentos superficiais e subsuperficiais e prover maior conteúdo de solo, respeitando as características intrínsecas de cada solo, pela representatividade do CN. Assim o maior

volume de água disponível pelo critério P-ETP, em locais onde o consumo da água pela vegetação é menor, e com maior possibilidade de drenagem profunda, assumem maior importância frente aos locais com solos com baixa capacidade de infiltração, também em função do uso e ocupação.

A elaboração dos três critérios foi proposta para relacionar de maneira explícita e coerente os fatores que afetam a vazão em cursos d'água, clima, relevo, solo e vegetação. Em literatura foram observados alguns principais indicadores relacionados à disponibilidade hídrica, são eles: precipitação anual; umidade relativa do ar; altitude; aspecto e declividade do terreno; densidade de rede de drenagem; distância a partir dos cursos d'água; altitude acima do nível médio das águas subterrâneas; capacidade de campo do solo; umidade do solo; taxa de infiltração; textura do solo; litologia; e profundidade dos solos (MINGOTI, 2012; NAGHIBI et al., 2017; ORSI, et al., 2011; RAHMATI et al., 2016; RAHMAN, et al., 2012; VALVERDE et al., 2017; VETTORAZZI; VALENTE, 2016; YEH, et al., 2016). Esses indicadores são potenciais para aplicar e apoiar o planejamento de restauração florestal através da análise espacial (SIG), porém sua validade deve ser testada de forma prática (ORSI et al., 2011).

Nos estudos de Naghibi et al. (2017) e Rahmati et al. (2016), a declividade, a distância dos cursos d'água e a densidade da rede de drenagem estiveram, entre a segunda e sexta colocação de importância, enquanto o TWI variou de sétima a décima colocação. Ressalta-se que no presente estudo o critério TWI foi aplicado para representar indiretamente a declividade e a distância em relação aos cursos d'água e do lençol freático, dessa forma, a aplicação do TWI simplifica a base de dados, reduzindo em pelo menos 2 vezes o número de indicadores. Contudo, para um ajuste do TWI, recomenda-se uma análise em conjunto com a densidade de drenagem, utilizada como indicador da infiltração do terreno em que uma maior densidade reflete em maior escoamento superficial e, portanto, menos infiltração; além de também considerar a declividade do terreno que rege e controla a recarga natural em um balanço hídrico da bacia (NAGHIBI et al., 2017; RAHMATI et al., 2016; VALVERDE et al., 2017; YEH, et al., 2016).

Considerando a importância do uso da terra e os processos de infiltração, a aplicação do critério CN é adequada, uma vez que foi proposto para representar a infiltração que é dependente do escoamento superficial e da permeabilidade do solo. Além disso, o CN incorpora a informação do uso da terra, em que a alteração da vegetação de superfície modifica a permeabilidade do solo. Nos estudos de Naghibi et al.(2017), Rahmati

et al. (2016) e Valente et al. (2017), as informações pedológicas, como textura e litologia estiveram entre a terceira e sexta colocação de importância.

Desde então, pode-se concluir que os 3 critérios aplicados neste estudo abrangeram boa parte desses indicadores e apresentaram bom desempenho quando combinados. Todavia, algumas limitações encontradas podem ser aprimoradas com mais ajustes e refinamento para melhorar a representatividade dos critérios, mas de modo que a sua validade continue aplicável e reproduzível.

Diante da variedade de critérios e de sua importância, algumas dúvidas são levantadas quanto ao julgamento do ordenamento e pesos, por isso é indicado executar uma análise de sensibilidade, para verificar o ordenamento dos critérios quanto aos resultados esperados no objetivo do trabalho (MALCZEWSKI; RINNER, 2015). Nessa análise, alguns estudos aplicaram um método de avaliação de importância e pesos, também considerando a abordagem MCE com o método WLC de agregação, mas com outro procedimento de julgamento, o método de Fator Multi-influência (MIF) (VALENTE et al., 2016; OLUWATOBI et al. 2016; YEH et al., 2016). O método MIF é usado para explicar a atribuição do peso, onde as relações entre os critérios são estabelecidas de forma gráfica (SHABAN et al., 2006). Neste método a estimativa dos pesos entre os critérios é feita com base no efeito que eles têm entre si e no objetivo, podendo ter um efeito maior, dado 1 ponto, ou um efeito menor dado  $\frac{1}{2}$  de um ponto (YEH et al., 2016). Neste método, é explícita a quantidade de efeitos de cada critério e o grau de influência desses efeitos no objetivo do estudo, obtendo ao final o peso médio de cada critério (VALENTE et al., 2016)

Contudo, o uso do método AHP nos julgamentos é amplamente aplicado (AKINLALU, et al., 2017; MELLO et al., 2018; MEHRABI et al., 2012; RAHMAN et al., 2013; RAHMAN et al., 2012; VETTORAZZI; VALENTE, 2016; VALENTE, PETEAN; VETTORAZZI, 2017), e de forma implícita também considera o potencial dos efeitos que aquele critério pode causar no objetivo do estudo. É possível que com a aplicação gráfica pelo método MIF, fique mais claro quais são os efeitos e o grau de importância desses efeitos.

Permitindo uma análise simplificada com método MIF, o critério P-ETP tem dois efeitos principais, fornece água para o sistema e estima a ET. Quanto mais água no sistema e menor a saída de água pela ET, mais água pode ser destinada para infiltração e recarga subterrânea. O critério TWI condiciona o acesso à água pelas raízes das plantas, limitando a ET da vegetação, e pode até indicar uma drenagem profunda dependendo da

profundidade dos solos locais, e por tal tem dois efeitos importante na ET e na recarga. O critério CN é indicador da capacidade de infiltração de uma área específica, naquele solo e vegetação, e tem apenas um efeito menor no processo de recarga.

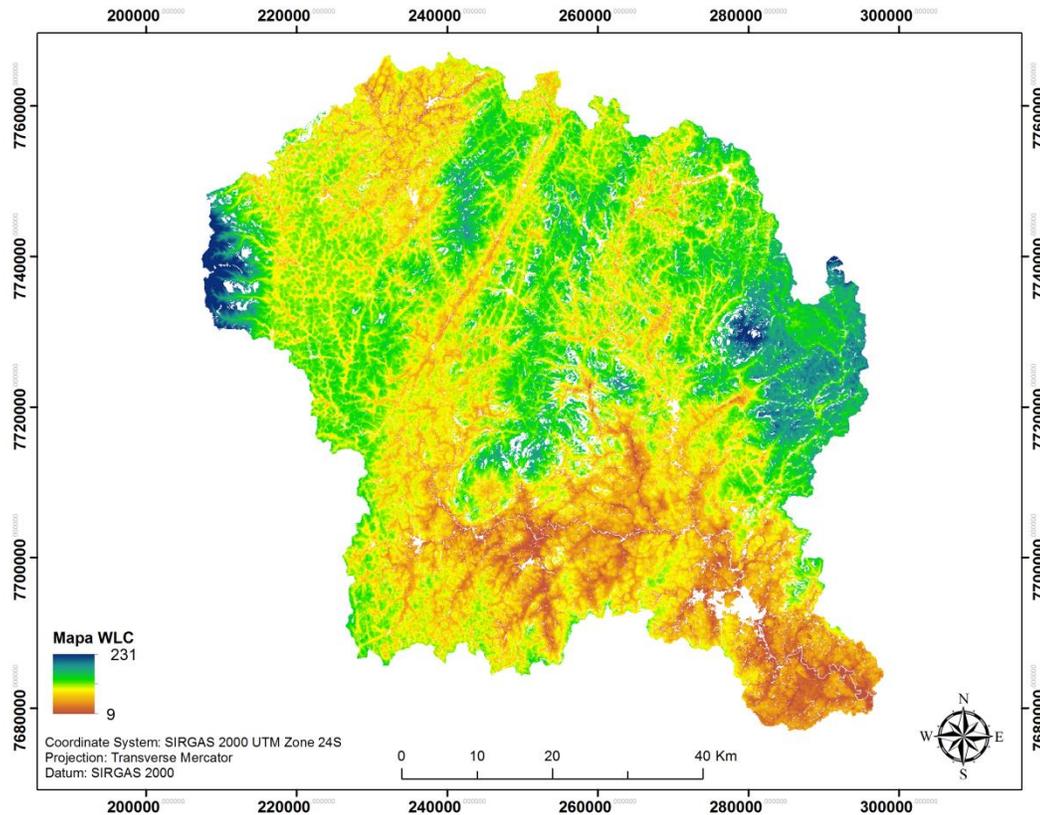
Pensando na proposta do modelo desenvolvido, é possível que alguns ajustes incorporem mais informações de maneira confiável, e que mantenha a estrutura metodológica flexível e de aplicação coerente e acessível. Neste ponto, recomenda-se utilizar ao menos um ajuste: (1) no critério P-ETP, substituir a informação de ETP pela ETR corrigida pela vegetação existente. Com relação ao TWI mantém a informação de declividade e umidade com o TWI, passível de agregar informação de exposição de encosta e rede de drenagem. No fator solo, o critério CN foi considerado adequado por permitir uma melhora nas características hidrológicas do solo em função do uso. Dessa forma, os ajustes podem ser aplicados de forma a manter a estrutura metodológica, possibilitando a aplicação do método em outros locais por diferentes usuários, visto que as informações de base são de fácil acesso e execução.

#### 4.3. MAPEAMENTO DAS ÁREAS COM DIFERENTES NÍVEIS DE PRIORIDADE

O resultado direto da sobreposição dos 3 critérios pelo método WLC é apresentado na Figura 11. O mapa WLC é resultado da agregação em que se manteve a regra de decisão no processo de normalização, com valores entre 0 e 255, onde as áreas de maior prioridade são aquelas com valores próximos a 255, e valores próximos a 0 são áreas com menor prioridade.

A agregação dos critérios P-ETP, TWI e CN pela regra de decisão permite somar os efeitos dos critérios e potencializa a escolha de locais para alocar floresta em áreas mais adequadas, em função da maior oferta de água, menor consumo pela evapotranspiração e maiores ganhos de infiltração, oferecendo mais água para o processo de recarga do aquífero, contribuindo na vazão dos cursos d'água.

Figura 11 – Mapa resultante da agregação dos critérios e sua importância.

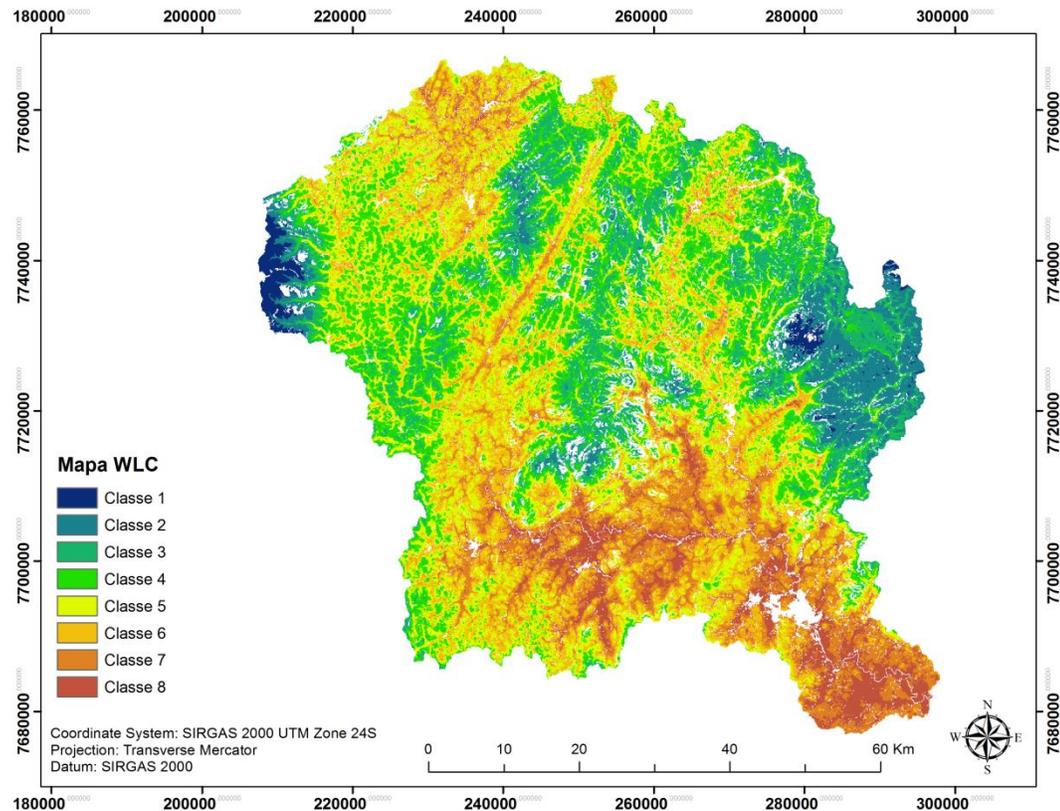


A sobreposição dos 3 critérios, mostrada na Figura 11, resultou em valor máximo de 231,84 e mínimo de 8,79, não atingindo os limites 0 – 255. Isso mostra que não existe condição “ótima” ou “péssima” para todos os 3 critérios simultaneamente na BHPAIN, demonstrando que a interação pixel a pixel é resguardada pelo método WLC.

Do resultado direto do mapa WLC foram selecionadas e classificadas as áreas em diferentes níveis de prioridades, dividindo-as em classes. As oito classes de prioridades foram classificadas pelo método natural breaks e resultaram em 8 grupos com valores semelhantes dentro deles, de forma a maximizar as diferenças entre os grupos. O método também foi aplicado por HACHEM et al. (2015) para agrupar os dados semelhantes dentro das classes, e distinguir a diferenças entre elas.

Desde então, os dados foram divididos em classes cujos limites são definidos, onde há diferenças relativamente grandes nos valores de dados. Ressalta-se que por este método, a classificação não correspondeu às classes de áreas iguais, e formou grupos de áreas maiores e menores. O resultado da classificação das alternativas em diferentes níveis de prioridade é apresentado na Figura 12.

Figura 12 – Mapeamento das alternativas em diferentes níveis de prioridade para alocação de vegetação nativa.



De modo simplificado, é possível observar pela análise da Figura 12 que ocorreu boa interação dos critérios pela regra de decisão aplicada. A importância do critério P-ETP prevaleceu indicando as áreas em tom azul como aquelas com maior potencial, seguido da prevalência do critério TWI em indicar os locais próximos às áreas mais úmidas do solo na tonalidade avermelhada, e o critério CN, juntamente com TWI e P-ETP, representando os locais com potencial de infiltração em tom verde. Nota-se que o CN, ao estimar os maiores valores de escoamentos em solos com baixa capacidade de infiltração, o efeito desses solos é minimizado quando correlacionado com os critérios TWI e CN. Por exemplo, em alguns locais, apesar de o Latossolo ser o menos indicado pelo critério CN, em função do menor escoamento, sua região de adequação foi de média para alta. Contudo, em outros locais, os Latossolos tiveram menor adequação, em função da restrição do TWI. Isso mostra que a hierarquia da importância dos critérios é adequada.

Diante disto, a regra de decisão aplicada foi considerada adequada, visto que a prioridade foi demonstrada em locais onde ocorre maior oferta de água, mais distantes do lençol freático e cursos d'água, e com maior potencial de infiltração, condições favoráveis para alocar a vegetação nativa para ter maior ganho hídrico, onde o potencial de infiltração

pela floresta compense as perdas por ET. Dessa forma, o modelo proposto foi adequado para indicar os locais onde as condições climáticas, topográficas e de solo e vegetação da BHPAIN, são favoráveis para inserir a cobertura florestal e obter aumento da disponibilidade hídrica.

O método de agregação WLC também foi aplicado para identificar a correlação entre os critérios, ajudando a definir os locais adequados à recarga hídrica (VALVERDE et al., 2016; RAHMAN et al., 2013; RAHMATI et al., 2016), e os locais mais adequados para inserção de áreas florestadas no desenvolvimento de estudos hidrológicos (MELLO et al., 2018; VETTORAZZI; VALENTE, 2016; SARTORI et al., 2012; VALENTE; PETEAN; VETTORAZZI, 2017).

Pensando nessa interação entre os critérios, a agregação foi aplicada para quantificar o impacto do uso da terra, e obter locais onde cada critério tem o maior potencial no aumento da vazão. A partir disto, recomenda-se testar a agregação com diferentes pesos e importância dos critérios para avaliar qual o processo dominante frente ao objetivo (SCHENEIDERMAN et al, 2007). Por exemplo, quando o CN tem maior peso, não há a restrição das áreas cujo impacto da alocação da vegetação na ET pode ser maior do que o ganho de infiltração, pois o escoamento é o processo dominante em cada pixel. Porém, ponderar em uma simplificação baseada apenas na lógica de um único efeito, em geral, negligencia o impacto do uso da terra, visto que para alguns tipos de cobertura da terra a evapotranspiração é significativa, e pode causar efeitos contrários à proposição das alternativas potenciais. Neste ponto, uma análise de sensibilidade deve ser incorporada, para verificar o ordenamento de prioridade e os pesos dos critérios (MALCZEWSKI; RINNER, 2015).

Para verificar o método proposto e avaliar o comportamento dos critérios e sua interação, foi utilizada a modelagem hidrológica como ferramenta para quantificar o objetivo do trabalho, que é o aumento da disponibilidade hídrica. Para isso, foram constituídos os cenários das alterações no uso da terra por meio da triagem das alternativas de prioridades. O resultado da triagem das áreas prioritárias indicadas por cada classe, para a inserção da floresta, está na Figura 13. Os resultados dos cenários de alocação de vegetação nativa são para as oito classes de prioridade. Na Tabela 8 apresenta-se, a área representativa de cada classe.

Figura 13 – Mapa atual do uso da terra e cenários de alocação vegetação nativa para as 8 classes de prioridade.

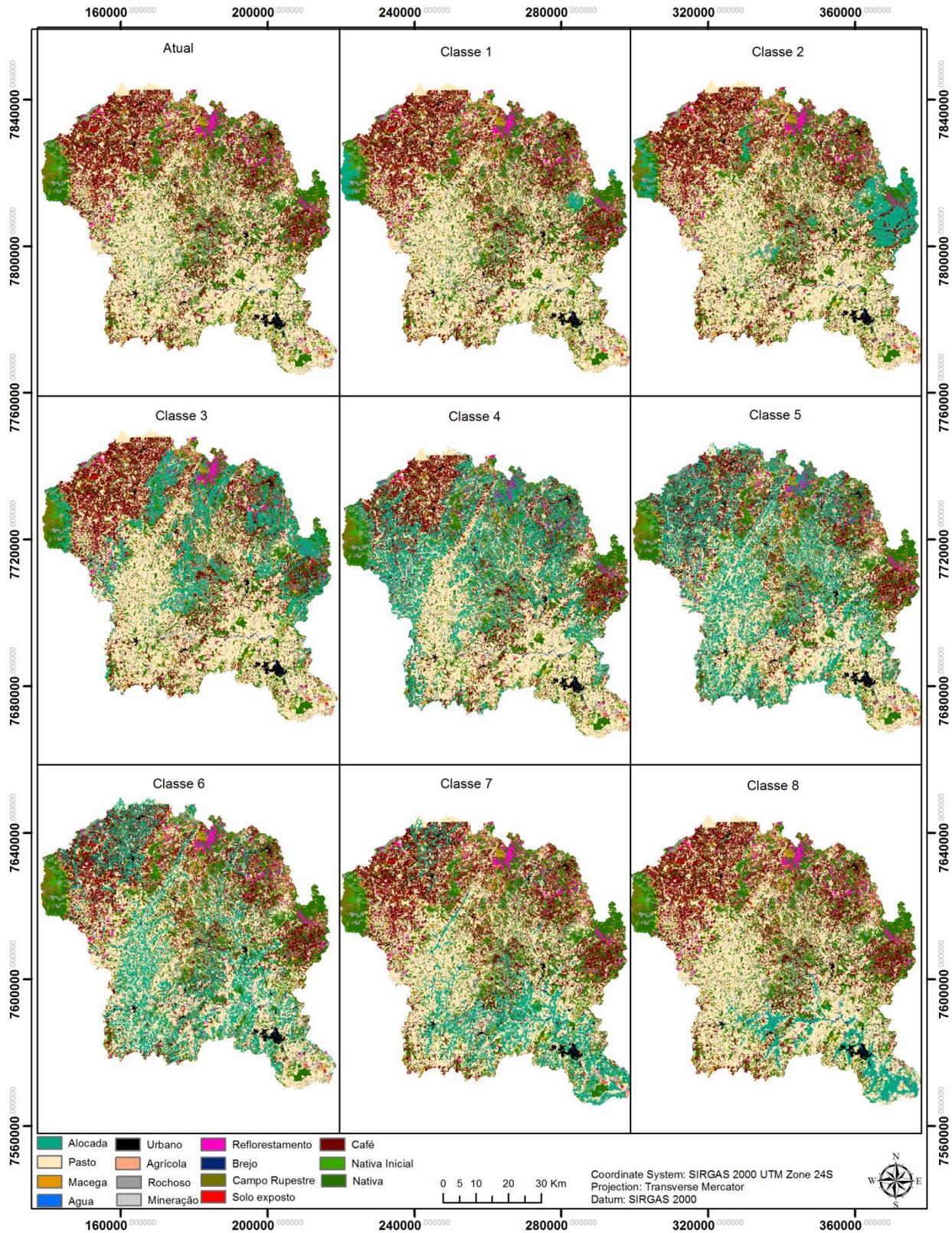


Tabela 8 – Obtenção das classes de prioridades e tamanho das áreas abrangidas.

<b>Classes</b>	<b>Faixa</b>	<b>Área em Hectare (ha)</b>	<b>Área (Km<sup>2</sup>)</b>
1	9 - 72	24692	329.95
2	72 - 88	56420	723.69
3	88 - 102	88169	1126.8
4	102 - 115	112398	1390.16
5	115 - 129	100315	1207.58
6	129 - 147	60440	707.99
7	147 - 171	26005	308.54
8	171 - 231	6416	74.76

Por uma análise visual da Figura 13, nas classes 1, 2 e 3, o critério P-ETP teve maior domínio. Nas classes 4 e 5, identifica-se a prevalência do critério TWI, mas com influência do critério P-ETP, em locais com boa disponibilidade hídrica. Nas demais classes, 6, 7 e 8, ocorre o domínio do critério TWI em locais com maior umidade no solo, em regiões em que o critério P-ETP até indica deficiência hídrica.

Analisando a Figura 13, as áreas de maior prioridade, classe 1, para a conservação e alocação da vegetação nativa, foram encontradas em áreas já próximas de outros fragmentos florestais nas áreas mais altas da bacia, na região do Caparaó, Castelo e Vargem Alta. Em seguida, as áreas de prioridade, classes 2 e 3, alcançam as áreas de pastagens, cultivos agrícolas e fragmentos florestais, também nos terrenos elevados, incluindo a região de Muniz Freire, e a área central da bacia, nas cidades de Alegre, Venda Nova do Imigrante e Castelo.

Nota-se que as áreas das classes 1 e 2 são mais pronunciadas nas sub-bacias de Ibitirama, Castelo e São Miguel. Nessas localidades, foram selecionadas mais dois pontos, Caparaó e Prata, para apoiar na quantificação do impacto da cobertura florestal. Este resultado confirma que a preservação desses fragmentos florestais, nessas localidades deve ser mantida, pois situam-se em locais prioritários à conservação dos recursos hídricos. A classe 3, além de estar nesses últimos locais, começa a abranger mais áreas entre as sub-bacias Itaiçi e Terra Corrida, Fazenda Lajinha e Castelo, e a sub-bacia Rive, neste último adicionado o ponto Alegre para verificar as alterações na região central da bacia BHPAIN. A classe 4 seguiu a tendência da classe 3, porém abrangendo um maior número de áreas.

Nas classes 4 e 5, as áreas de pastagens em relevos mais altos, são consideravelmente substituídas pela vegetação nativa. Pelo mapeamento é possível

observar que o limite estabelecido pelo critério TWI é relevante, mostrando sua importância no mapeamento. Observa-se pela Tabela 8 que a classe 1 foi a menor área, próxima de 25 mil hectares, aumentando o tamanho de áreas até a classe 4 e 5, em aproximadamente 110 mil hectares.

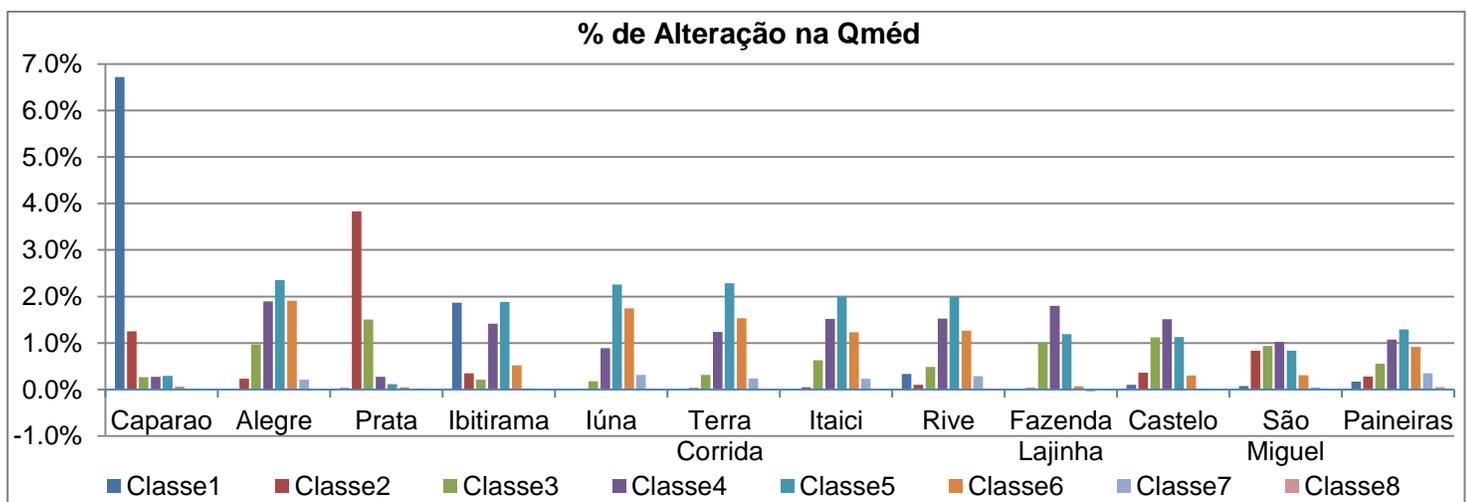
Nas classes 6, 7 e 8, a ocupação pela vegetação nativa começa a ocorrer nas áreas mais baixas da bacia, nas zonas mais úmidas do relevo. Observa-se que ocorre em cada classe uma expansão de áreas em diferentes níveis de prioridade, e a área escolhida está sempre associada ao próximo nível de prioridade.

Confirmada a interação e coerência da representatividade dos critérios, seguiu-se com a quantificação do impacto da alocação dos cenários de alocação de mata nativa na disponibilidade hídrica, isto é, na contribuição positiva ou negativa da vazão dos cursos d'água. Para recomendar as áreas potenciais desses cenários quanto ao objetivo do estudo, procedeu-se com a verificação das alternativas pela modelagem hidrológica.

#### 4.4. VERIFICAÇÃO DAS ÁREAS PRIORITÁRIAS PELA MODELAGEM HIDROLÓGICA

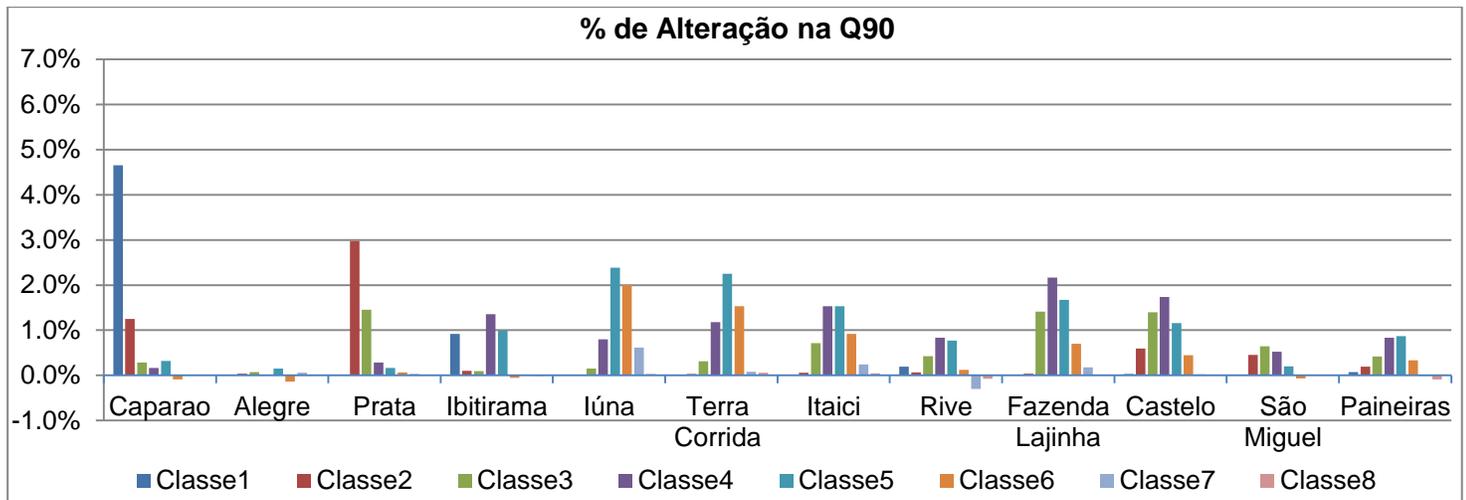
A quantificação do impacto das alocações de vegetação nativa, indicadas pelas classes, na vazão média ( $Q_{méd}$ ) e vazão mínima ( $Q_{90}$ ) dos cursos d' água, estão apresentadas na Figura 14 e 15, respectivamente. As análises foram feitas para as 12 localidades, com base no percentual de alteração da vazão dos cenários futuros em relação ao cenário atual.

Figura 14 – Análise gráfica da porcentagem de alteração da  $Q_{méd}$  para as 8 classes nas 12 localidades.



De maneira geral, pela análise da Figura 14, verifica-se para toda a bacia de BHPAIN, na localidade de Paineiras, que a classe 5 foi a que apresentou maior alteração da vazão Q<sub>méd</sub> (1.29) e da Q<sub>90</sub> (0.87). Essa tendência foi observada para as demais localidades, onde os maiores valores positivos de alteração ficaram entre as classe 4 e 5, exceto para Caparaó e Prata.

Figura 15 – Análise gráfica da porcentagem de alteração da Q<sub>90</sub> para as 8 classes nas 12 localidades.



Na análise da vazão Q<sub>méd</sub>, Figura 14, verifica-se que para a localidade de Caparaó, a classe 1 apresentou maior valor de alteração na Q<sub>méd</sub> (6.72), seguido da localidade Ibitirama, com porcentagem de alteração de 1.86 na Q<sub>méd</sub>, de certa forma esperado, visto que a região do Caparaó está dentro da sub-bacia de Ibitirama. Apesar da classe 1 ser a primeira do nível de prioridade, os resultados indicam que a sua área de abrangência pode ser pequena para fazer efeito, pois não foi observada a presença desta classe em todos os locais. Contudo, se analisar as duas maiores sub-bacias, Rive e São Miguel, e a BHPAIN (Paineiras), observa-se que a classe 1 já começa a fazer efeito na alteração da vazão, mesmo que pequeno, ele se faz presente. Isso mostra que a indicação pelo método está adequada, pois identifica os locais onde começa a ter o aumento da disponibilidade hídrica.

Na localidade de Prata, a classe 2 foi a que apresentou a maior alteração na Q<sub>méd</sub> (3.83), seguido dos locais Caparaó (1.25), São Miguel (0.84), Castelo (0.36) e Ibitirama (0.34). Do mesmo modo, o comportamento da classe 2 seguiu o da classe 1, não esteve presente em todos os locais, voltando a análise para o tamanho das classes. A partir da

Classe 3, observa-se um aumento gradativo da alteração da vazão até alcançar a classe 4 ou classe 5, e a partir da classe 6 começa a ter redução na alteração da vazão. Esse comportamento foi observado em todos os locais, exceto para Caparaó e Prata.

A explicação do comportamento da Q<sub>méd</sub> pode estar relacionada mais ao tamanho da área modificada do que a classe em si. Ressalta-se que o método utilizado na classificação divide os dados dentro de cada classe conforme a similaridade entre eles, e maximiza as diferenças entre classes, por meio de uma quebra natural inerentes aos dados. Essa classificação resultou em grupos grandes e outros pequenos.

Analisando os dados das vazões mínimas Q<sub>90</sub>, Figura 15, nota-se que os maiores incrementos na Q<sub>90</sub> iniciaram a partir da classe 3, atingindo valor máximo nas classes 4 e 5 para a maioria das sub-bacias, exceto para Caparaó e Prata. Essa exceção já era esperada, visto que o comportamento da mínima seguiu a tendência da Q<sub>méd</sub>. Contudo, ao analisar a classe 6 em diante, verifica-se uma redução no incremento das vazões Q<sub>90</sub> para todas as localidades, alcançando valores negativos. Esse impacto negativo foi observado em Ibitirama, Caparaó, Rive, Alegre, São Miguel e Paineiras.

Em geral, é possível observar que a Classe 5, foi onde ocorreu o maior ganho hídrico na maioria dos locais, em torno de 2% para sete localidades. Para os locais, Fazenda Lajinha, Castelo e São Miguel, foi a classe 4 que proporcionou o maior incremento de água, em torno de 1.5%. Resumidamente, a classe 5 foi a que teve a maior alteração positiva na maioria dos casos, e após essa observou-se uma redução no incremento das vazões. Do ponto de vista de incremento da disponibilidade hídrica, nas classes 6, 7 e 8, a localização da floresta passa a contribuir mais na retirada de água pela ET do que no aumento da vazão. Isso não é regra geral, mas ocorreu a tendência de reduzir a vazão nessas classes. Os resultados mostraram que até a classe 5 pode ser considerado prioritário, e que a partir dela há locais em que a floresta pode reduzir a vazão. Contudo, a análise das prioridades deve considerar o tamanho das áreas abrangidas pelas classes.

Para auxiliar nessa análise dos tamanhos e representatividade das classes, foi contabilizado o percentual de alteração dos cenários em relação ao uso da terra atual. Apresenta-se, nas Figuras 16 e 17, uma quantificação da área de mata nativa (MN) alocada em cada classe, e as variações nas vazões Q<sub>méd</sub> e Q<sub>90</sub> para as 12 localidades, podendo relacionar o tamanho das áreas prioritárias incluídas dentro de cada classe.

Na análise dos resultados optou-se também por apresentar a taxa de variação da vazão em relação ao incremento da vegetação nativa, isto é, foi obtida a razão entre a

porcentagem de alteração das vazões, Qméd e Q90, sobre a porcentagem de alteração de incremento da vegetação nativa em cada classe. Na Figura 18 e 19 apresentam-se a referida taxa sobre a Qméd e Q90, respectivamente.

Figura 16 – Análise gráfica da porcentagem de alteração da vegetação nativa (MN) e da porcentagem de variação da Qméd e Q90 para as 8 classes nas localidades de Caparaó, Alegre, Prata, Iúna, Terra Corrida e Itaiçi.

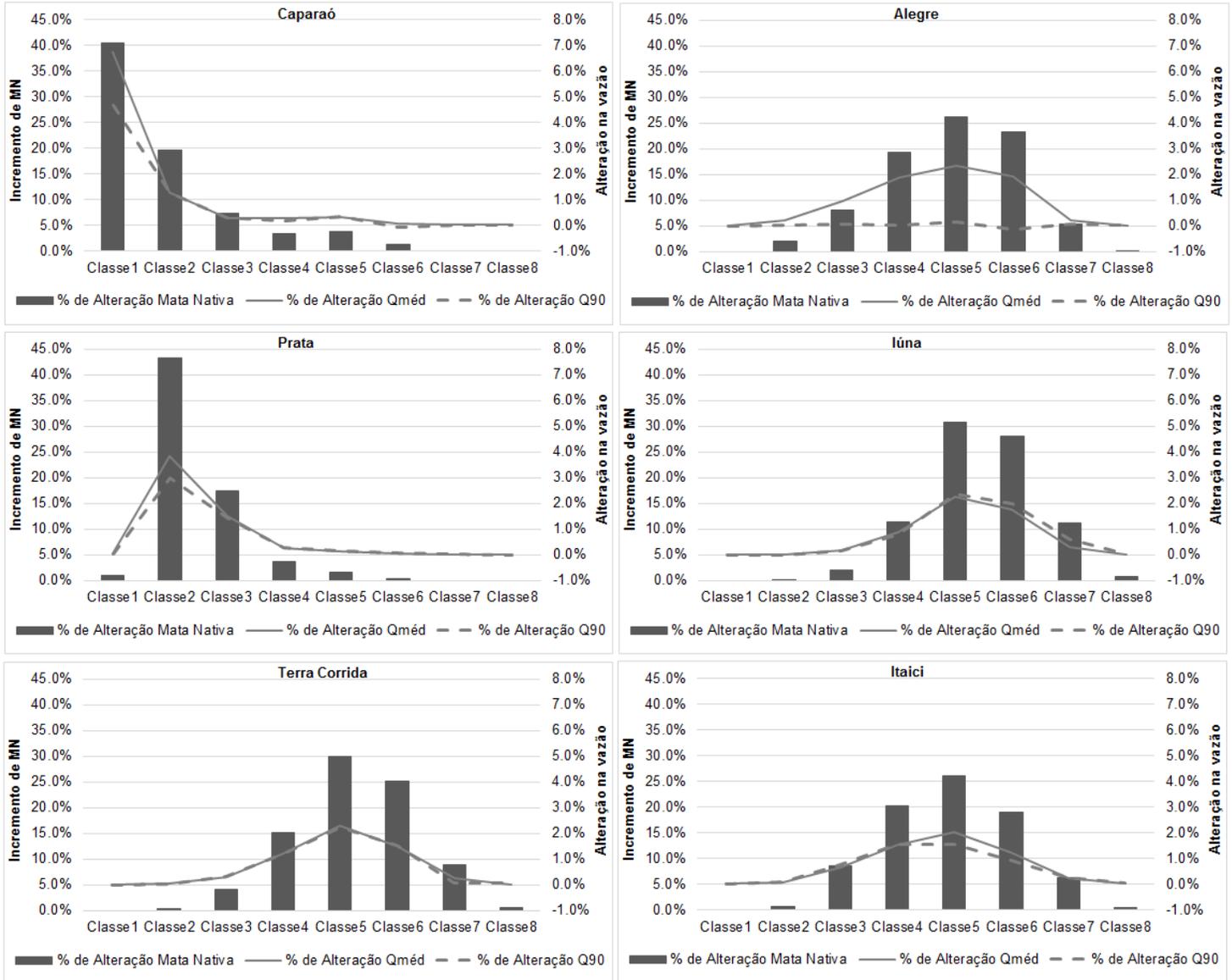


Figura 17 – Análise gráfica da porcentagem de alteração da vegetação nativa e da porcentagem de variação da Qméd e Q90 para as 8 classes nas localidades de Ibitirama, Rive, Fazenda Lajinha, Castelo, São Miguel e Paineiras.

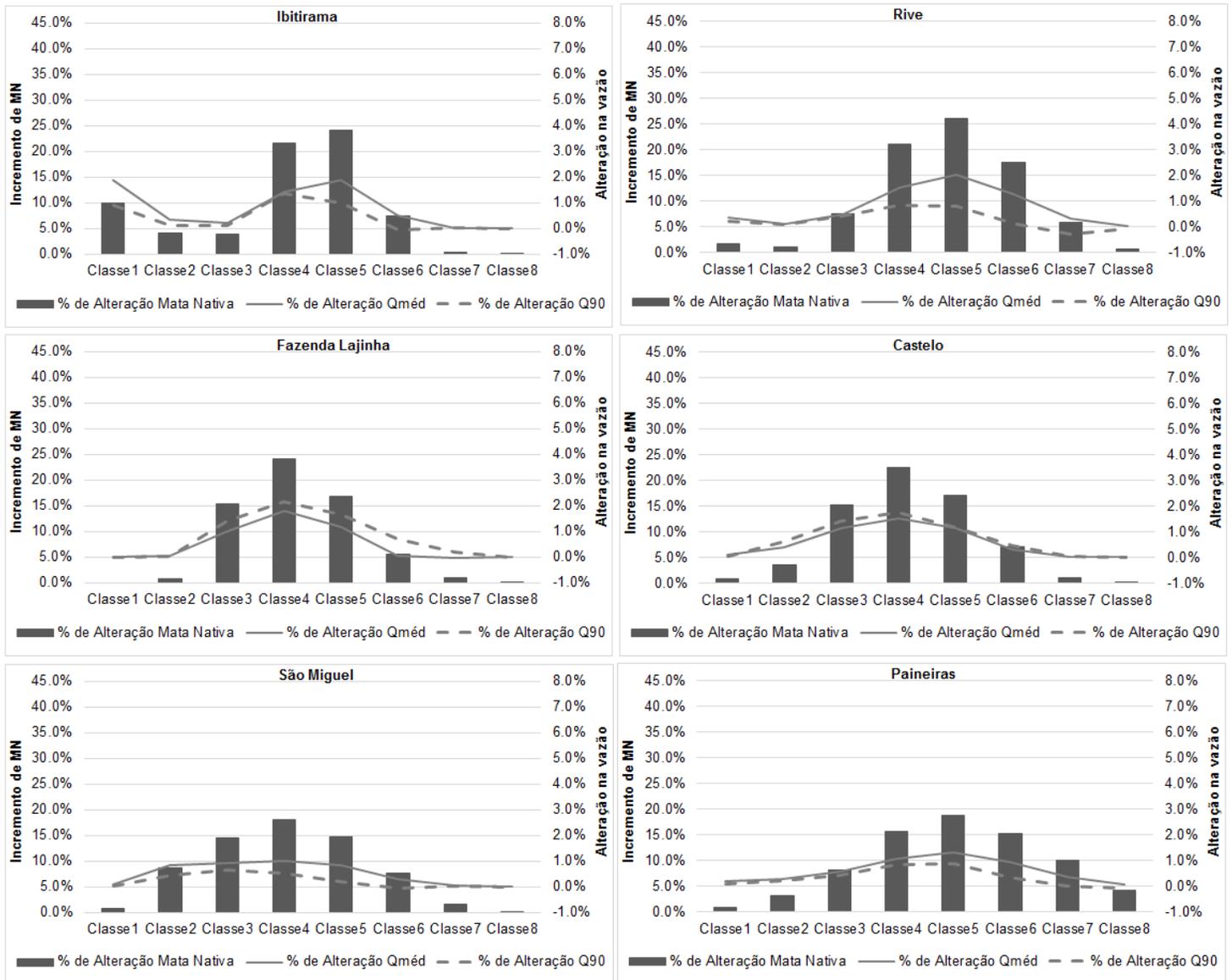


Figura 18 – Análise gráfica da taxa de variação da Q<sub>méd</sub> em relação à variação no incremento de mata nativa em cada classe nas 12 localidades.

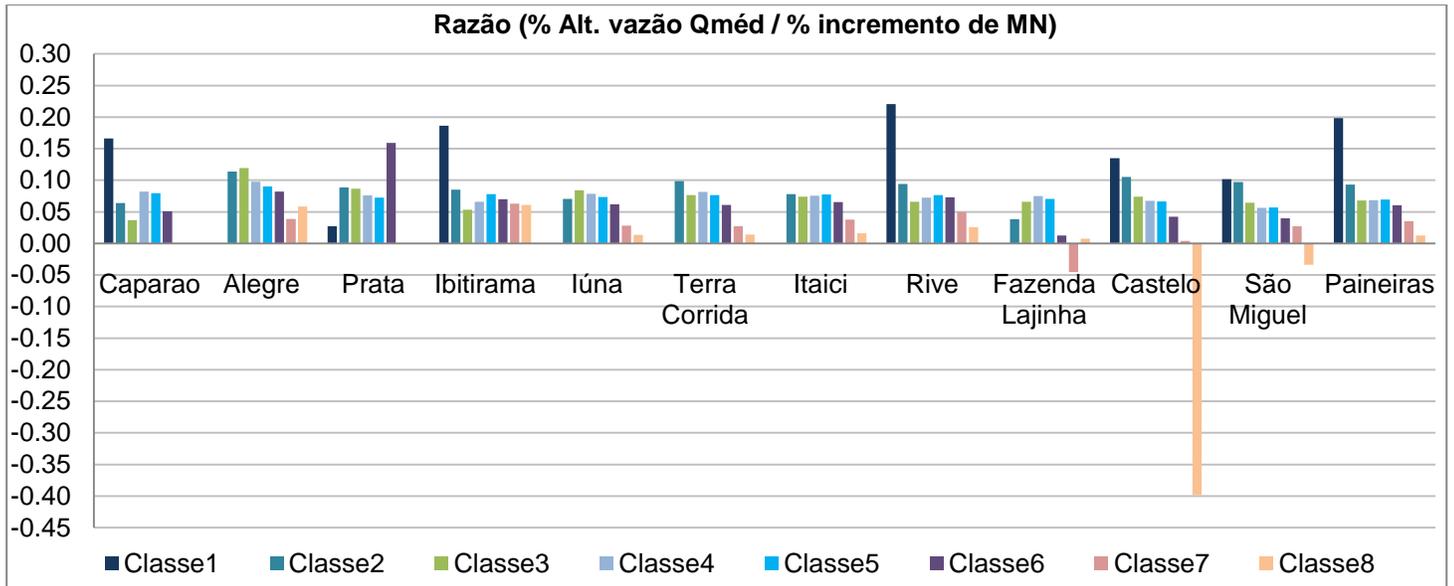
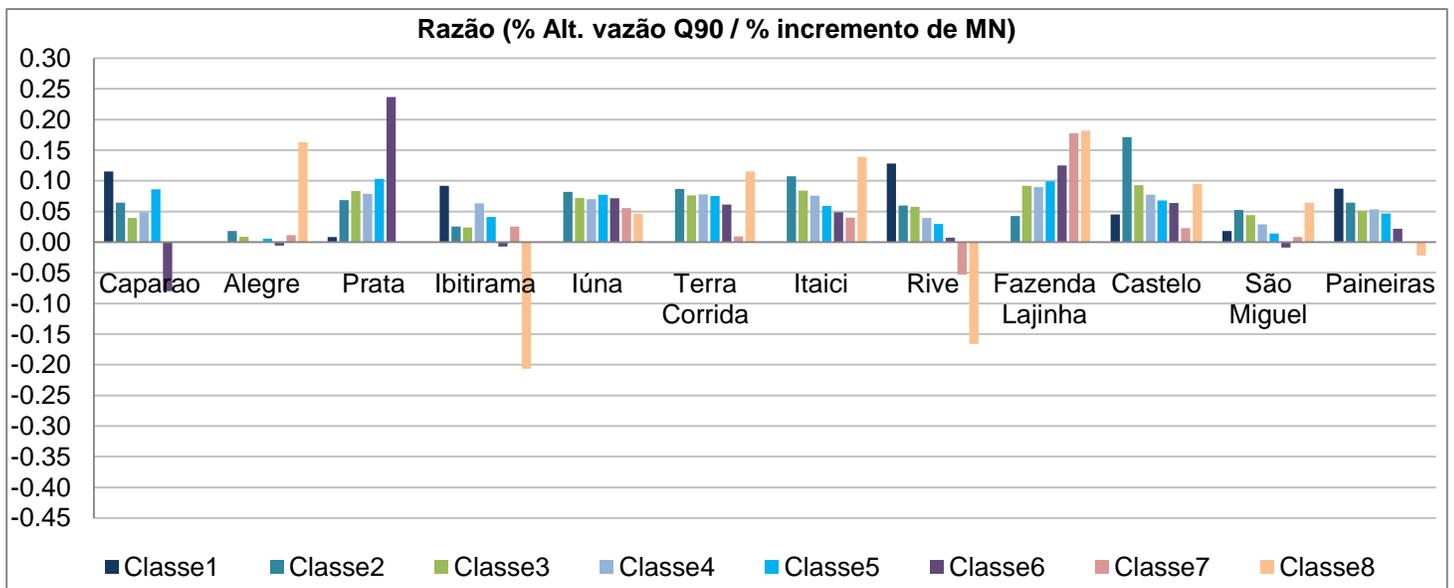


Figura 19 – Análise gráfica da taxa de variação da Q<sub>90</sub> em relação à variação no incremento de mata nativa em cada classe nas 12 localidades.



Em geral, pela análise da Figura 16 e 17, os dados mostram que na maior parte das sub-bacias a classe 5 foi capaz de promover maior vazão. Porém, nas localidades Caparaó e Prata foi diferente. A classe 1 foi a que mais influenciou em Caparaó, e a classe 2 em Prata. Verifica-se também que a partir da classe 6 começa a ter redução na alteração da

vazão. Esse comportamento foi observado em todos os locais, exceto para Caparaó e Prata.

Observa-se, pela análise da Figura 18, a importância da classificação das alternativas em níveis de prioridade. Os locais onde a classe 1 esteve presente, Caparaó, Ibitirama, Rive, Castelo, São Miguel e Paineiras, apresentou a maior taxa de alteração da vazão  $Q_{méd}$  em relação à alteração da vegetação nativa, exceto para a localidade de Prata. Verifica-se que para todas as demais classes, as taxas foram menores e os ganhos são inferiores, exceto para Prata.

Em Ibitirama, a taxa da classe 1 foi de 0.19 para  $Q_{méd}$  e 0.09 para Q90, o que significa que se aumentar a mata nativa em 1%, apenas em áreas indicadas pela classe 1, tem-se o ganho de 0.19% na  $Q_{méd}$  e 0.09% na Q90. Analisando a Figura 17, para Ibitirama, a classe 1 apresentou um incremento de 10% na floresta para um incremento de 1.86% na  $Q_{méd}$  e 0.92% na Q90. Nas classes 2 e 3 houve um incremento médio de 4% na floresta para um incremento médio de 0.28% na  $Q_{méd}$  e 0.10% Q90. Já as classes 4 e 5 apresentaram em média um incremento de 22.8% na floresta, duas vezes mais floresta comparada à classe 1, para um incremento de 1.65% na  $Q_{méd}$  e 1.17% na Q90, valores próximos ao disponibilizado pela classe 1.

Para Caparaó, a classe 1 apresentou uma taxa de 0.17 para  $Q_{méd}$  e 0.12 para Q90, com um incremento de 40.42% na floresta para um incremento de 6.72% na  $Q_{méd}$  e 4.66% na Q90. Já na classe 2, houve um incremento de 19.47% (metade) na floresta para um incremento de 1.25% na  $Q_{méd}$  e Q90. E para a classe 3, houve um incremento de 7.22%, cinco vezes menos floresta, para ter um incremento respectivo de 0.26% e 0.29 % na  $Q_{méd}$  e Q90. Em Prata, a taxa na classe 1 foi de 0.03 na  $Q_{méd}$  e 0.01 na Q90, em que houve um incremento de 1.06% na floresta para um incremento muito pequeno na 0.03% na  $Q_{méd}$  e 0.01% na Q90. Já na classe 2, o incremento foi de 43.31% na floresta para um incremento de 3.83% na  $Q_{méd}$  e 2.97 na Q90. Para a classe 3, houve um incremento de 17.40%, menos da metade da área de floresta, para ter um incremento de 1.50% na  $Q_{méd}$  e 1.45% na Q90.

Pela análise da Figura 16, observa-se que para as localidades de Iúna, Terra Corrida e Itaici o comportamento das vazões foi semelhante, sendo a classe 5 a que apresentou o maior impacto positivo nas vazões, com um incremento médio de 24% na floresta para um incremento de 2.18% na  $Q_{méd}$  e 2.05% na Q90. Contudo, nesses locais, incluindo Alegre,

não foi observado a presença da classe 1. Verifica-se que em Alegre, o efeito da vegetação nativa na Q90 é praticamente nulo para qualquer classe.

Para a sub-bacia de Rive (Figura 17), na classe 1 houve um incremento de 1.51% na floresta para um incremento de 0.33% na Qméd. Enquanto na classe 2, o incremento foi de 1.05% na floresta para um incremento de 0.10% na Qméd. E para a classe 3, houve um incremento de 7.37%, cinco vezes mais na floresta, para ter um incremento de 0.48% na Qméd, valor muito próximo ao 0.33% da classe 1. Este resultados mostram a importância da classe 1 para Rive, que precisou 5 vezes menos floresta para um incremento da vazão. Como resultado, a classe 1 apresentou o maior valor da taxa de 0.22, indicando que nesses locais a presença de apenas 1% da vegetação nativa contribui no ganho de 0.22, na Qméd e de 0.13 para Q90, comparada às demais classes. Para a localidade de Paineiras, observa-se comportamento semelhante, em que a classe 1 apresentou a maior taxa de alteração para Qméd (0.20) e Q90 (0.09), em função da porcentagem de ocupação pela vegetação nativa comparada às demais classes.

As localidades de Fazenda Lajinha, Castelo e São Miguel seguiu a tendência da maior prioridade pela Classe 1 para a Qméd, exceto para F. Lajinha, em que esta classe não se fez presente. Nesses locais verificou-se um impacto negativo nas vazões Qméd a partir da classe 7. Em Castelo, a taxa para Qméd foi de -0.4 para a classe 8, o que pode impactar no primeiro momento, porém a área da classe 8 foi pequena (0.02%) e reduziu em -0.01% na vazão, tanto que a variação da vazão em Castelo foi praticamente zero (Figura 17), como também observado para São Miguel. Esses resultados indicam que os locais prioritários para o aumento da disponibilidade hídrica estão representados até a classe 5.

Analisando a vazão mínima, Q90, para a sub-bacia de Rive, o maior incremento na Q90 foi na classe 4, com 0.83% para um incremento de 21.05% na floresta, seguido da classe 5 com 0.77% na Q90, com incremento na floresta de 25.99%. Já para a classe 6, o incremento na floresta foi de 17.38% para um incremento de 0.12% na vazão, apesar de ter um bom percentual de floresta, a Q90 foi bem menor. Quanto às classes 7 e 8, os incrementos respectivos de 5.72% e 0.46%, na floresta, resultou em valores negativos, ou seja, o impacto na vazão foi de redução e não de ganho hídrico.

Como identificado anteriormente, a partir da classe 6, a maioria das sub-bacias mostraram uma redução no incremento da Q90. Pela análise das Figuras 17 e 18, percebe-se que tem mais impacto negativo nas vazões mínimas, Q90, do que na Qméd, ocorrendo

uma alternância das prioridades das classes. O limite de uma ou outra classe depende de cada localidade.

Pela representatividade da taxa de alteração da vazão, em relação ao incremento da mata nativa, verifica-se a importância das classes e não apenas o tamanho destas. A divisão das classes mostrou como foi importante obter distintas alternativas de prioridade para avaliar o impacto nas vazões. Os dados mostraram como o tamanho das áreas pode afetar os resultados observados nas vazões, contudo a prioridade indicada pelas classes pode ser resguardada. Os gráficos apresentados por cada sub-bacia mostram, juntamente com a taxa de alteração da vazão, em relação ao incremento da vegetação nativa, que a suposição inicial de que há áreas mais aptas para o aumento da disponibilidade hídrica é apropriada.

Na análise de Prata e Caparaó, o impacto das classes 1 e 2 foram ainda maiores. Nelas é possível perceber que para ter um incremento na  $Q_{méd}$  na classe 1 e 2, foi preciso um incremento mínimo 17% na floresta. Enquanto em Rive, o incremento de 1.51% na floresta pela classe 1, já resultou em incremento na vazão. Em Caparaó e Prata, locais em que já prevalecem as florestas, o impacto da alteração teve que ser muito maior para ter resposta hídrica. Enquanto em Rive, onde predominam as pastagens, a pequena alteração para floresta já resultou em incremento na vazão. Os dados mostram que os diferentes usos na bacia causam impactos diferentes na vazão.

Cada sub-bacia tem usos de terra diferentes e os impactos das classes foram diferentes, especialmente quanto ao tamanho das classes, e aos usos substituídos. Os dados de alteração dos usos da terra e a representação gráfica destes para as 12 demais locais estão no Apêndice B. Em geral, pela análise do Apêndice A, sobre os dados de alteração dos cenários em relação ao uso da terra atual, observa-se que o início da conversão de pasto para floresta, a partir da classe 3, proporcionou maiores aumentos na vazão para a maioria dos locais. Enquanto para as classes 6 em diante, houve uma redução nas vazões para todas as localidades. Já as classes 1 e 2 foram muito pequenas ou não estavam presentes, e por tal, o impacto delas foi pequeno ou ausente, na maioria dos locais.

Os dados demonstraram que onde é classe 1 e 2 já predominam as florestas, e por isso não houve efeito expressivo na modelagem. Os efeitos passam a surgir na classe 3, onde efetivamente há uma substituição de pasto por floresta. É importante considerar esse percentual de alteração para avaliar o tamanho das classes, e entender a

representatividade das classes 1 e 2, para não concluir como não adequadas. Nelas, a conversão de qualquer uso, todos os usos juntos, para floresta foi pequena. Já nas classes posteriores, 3 a 7, há uma conversão de qualquer uso para floresta bem maior, em especial nas classes 4 e 5. Como os usos atuais em cada sub-bacia são diferentes, as conversões, de qualquer uso para floresta serão diferentes, com impactos diferentes.

Pela análise dos locais estudados, os maiores incrementos nas vazões foram observados na alteração dos usos da terra para floresta, em média de 27.5% (aproximadamente 140 mil hectares), especialmente na substituição da pastagem e macega, reduzidas em média de 14%. Tarigan et al. (2018) avaliaram a cobertura florestal mínima necessária para a regulação sustentável do fluxo de água em uma bacia hidrográfica na Indonésia e sugeriram um valor de 30% de cobertura florestal.

Para ter esse impacto positivo observado no incremento das vazões, com a alocação da floresta em locais prioritários, a retirada de água pela ET da floresta deve ser menor do que o ganho na infiltração. No caso das pastagens, as características específicas, particularmente no que diz respeito à partição de chuva, incluem baixa interceptação e ET, baixa infiltração do solo, e alta proporção de escoamento superficial e ausência de serapilheira, dos quais os dois últimos reduzem a infiltração de água no solo, conseqüentemente o escoamento de base. Já nas áreas florestadas essas características incluem alta interceptação e ET, alta infiltração do solo, baixa proporção de escoamento superficial e presença de serapilheira, dos quais os três últimos podem potencialmente aumentar a infiltração da água no solo.

A água efetivamente infiltrada não é necessariamente o resultado de um único evento de chuva, mas pode representar uma série de eventos anteriores de precipitação (DUNNE, 1978), contribuindo na recarga hídrica e compensando as perdas da evapotranspiração. Os resultados indicam que quando a conversão de pasto em floresta foi efetiva, o impacto nas vazões foi positivo, indicando a adequação do modelo e dos critérios envolvidos em representar o balanço entre infiltração e ET.

Como observado anteriormente, a divisão de classes não incluiu áreas em todas as localidades, isto é, nem todas as classes estavam presentes nos locais avaliados. De certa forma, isso era esperado, visto que a representação dos critérios distinguem as particularidades dos locais, e o método de quebra natural dos dados exemplifica isso. Porém, recomenda-se uma análise sobre a extensão das áreas indicadas pelas classes e, um exemplo disso, pode ser a divisão das classes em grupos com tamanhos iguais para

verificar a representatividade desse novo conjunto. Nesse caminho, foi proposta neste estudo a junção das áreas, somando as classes uma a uma, também quantificando o impacto nas vazões pela modelagem, resultado em 7 classes somadas.

O resultado do impacto nas vazões Q<sub>méd</sub> e Q<sub>90</sub> das classes somadas, é apresentado na Figura 20 e 21, respectivamente. A Classe 1 a 2, representa a soma das áreas da classe 1 e da classe 2. A Classe 1 a 3, representa áreas anteriores somadas às áreas identificadas na classe 3, e assim sucessivamente até abranger a Classe 1 a 8. Essa junção aumentou continuamente as áreas de floresta.

Figura 20 – Análise gráfica da porcentagem de alteração da Q<sub>méd</sub> para as 7 classes somadas nas 12 localidades.

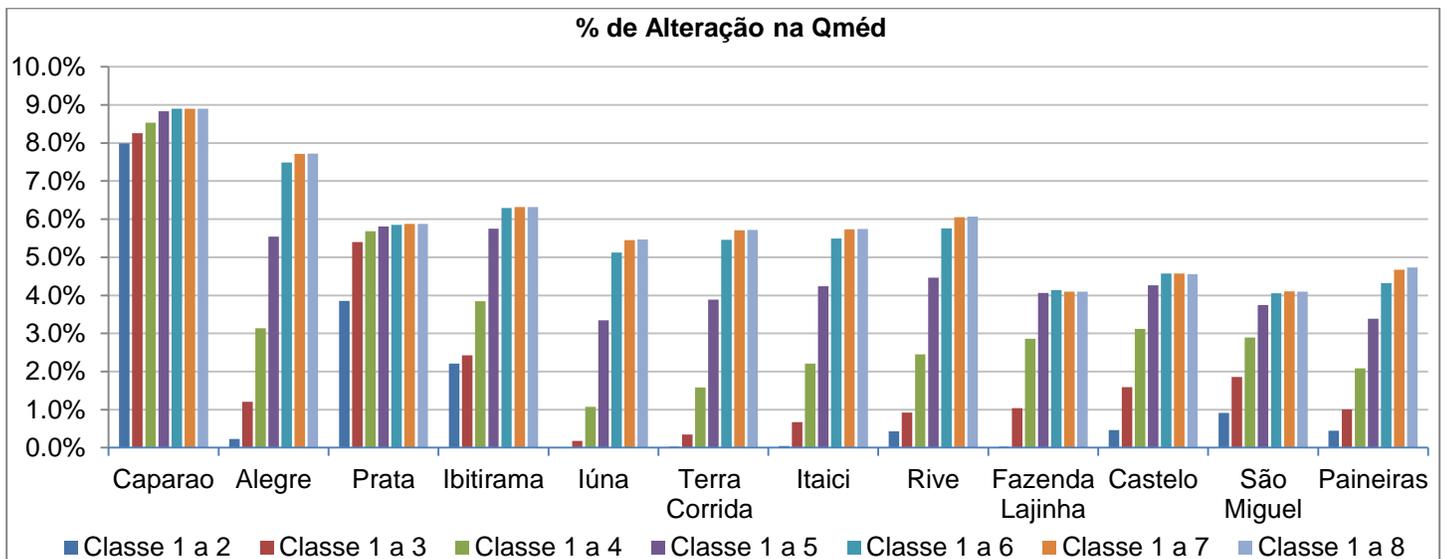
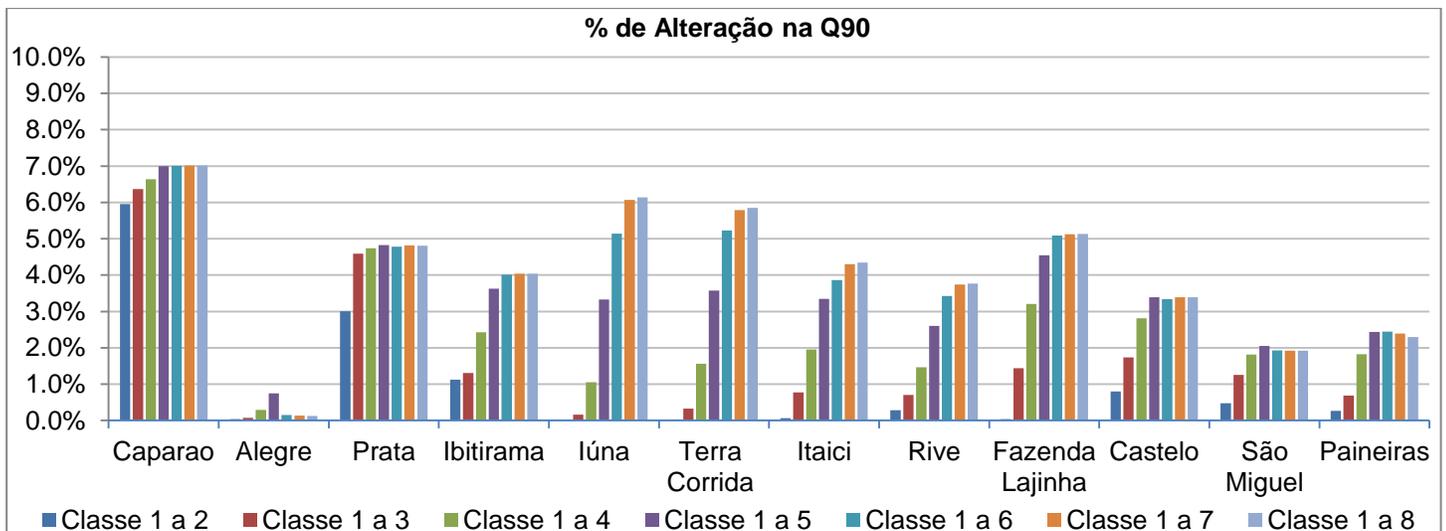


Figura 21 – Análise gráfica da porcentagem de alteração da Q<sub>90</sub> para as 7 classes somadas nas 12 localidades.



Pela análise das Figuras 20 e 21, verifica-se que as classes somadas proporcionaram incrementos ainda maiores nas vazões, comparados às classes individuais. Houve um incremento considerável em cada classe, até atingir a Classe 1 a 5 para a maioria dos locais. Logo após, na Classe 1 a 6 em diante, os incrementos em cada classe são bem menores, ou até mesmo iguais. Percebe-se que nestas últimas classes, o incremento nas áreas de florestas pouco ou nada altera as vazões.

Em geral, a partir da Classe 1 a 7, nota-se um decréscimo na vazão. Essa tendência também foi observada na análise das classes individuais. Em locais, como Fazenda Lajinha, Castelo, São Miguel e Paineiras, a vazão não alterou e até reduziu com o aumento indefinido da floresta. Verifica-se que para Alegre, o incremento da vegetação na Q90 é muito pequeno para qualquer classe.

Assim como na análise das classes individuais, apresenta-se nas Figuras 22 e 23 a taxa de variação das vazões, Q<sub>méd</sub> e Q<sub>90</sub>, em relação ao incremento da vegetação nativa para as classes somadas.

Figura 22 – Análise gráfica da taxa de variação da Q<sub>méd</sub> em relação à variação no incremento de mata nativa para as classes somadas nas 12 localidades.

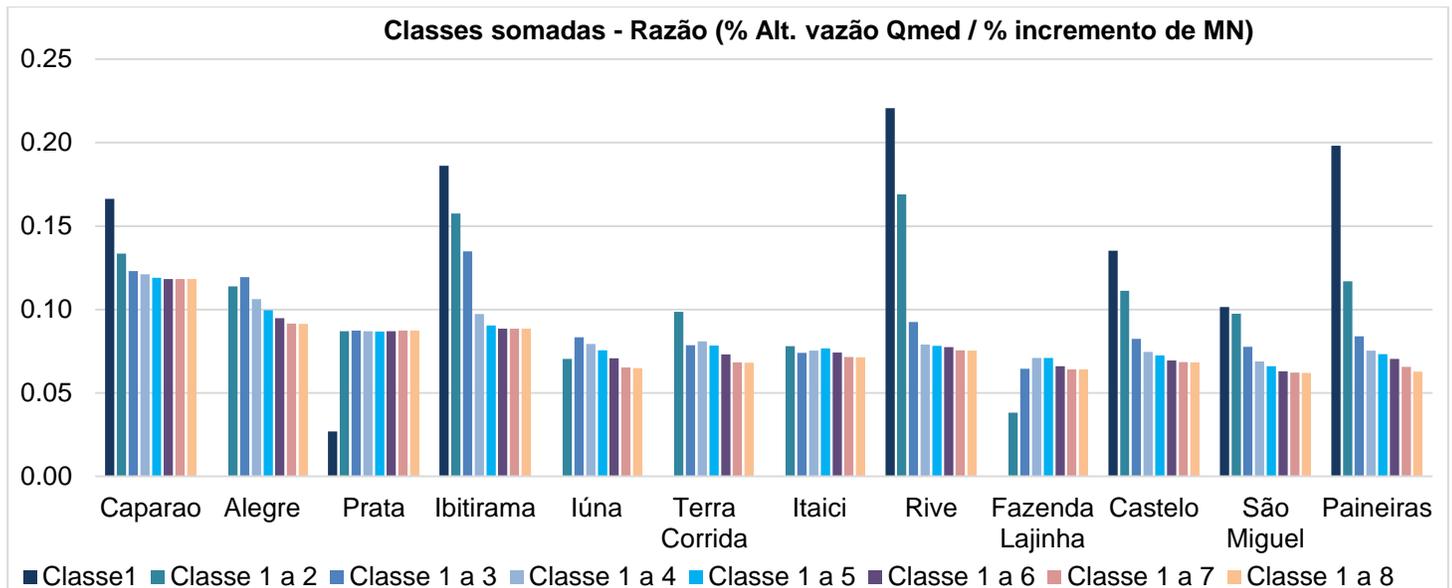
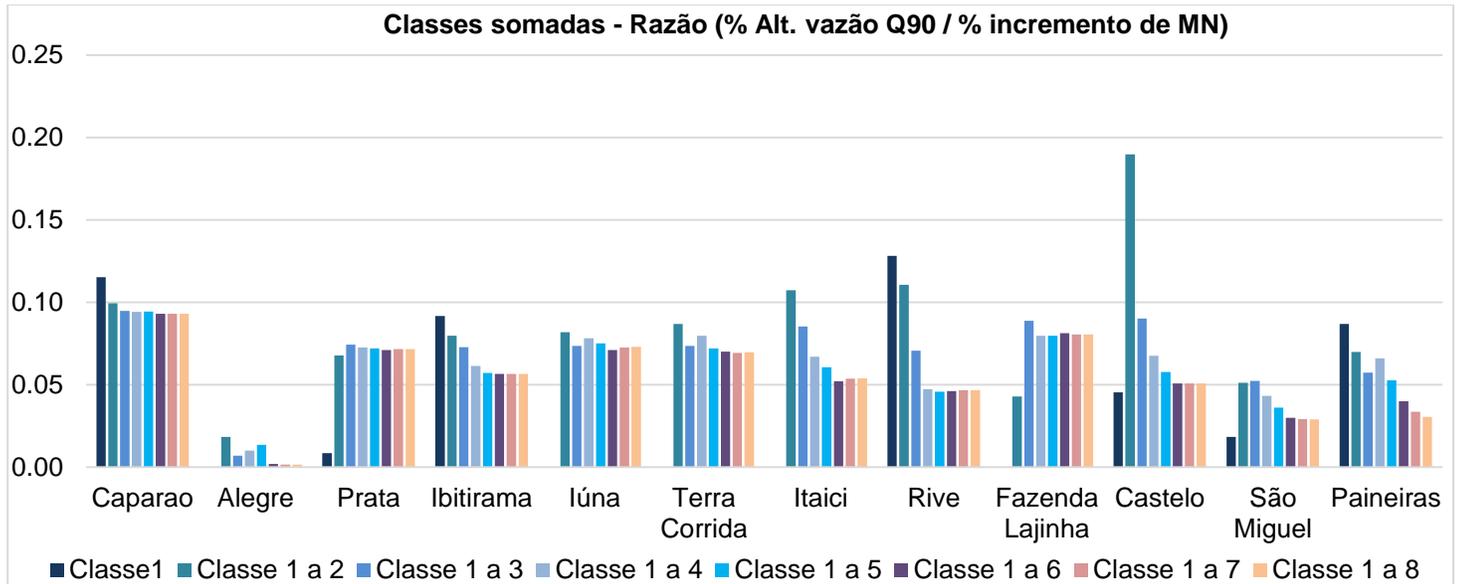


Figura 23 – Análise gráfica da taxa de variação da Q90 em relação à variação no incremento de mata nativa para as classes somadas nas 12 localidades.



Pela análise das Figuras 22 e 23 é possível identificar os efeitos do incremento da mata nativa no impacto positivo das vazões. Observa-se que, novamente, a Classe 1 foi representativa para indicar os locais potenciais de alocação de vegetação nativa para alterar positivamente as vazões.

Em geral, os maiores efeitos estão apresentados até a classe 4 e 5, a partir delas o aumento indefinido da floresta tem pouco ou nenhuma alteração nas vazões. Contudo, o limite entre uma classe ou outra depende de cada sub-bacia. Cada sub-bacia possui características distintas de relevo, solo e vegetação, sendo incluídas mais ou menos áreas em cada nível de prioridade das classes.

Os resultados encontrados indicam que as áreas inseridas nas classes 1 a 5 são prioritárias e possuem potencial em contribuir no aumento das vazões. Ressalta-se que as áreas individualmente já mostravam a potencialidade das áreas indicadas pela classe 1 até a classe 5. Dessa forma, a presença da floresta nativa nas áreas indicadas até a classe 5 podem favorecer o balanço positivo entre infiltração e evapotranspiração, contribuindo no aumento da disponibilidade hídrica.

Nesse sentido, a metodologia de priorização de áreas foi eficaz em representar ao que se propõe, o impacto da floresta no balanço entre infiltração e evapotranspiração. A representação das características do sistema, pelo desenvolvimento de critérios, e a maneira de como determinar ou fornecer previsões sobre o comportamento do modelo,

pela AHP e WLC, foi alcançada; e de forma operacional flexível e adequada para análise espacial e mapeamento.

Assim, o manejo e uso do solo devem potencializar essas funções, criando condições favoráveis à infiltração e à recarga hídrica dos aquíferos, aumentando a disponibilidade hídrica de bacias hidrográficas, e reduzindo os processos erosivos. Além de que, a manutenção da cobertura florestal em algumas dessas áreas já é prevista no código florestal, por se tratar de Áreas de Preservação Permanente (APPs).

Sobre os números de alteração na vazão, apesar de pequenos são indicativos do funcionamento do modelo proposto. A quantificação da vazão pela modelagem hidrológica foi proposta para verificar as alternativas indicadas como prioritárias pelo modelo, e se a sua adequabilidade está correta. Os resultados mostraram que o modelo funciona, e é passível de adequações para melhorar as previsões e o seu desempenho.

Visto que algumas classes não estavam presentes em todos os locais, uma avaliação do ranqueamento poderia indicar um limite de classe para produzir um mapeamento com a quantidade de vazão proporcionada. Porém, definir um limite para uma classe “ótima” pode não representar a variabilidade encontrada nas sub-bacias.

Os resultados encontrados até o momento são considerados satisfatórios, visto que o modelo desenvolvido foi capaz de descrever as relações espaciais entre os fatores que envolvem a disponibilidade hídrica de uma bacia, e como a associação entre eles possibilita a quantificação do impacto da floresta nas vazões dos cursos d’água. Essa alteração pela cobertura florestal pode ter efeito positivo ou negativo, em relação à produção de água de uma bacia, que é resultado do balanço entre chuva, infiltração e evapotranspiração.

Os resultados encontrados permitem uma primeira avaliação do consumo de água pela floresta em termos do efeito no balanço hídrico de uma bacia hidrográfica. Pesquisas em grandes florestas sugerem que os dosséis estabelecidos e os ecossistemas florestais podem ter uma influência positiva no balanço hídrico (BENNETT; BARTON, 2018). Contudo, há uma discordância sobre o quanto as florestas influenciam no ciclo hidrológico, apontando evidências contraditórias e uma falta de resultados experimentais, para justificar a proteção das florestas nas áreas de captação para aumentar a água (ANDRÉASSIAN, 2004; BENNETT; BARTON, 2018; BOSCH; HEWLETT, 1982; ELLISON et al., 2017). Esse entendimento é um primeiro passo para o planejamento espacial de modo a verificar qual a proporção e locais adequados para as áreas de floresta e de cultivos em uma bacia

hidrográfica específica, a fim de equilibrar as funções ambientais e socioeconômicas de uma paisagem.

Nesse sentido, Bennett e Barton (2018) apresentaram uma ampla discussão das ideias científicas que são debatidas para informar se as florestas são usuárias ou produtoras de água. Pelo lado da oferta de água, as florestas são consideradas produtoras líquidas de água; enquanto no lado da demanda, é enfatizado que as florestas são usuárias da água dentro de uma bacia e podem diminuir a sua disponibilidade hídrica. Esse debate tem implicações significativas e cautelosas para o desenvolvimento de políticas de manejo de floresta e água, principalmente em regiões que enfrentam a escassez hídrica.

Diante disto, a verificação dos resultados deve ser executada de forma cuidadosa para cada área em estudo, pois pode ter consequências negativas para outros ecossistemas, como nas regiões mais quentes, que apresentam alta evapotranspiração. No Brasil, essa demanda já foi identificada, encontrando um declínio na recarga hídrica com o aumento da densidade de vegetação no Cerrado (OLIVEIRA et al., 2016). Ilstedt et al. (2016) também abordaram o efeito da densidade de vegetação, e encontraram que uma cobertura florestal intermediária pode maximizar a recarga de água subterrânea nas regiões dos trópicos sazonalmente secos.

Nesse sentido, o reflorestamento nas áreas prioritárias indicadas pode ser potencializado como um Sistema de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF), que buscam efeitos sinérgicos entre os componentes do agroecossistema para a sustentabilidade da unidade de produção (empresa rural), contemplando a sua adequação ambiental, a diversificação de atividades na propriedade rural e a valorização do homem, além da viabilidade econômica do sistema de produção; sem a necessidade de desmatar novas áreas de vegetação nativa (BALBINO; BARCELLOS; STONE, 2011). Nesse aspecto, a proposta deste estudo possibilita priorizar as formas de uso do solo, objetivando-se a melhorar a capacidade de infiltração do solo; e de acordo com este uso, os benefícios podem ser maiores ou menores, não limitando a utilização da área para um uso específico.

Do exposto, o presente estudo vem nessa linha de investigação para verificar em que locais a posição da floresta na paisagem modifica o balanço entre infiltração e evapotranspiração, de forma que a produção de água seja alcançada. Os resultados do estudo mostraram que em determinados locais o impacto da floresta na vazão foi positivo, ou seja, a presença da floresta contribui mais para a infiltração e superou as perdas de água pela ET, resultando em aumentos das vazões. Enquanto em outros locais, a retirada

de água pela ET da floresta foi maior do que o ganho na infiltração, diminuindo os incrementos nas vazões.

A possibilidade de determinar a localização e a proporção mínima da floresta para garantir a estabilidade e o aumento do fluxo de água foi um primeiro passo a respeito da produção de água pela cobertura florestal na BHPAIN. O presente estudo é um indicativo dos locais onde a presença da floresta contribui no aumento da vazão, especialmente na substituição de pastagens, que em sua maioria estão em condições degradadas e em abandono na BHPAIN. Dos resultados encontrados, recomenda-se o incremento da cobertura florestal em até 25%, aproximadamente 130 mil hectares, em locais indicados até a classe 5.

Contudo, a localização dessas áreas prioritárias para a recomposição florestal, visando aumentar disponibilidade hídrica, ainda é um problema desafiador, e incentiva-se a realização de novas pesquisas, sobretudo em regiões distintas, para verificar a aplicabilidade do método. Nesse sentido, é desejável o envolvimento conjunto da comunidade acadêmica e centros de pesquisas, não apenas porque valida e qualifica as metodologias de priorização e monitoramento, mas porque tem condições de trazer o acompanhamento de longo prazo, fundamentais para este tipo de análise, pois a variação da quantidade e qualidade da água não irá variar no curto prazo.

## 5. CONCLUSÕES

A estratégia utilizada para avaliar e decidir sobre a alocação de áreas prioritárias, com base na MCE-SIG, buscou uma abordagem com estrutura flexível e acessível para localizar áreas específicas conforme os objetivos. A metodologia de priorização de áreas foi eficaz em representar ao que se propõe, o impacto da floresta no balanço entre infiltração e evapotranspiração.

Apesar da abordagem MCE-SIG ser fortemente influenciada pelos tomadores de decisão, a metodologia proposta para obtenção dos dados de entrada, necessários ao desenvolvimento do modelo, mostrou-se adequada para a análise do efeito da localização da cobertura florestal na produção de água.

Destaca-se a importância da avaliação prévia dos fatores que influenciaram no processo decisório, com apoio da multidisciplinaridade, considerando a espacialização e particularidades dos critérios sobre os efeitos da cobertura florestal nas vazões.

Os resultados deste estudo são iniciais e recomendam-se ajustes, a fim de melhorar as previsões do modelo desenvolvido. Os resultados apresentados indicam que pode ocorrer diferentes combinações no mapa prioritário, de acordo com a variação do peso do critério, o que enfatiza a definição da importância, bem como o método para obtenção dos pesos. Portanto, estudos relacionados à redução da subjetividade no julgamento são necessários.

Pode-se concluir que a estrutura predefinida para o objetivo do estudo é um cenário que prioriza áreas em que se permite direcionar ações para obter uma paisagem de recomposição, iniciando nas áreas com maior oferta de água, mais elevadas e em solos profundos. Por este lado, os resultados sugerem que para a BHPAIN a ampliação da cobertura florestal seja feita em até 25% nas áreas indicadas como prioritárias para manter e aumentar os serviços ecossistêmicos de regulação do fluxo de água.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRÃO, S. F.; SECCO, D.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M.; EBLING, A. A. Impacto do florestamento com *Pinus taeda* na porosidade e permeabilidade de um Cambissolo húmico. **Revista Árvore**, Viçosa, v.39, n.6, p.1073-1082, 2015.
- ÅGREN, A. M.; LIDBERG W.; STRÖMGREN, M.; OGILVIE, J.; ARP, P. A. Evaluating digital terrain indices for soil wetness mapping – a Swedish case study. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 8, 3623–3634, 2014.
- AGUIAR, M. I. **Qualidade física do solo em sistemas agroflorestais**. Dissertação. 91 p. Universidade Federal de Viçosa – Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas. Viçosa-MG, 2008.
- AKINLALU, A. A.; ADEGBUYIRO, A.; ADIAT, K.A.N.; AKEREDOLU, B. E.; LATEEF, W. Y. Application of multi-criteria decision analysis in prediction of groundwater resources potential: A case of Oke-Ana, Ilesa Area Southwestern, **Journal of Astronomy and Geophysics**, Nigeria, v. 6, p. 184–200, 2017.
- ALLEN, R. G. et al. **Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements**. Rome: FAO, 1998.
- ALMEIDA, A. C. DE et al. Growth and water balance of *Eucalyptus grandis* hybrid plantations in Brazil during a rotation for pulp production. **Forest Ecology and Management**, v. 251, n. 1-2, p. 10–21, 2007.
- ALMEIDA, A. C. de; SOARES, J. V. Comparação entre uso de água em plantações de *Eucalyptus grandis* e floresta ombrófila densa (Mata Atlântica) na costa leste do Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 2, p. 159-170, 2003.
- ALMEIDA, J. R. DE; SILVA, C. E.; RODRIGUES, M. G. Avaliação dos impactos ambientais do desflorestamento sobre o regime hídrico da região metropolitana de Petrópolis (RJ). **Engineering Sciences**, v. 1, n. 1, p. 6, 2013.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ALVES, F. S. M.; FISCH, G.; VENDRAME, I. F. Modificações do microclima e regime hidrológico devido ao desmatamento na Amazônia: estudo de um caso em Rondônia (RO), Brasil. *Acta Amazônica*, v. 29, n. 3, p. 395-409, 1999.
- AMORIM, R. A. **Identificação de áreas indubitavelmente da união na gleba palmeirante como instrumento para gestão de políticas ambientais**. 2016. 65 f. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Palmas, TO, 2016. .
- ANDERSON, H.W.; HOOVER, M.D.; REINHART, K.G. Forest and water: effects of forest management on floods, sedimentation and water supply. **USDA Forest Services PSW General Technical Report**, n.18, p.1-115, 1976.
- ANDRADE, R. G.; VICTORIA, D. C.; NOGUEIRA, S. F.; MASSAGLI, G. O.; AGNESE, M. L. Estimativa do albedo e do saldo de radiação à superfície utilizando imagem MODIS – Aqua na Bacia do Rio Ji-Paraná, RO. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 11, 2010. 20 p.

ANDRÉASSIAN, V. Waters and forests: From historical controversy to scientific debate. **Journal of Hydrology**, v. 291, n. 1-2, p. 1–27, 2004.

ARAUJO, R. DA C. DE; OLIVEIRA, R. C. Estudo da Ocorrência de Mudanças Temporais na Precipitação e Descarga da Sub-bacia do Rio Itacaiúnas, Sudeste da Amazônia. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 6, n. 2, p. 148–156, 2013.

ÁVILLA, L. F.; MELLO, C. R.; SILVA, A. M. Padrão espaço-temporal da umidade volumétrica do solo em uma bacia hidrográfica com predominância de Latossolos. **Revista Brasileira da Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 35, n. 5, 2011.

BACELLAR, L. de A. P. O papel das florestas no regime hidrológico de bacias hidrográficas. **Geo.br**, Departamento de Geologia da Escola de Minas da Universidade Federal de Ouro Preto, p. 1-39, 2005.

BAILEY, R. T.; WIBLE, T. C.; ARABI, M.; RECORDS, R. M.; DITTY, J. Assessing Regional-Scale Spatio-Temporal Patterns of Groundwater-Surface Water Interactions using a Coupled SWAT-MODFLOW model. **Hydrological Processes**, p.1-42, 2016. No prelo.

BALBINOT, R.; OLIVEIRA, N. K. de; VANZETTO, S. C.; PEDROSO, K.; VALERIO, A. F. O papel da floresta no ciclo hidrológico em bacias hidrográficas. **Ambiência - Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 4, n. 1, 2008.

BALBINO, L. C; BARCELLOS, A. STONE, L. F (Editores técnicos). **Marco referencial: Integração Lavoura-Pecuária-Floresta**. Reference document: crop-livestock-forestry integration. Brasília, DF: Embrapa, 2011. 130 p.

BELLOTE, A. F. J.; DEDECEK, R. A. Atributos físicos e químicos do solo e suas relações com o crescimento e a produtividade do *Pinus taeda*. **Boletim de Pesquisa Florestal**, n. 53, p. 21-38, 2006.

BENNET; B. M.; BARTON, G. A. The enduring link between forest cover and rainfall: a historical perspective on science and policy discussions. **Forest Ecosystems**, v. 5, n. 5, p. 2-9, 2018.

BERTONI. J; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone, 5ª Ed. 2005. 355 p.

BESKOW, S.; NORTON, L. D.; MELLO, C. R. Hydrological Prediction in a Tropical Watershed Dominated by Oxisols Using a Distributed Hydrological Model. **Water Resources Management**, v. 27, n. 2, p. 341–363, 2013.

BEVEN, K. J.; KIRKBY, M. J. A physically based variable contributing area model of basin hydrology. **Hydrologic Science Bulletin**, v. 24, n. 1, p. 43-69. 1979.

BEVEN, K. J.; WOOD, E. F.; SIVAPALAN, M. On hydrological heterogeneity – catchment morphology and catchment response. **Journal of Hydrology**, v.100, p.353-375, 1988.

BIRKEL, C.; SOULSBY, C.; TETZLAFF, D. Modelling the impacts of land-cover change on streamflow dynamics of a tropical rainforest headwater catchment. **Hydrological Sciences Journal**, p. 1–19, 2012.

BLEBY, T. M.; COLQUHOUN, I. J.; ADAMS, M. A. Hydraulic traits and water use of Eucalyptus on restored versus natural sites in a seasonally dry forest in southwestern Australia. **Forest Ecology and Management**, v. 274, p. 58–66, 2012.

- BOAS, C. de L. V. **Modelo multicritérios de apoio à decisão aplicado ao uso múltiplo de reservatórios**: estudo da barragem do Ribeirão João Leite. 2006. f. Dissertação (Mestrado em Gestão Econômica do Meio Ambiente) - Departamento de Economia, Universidade de Brasília, 2006.
- BÖHNER, J., SELIGE, T. Spatial prediction of soil attributes using terrain analysis and climate regionalisation. In: Boehner, J., McCloy, K.R., Strobl, J. [Eds.]: **SAGA - Analysis and Modelling Applications**, **Goettinger Geographische Abhandlungen**, Goettingen, v. 15, p. 13-28, 2006.
- BÖHNER, J.; KÖTHE, R.; CONRAD, O.; GROSS, J.; RINGELER, A.; SELIGE, T. Soil Regionalization by Means of Terrain Analysis and Process Parameterisation. In: MICHELI, E.; NACHTERGALE, F.; MONTANARELLA, L. (Ed.). **Soil Classification 2002**. **European Soil Bureau – Research Report**, n. 7, Luxembourg, p. 213-222, 2002.
- BOND, B. J.; MEINZER, F. C.; BROOKS, J. R. How trees influence the hydrological cycle in forest ecosystems. In: WOOD, P. J.; HANNAH, D. M.; SADLER, J. P. (Eds.). **Hydroecology and Ecohydrology – Past, Present and Future**. John Wiley & Sons Ltd, 2008. p. 7–36.
- BOSCH, J. M.; HEWLETT, J. D. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 55, p. 3-23, 1982.
- BOSCHI, R. S.; SILVA, L. F. S. da; LOPES-ASSAD, M. L. R. C.; COOPER, M. How the change of land use affects soil attribute? **Ciências, Tecnologia e Ambiente**, v. 3, n. 1, p. 29-35, 2016.
- BRANDÃO, V.S.; CECÍLIO, R.A.; PRUSKI, F.F.; SILVA, D.D. **Infiltração de água no solo**. 3. ed. Viçosa: Editora UFV, 2006. v. 1. 120 p.
- BRESSIANI, J. X.; SCHMIDT, M. A. R. Proposta de uso das áreas variáveis de afluência como área de preservação permanente. **Remoa**, Santa Maria, v. 15, n.1, p.198-208, 2016.
- BROWN, A. E. et al. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 310, p. 28-61, 2005.
- BRUIJNZEEL, L. A. Hydrological functions of tropical forests: Not seeing the soil for the trees? **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 104, n. 1, p. 185–228, 2004.
- BRUIJNZEEL, L. A. Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state-of-knowledge review. Paris: UNESCO International Hydrological Programme. Management. 1990. 224 p.
- BUENO, P. H. O. **Desenvolvimento de procedimento para identificação de áreas prioritárias para o manejo das águas pluviais**: aplicação para o caso da bacia do alto descoberto – DF/GO. 2016. 130 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, 2016.
- BUNCE, R. G. K; WOOD, C. M.; SMART, S. M.; OAKLEY, R.; BROWNING, G.; DANIELS, M. J.; ASHMOLE, P.; CRESSWELL, J.; HOLL, K. The landscape ecological impact of afforestation on the british uplands and some initiatives to restore native woodland cover. **Journal of Landscape Ecology**, v. 7, n. 2, p. 5-20, 2014.
- CALDER, I. R. Forests and water-Ensuring forest benefits outweigh water costs. **Forest Ecology and Management**, v. 251, n. 1-2, p. 110–120, 2007.

- CARLSSON, C.; FULLÉR, R. Fuzzy multiple criteria decision making: Recent developments. **Fuzzy Sets and Systems**, v. 78, p. 139-153, 1996.
- CARVALHO, V. E. de C.; REZENDE, K. S.; PAES, B. S. T.; BETIM, L. S.; MARQUES, E. A. G. Estimativa da Recarga em uma Sub-bacia Hidrográfica Rural Através do Método da Variação do Nível D'Água (VNA). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.19, n.1, p. 271-280, 2014.
- CASTRO, F. DA S.; PEZZOPANE, J. R. M.; CECÍLIO, R. A.; PEZZOPANE, J. E. M. Uso de imagens de radar na espacialização da temperatura do ar. **Idesia (Arica)**, v. 28, n. 3, p. 69–79, 2010.
- CECÍLIO, R. A. **Comunicação pessoal**. 2018. Universidade Federal do Espírito Santo, Departamento de Ciências Florestais e da Madeira, Jerônimo Monteiro, ES.
- CHANDLER, D. G. Reversibility of forest conversion impacts on water budgets in tropical karst terrain. **Forest Ecology and Management**, v. 224, n. 1-2, p. 95–103, 2006.
- COLLISCHONN, W. **Simulação hidrológica de grandes bacias**. 2001. 194 f. Tese (Doutorado em Engenharia) – Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.
- CONTE, O.; FLORES, J. P. C.; CASSOL, L. C.; ANGHINONI, I.; CARVALHO, P. C. de F.; LEVIEN, R.; WESP, C. de L. Evolução de atributos físicos de solo em sistema de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, v.46, n.10, p.1301-1309, 2011.
- COOPER, M.; MEDEIROS, J.C.; ROSA, J.D.; SORIA, J.E.; TOMA, R.S. Soil functioning in a toposequence under rainforest in São Paulo, Brazil. **Rev. Bras. Cienc. Solo**, v. 37, p. 392–399, 2013. .
- COOPER, M.; MENDES, L. M. S.; SILVA, W. L. C.; SPAROVEK, G. A National Soil Profile Database for Brazil Available to International Scientists. **Soil Science Society of America Journal**, v. 69, p. 649-652, 2005.
- CORREIA, F. W. S.; MANZI, A. O.; CANDIDO, L. A.; SANTOS, R. M. N.; PAULIQUEVIS, T. Balanço de umidade na Amazônia e sua sensibilidade às mudanças na cobertura vegetal. **Ciência e Cultura**, v. 59, n. 3, 2007.
- COSTA, M. H.; BOTTA, A.; CARDILLE, J. A. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. **Journal of Hydrology**, v. 283, n. 1-4, p. 206–217, 2003.
- DANELICHEN, V. H. de M.; VELASQUE, M. C. S.; MUSIS, C. R.; MACHADO, N. G.; NOGUEIRA, J. de S.; BIUDES, M. S. Estimativas de índice de área foliar de uma pastagem por sensoriamento remoto no Pantanal Mato-grossense. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v. 36, n. 3, p. 373-384, 2014.
- DE VRIES, J. J. SIMMERS, I. Groundwater recharge: an overview of processes and challenges. **Hydrogeology Journal**, v. 10, p. 5-17, 2002.
- DEAN, J. F.; WEBB, J. A.; JACOBSEN, G. E.; CHISARI, R.; DRESEL, P. E. A groundwater recharge perspective on locating tree plantations within low-rainfall catchments to limit water resource losses. **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, v. 19, p. 1107–1123, 2015.

DIAMOND, J. T. et al. Efficient land allocation. **Journal of Urban Planning and Development**, n. 115, p. 81-96, 1989.

DÍAZ, F. M.; BIGELOW, S.; ARMESTO, J. J. Alteration of the hydrologic cycle due to forest clearing and its consequences for rainforest succession. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 244, n. 1/3, p. 32-40, 2007.

DIAZ-BALTEIRO, L.; ROMERO, G. Making forestry decisions with multiple criteria: A review and an assessment. **Forest Ecology and Management**, v. 255, p. 3222-3241, 2008.

DOHLER, R. E. **Comportamento do modelo Hargreaves e Samani em diferentes condições meteorológicas**. 2016. 66 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2016.

DROVER, C.; ACKSON, R.; BITEW, M.; DU, E. Effects of DEM scale on the spatial distribution of the TOPMODEL topographic wetness index and its correlations to watershed characteristics. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 12, p. 11817-11846, 2015.

DUNNE, T. Field studies of hillslope flow processes. In: KIRKBY, M.J. (Ed.), **Hillslope Hydrology**. Wiley: New York, 1978. p. 227–293.

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

EASTMAN J R, JIN, W,; KYEM, P. A. K.; TOLEDANO J. Raster procedures for multi-criteria/multi-objective decisions. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 61, p. 539–47, 1995.

EASTMAN, J. R. et al. **Participatory multi-objective decision-making in GIS**. 1993. The ClarkLabs for Cartographic Technology and Geographic Analysis, Clark University Worcester, MA 01610, USA. Disponível em: <<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/summary?doi=10.1.1.515.5247>>. Acesso em: 24 set. 2015.

EDIRIWEERA, S.; DANAHER, T.; PATHIRANA, S. The influence of topographic variation on forest structure in two woody plant communities: A Remote Sensing approach. **Forest Systems**, v. 25, n. 1, p. 1-11, 2016.

EMBRAPA. **Mapa de solos do brasil**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2014.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2.ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2006. 306p.

EUGÊNIO, F. C. et al. Influência do Desmatamento na Disponibilidade Hídrica da Bacia Hidrográfica de Rive, Alegre, ES, Brasil. **Silva Lusitana**, v. 21, n. 2, p. 205–218, 2013.

FACCO, A. G.; RIBEIRO, A.; PRUSKI, F. F.; MONTEIRO, W. C.; LEITE, F. P.; ANDRADE, R. G.; MENEZES, S. J. M. da C. Técnicas de geoinformação para estimativa do balanço hídrico em eucalipto. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v.47, n.9, p.1243-1250, 2012.

FAGUNDES, J. L.; SILVA, S. C. da; PEDREIRA, C. G. S.; CARNEVALLI, R. A.; CARVALHO, C. A. B de; SBRISSIA, A. F.; PINTO, L. F. de M. Índice de área foliar, coeficiente de extinção luminosa e acúmulo de forragem em pastagens de *Cynodon* spp. BETINA sob lotação contínua. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v. 36, n. 1, p. 187-195, 2001.

- FALKENMARK, M. et al. Water a reflection of land use: options for counteracting land and water mismanagement. **Natural Science Research Council**, p. 227-293, 1999.
- FARLEY, K. A.; JOBBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. **Global Change Biology**, London, v. 11, p. 1565-1576, 2005.
- FASSIO, A. et al. A decision support tool for simulating the effects of alternative policies affecting water resources: an application at the European scale. **Journal of Hydrology**, n. 304, p. 462–476, 2005.
- FERRAZ, S. F. B.; LIMA, W. DE P.; RODRIGUES, C. B. Managing forest plantation landscapes for water conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 301, p. 58–66, 2013.
- FERREIRA, M. M. **Caracterização física do solo**. In: Lier, Q. J. van (ed.). Física do solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2010a. p.1-27.
- FERREIRA, R. R. M.; FILHO, J. T.; FERREIRA, V. M. Efeitos de sistemas de manejo de pastagens nas propriedades físicas do solo. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 31, n. 4, p. 913-932, 2010b.
- FILHO, A. de O. M.; DALLAROSA, R. G.; PACHECO, V. B. Radiação solar e distribuição vertical de área foliar em floresta – Reserva Biológica do Cuieiras – ZF2, Manaus. **Acta Amazonica**, v. 35, n. 4, p. 427-436, 2005.
- FILHO, E. I. F.; FRANCELINO, M. R. **Solo como sistema trifásio**. Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Solos. 2001.
- FISCH, G.; MARENGO, J. A.; NOBRE, C. A. Uma revisão geral sobre o clima da Amazônia. **Acta Amazônica**, v. 28, n. 2, p.101-126, 1998.
- FISCHER, R.; HOBGEN, S.; MANDAYA, I.; KAHO, N. R.; ZULKMAIN. **Satellite Image Analysis and Terrain Modelling. SAGAGIS 4+**. Version 2, Charles Darwin University, 2017.
- FOHRER, N.; HAVERKAMP, S.; ECKHARDT, K.; FREDE, H. G. Hydrologic Response to land use changes on the catchment scale. **Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere**, Amsterdam, v. 26, p. 577-82, 2001.
- FREER, J.; MCDONNELL, J.; BEVEN, K. J.; BRAMMER, D.; BURNS, D.; HOOPER, R. P.; KENDAL, C. Topographic controls on subsurface storm flow at The hillslope scale for two hydrologically distinct small catchments. **Hydrological processes**, v. 11, n 1347-1352, 1997.
- FUENTES-LLANILLO, R. GUIMARÃES, M. de F.; FILHO, J. T. Morfologia e propriedades físicas de solo segundo sistemas de manejo em culturas anuais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.5, p.524–530, 2013.
- GALLANT, J. C.; WILSON, J. P. Tapes-g: a grid-based terrain analysis program for the environmental sciences. **Computers & Geosciences**, v. 22, n. 7, p. 713-722. 1996.
- GENG, G.; WARDLAW, R. Application of Multi-Criterion Decision Making Analysis to Integrated Water Resources Management. **Water Resour Manage**, v. 27, p. 3191-3207, 2013.
- GIAMBELLUCA, T. W.; SCHOLZ, F. G.; BUCCI, S. J.; MEINZER, F. C.; GOLDSTEIN, G.; HOFFMANNWA, W.; FRANCO A. C.; BUCHERT, M. P. Evapotranspiration and energy balance

of Brazilian savannas with contrasting tree density. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 149, p. 1365-1376, 2009.

GIRARDELLO, V. C.; AMADO, T. J. C.; NICOLOSO, R. da S.; HORBE, T. de A. N.; FERREIRA, A. de O.; TABALDI, F. M.; LANZANOVA, M. E. Alterações nos atributos físicos de um Latossolo vermelho sob plantio direto induzidas por diferentes tipos de escarificadores e o rendimento da soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v., 35, p. 2115-2126, 2011

GOMES, H. B.; SILVA, B. B. da; CAVALCANTI, E. P.; ROCHA; H. R. da. Balanço de radiação em diferentesfg biomas no estado de São Paulo mediante imagens LANDSAT 5. São Paulo, UNESP, **Geociências**, v. 28, n. 2, p. 153-164, 2009.

GOUVÊA, T. H.; WENDLAND, E. C. Influência de Características do Solo na Variação do Nível d'água em Região de Recarga do Aquífero Guarani. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 16, n.1, 55-65, 2011.

GRABS, T.; SEIBERT, J.; BISHOP, K.; LAUDON, H. Modeling spatial patterns of saturated areas: A comparison of the topographic wetness index and a dynamic distributed model. **Journal of Hydrology**, v. 373, p. 15–23, 2009.

GUZHA, A.C.; RUFINO, M. C.; OKOTHB, S.; JACOBSA, S.; NÓBREGA, R. L. B. Impacts of land use and land cover change on surface runoff, discharge and low flows: Evidence from East Africa. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 15, p. 49–67, 2018.

HACHEM, A. M.; ALI, E.; ABDELHADI, EL Q.; ABDELLAH, EL. H.; SAID, K. Using Remote Sensing and GIS-Multicriteria decision Analysis for Groundwater Potential Mapping in the Middle Atlas Plateaus, Morocco. *Research Journal of Recent Sciences*, v. 4, n. 7, p. 33-41, 2015.

HAJKOWICZ, S.; HIGGINS, A. A comparison of multiple criteria analysis techniques for water resource management. **European Journal of Operational Research**, v. 184, p. 255-265, 2008.

HAMZA, A. M.; ANDERSON, W. K. Soil compaction in cropping systems: a review of the nature, causes and possible solutions. **Soil and Tillage Research**, v. 82, n. 2, p. 121–145, 2005.

HARGREAVES, G. H.; SAMANI, Z. A. Reference crop evapotranspirations from ambient air temperature. **Applied Engineering in Agriculture**, v. 1, n. 2, p. 96–99, 1985.

HOLLANDA, M. P.; CECÍLIO, R. A.; CAMPANHARO, W. C.; ZANETTI2, S. S.; ANDRADE, L. N. de; GARCIA, G. de O. Avaliação do TOPMODEL na estimativa do escoamento superficial em microbacia hidrográfica em diferentes usos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.19, n.5, p.489–496, 2015.

HUMANN, M.; SCHULER, G.; MULLER, C.; SCHNEIDER, R.; JOHST, M.; CASPARI, T. Identification of runoff processes – the impact of different forest types and soil properties on runoff formation and floods. *Journal of Hydrology, Amsterdam*, v. 409, p. 637-649, 2011.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico 2010**: Características da População e dos Domicílios: Resultados do Universo. 2010.

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

ILSTEDT, U.; TOBELLA, A. B.; BAZIÉ, H. R.; BAYALA, J.; VERBEETEN, E.; NYBERG, G.; SANOU, J.; BENEGAS, L.; MURDIYARSO, D.; LAUDON, H.; SHEIL, D.; MALMER, A. Intermediate tree cover can maximize groundwater recharge in the seasonally dry tropics. **Scientific Reports**, v. 6, 21930, p. 1-11, 2016.

JASECHKO, S., SHARP, Z. D., GIBSON, J. J., BIRKS, S. J., YI, Y., FAWCETT, P. J., Terrestrial water fluxes dominated by transpiration. **Nature**, v. 496, p. 347–50, 2013.

JOBÁGY, E. G.; BALDI, G.; NOSETTO, M. D. Tree Plantation in South America and The Water Cycle: Impacts and Emergent Opportunities. In: **Forests in Development: A Vital Balance**. [s.l: s.n.]. p. 53–63. 2012.

JORDÃO, W. H. C.; ZANCHI, F. B.; FERREIRA, D. M. M.; PAGANI, C. H. P.; LUIZAO, F. J.; NEVES, J. R. D.; DUARTE, M. L. Variabilidade do índice de área foliar em campos naturais e floresta de transição na região Sul do Amazonas. **Rev. Ambient. Água**, v. 10, n. 2, p. 363-375, 2015.

JUNQUEIRA JÚNIOR, J. A. **Monitoramento e modelagem da interceptação da precipitação e da umidade do solo em fragmento de Mata Atlântica**. 2016. 188 p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2016.

KHOLGHI, M. Multi-Criterion Decision-Making Tools for Wastewater Planning Management. **Journal of Agricultural Science and Technology**, v. 3, p. 281-286, 2001.

KIERSCH, B. Land use impacts on water resources: a literature review. In: **LAND-WATER LINKAGES IN RURAL WATERSHEDS**. 1999. Food and Agriculture Organization of the United Nations – FAO. Disponível em: <[http://www.fao.org/docrep/004/y3618e/y3618e\\_07.htm](http://www.fao.org/docrep/004/y3618e/y3618e_07.htm)>. Acesso em: 24 set. 2015.

KIRKBY, M. Hillslope runoff processes and models. **Journal of Hydrology**, v.100, p. 315-339, 1988.

KLAR, A. E. **A água no sistema solo-planta-atmosfera**. São Paulo:Nobel, 1984. 407p.

KOSCHKE, L.; FÜRST, C.; FRANK, S.; MAKESCHIN, F. A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. **Ecological Indicators**, v. 21, p. 54–66, 2012.

KROIS, J.; SCHULTE, A. GIS-based multi-criteria evaluation to identify potential sites for soil and water conservation techniques in the Ronquillo watershed, northern Peru. **Applied Geography**, v. 51, p. 131-142, 2014.

KUNZ, M.; GONÇALVES, A. D. M. de AR.; REICHERT, J. M.; GUIMARAES, R. M. L.; REINERT, D. J.; RODRIGUES, M. F. Compactação do solo na integração soja-pecuária de leite em Latossolo argiloso com semeadura direta e escarificação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 1699-1708, 2013.

LACOMBE, G.; RIBOLZI, O.; 2, ROUW, A.; PIERRET, A.; LATSACHAK, K.; SILVERA, N.; DINH, R. P.; ORANGE, D.; JANEAU, J-L.; 7, SOULILEUTH, B.; ROBAIN, H.; TACCOEN, A.; SENGPHAATHITH, P.; MOUCHE, E.; SENGTAHEUANGHOUNG, O.; DUC, T. T.; VALENTIN, C. Contradictory hydrological impacts of afforestation in the humid tropics evidenced by long-term field monitoring and simulation modelling. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 20, p. 2691–2704, 2016.

LANI, J.L.; REZENDE, S.B.de; RESENDE, M. Estratificação de ambientes com base nas classes de solos e outros atributos na bacia do rio Itapemirim, Espírito Santo. **Ceres**, Viçosa, v.48, n.276, p.239-261, 2001.

LANZANOVA, M. E.; NICOLOSO, R. S.; LOVATO, T.; ELTZ, F. L. F.; AMADO, T. J. C.; REINERT, D. J. Atributos físicos do solo em sistema de integração lavoura-pecuária sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, p.1131-1140, 2007.

LARNEY, F. L.; ANGERS, D. A. The role of organic amendments in soil reclamation: a review. **Can. J. Soil Sci**, v. 92, p.19-38, 2012.

LEITÃO, M. de M. V. B. R.; Santos, J. M. dos; Oliveira, G. M. Estimativas do albedo em três ecossistemas da floresta amazônica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.6, n.2, p. 256-261, 2002.

LEITE, P. A.; SOUZA, E. S. de; SANTOS, S. dos; OLIVEIRA, R. de; CANTALIZE, J. R.; WILCOX, B. P. The influence of forest regrowth on soil hydraulic properties and erosion in a semiarid region of Brazil. **Ecohydrology**, 2017.

LIMA, J. R. D.; ANTONINO, A. C. D.; LIRA, C. A. B. de O.; SOUZA, E. S. de; SILVA, I. de F. Energy balance and evapotranspiration in cowpea under rainfed conditions. **Revista Ciencia Agrônômica**, v.42, n.1, p.65-74, 2011.

LIMA, J. S. de S.; SATTTLER, M. A.; PASSOS, R. R.; OLIVEIRA II, P. C.; SOUZA, G. de. Variabilidade espacial de atributos físicos de um argissolo vermelho-amarelo sob pastagem e vegetação secundária em regeneração natural. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v.29, n.2, p.185-195, 2009.

LIMA, J. S. de S.; SATTTLER, M. A.; PASSOS, R. R.; OLIVEIRA II, P. C.; SOUZA, G. de. Variabilidade espacial de atributos físicos de um argissolo vermelho-amarelo sob pastagem e vegetação secundária em regeneração natural. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v.29, n.2, p.185-195, 2009.

LIMA, W. DE P. **Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas**. Piracicaba: ESALq/USP, 2008.

LIMA, W. de P; LAPROVITERA, R.; FERRAZ, S. F. B.; RODRIGUES, C. B.; SILVA, M.M. Forest plantations and water consumption: a strategy for hydrosolidarity. **International Journal of Forestry Research**, New York, p.1-9, 2012.

LIMA, W. P. A floresta natural protege e estabiliza recursos hídricos. **Visão Agrícola**, v. 4, p. 30-33, 2005.

LIMA, W. P. **Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas**. 2 ed. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Departamento de Ciências Florestais. Piracicaba, SP. 253 p, 2008.

LIMA, W. P. Soil moisture regime in tropical pine plantations and in cerrado vegetation in the State of São Paulo, Brazil. **IPEF**, v. 23, p. 5-10, 1983.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. **O papel do ecossistema ripário**. In: LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. (Org.). As florestas plantadas e água: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento. São Carlos: RiMa, 2006. p. 77-87.

LOARIE, S. R.; LOBELL, D. B.; ASNER, G. P.; MU, Q.; FIELD, C. B. 2011, Direct impacts on local climate of sugar-cane expansion in Brazil, **Nat. Clim. Change**, v. 1, 105–109, 2011.

LOCATELLI, B.; VIGNOLA, R. Managing watershed services of tropical forests and plantations: Can meta-analyses help? **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 9, p. 1864–1870, 2009.

LOCATELLI, B.; VIGNOLA, R. Managing watershed services of tropical forests and plantations: Can meta-analyses help? **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 9, p. 1864–1870, 2009.

LORZ, C.; VOLK, M.; SCHMIDT, G. Considering spatial distribution and functionality of forests in a modeling framework for river basin management. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 248, p. 17-25, 2007.

LOZANO-BAEZ, S. E.; COOPER, M.; FERRAZ, S. F. B.; RODRIGUES, R. R.; PIRASTRU, M.; DI PRIMA, S. Previous Land Use Affects the Recovery of Soil Hydraulic Properties after Forest Restoration. **Water**, v. 10, n. 453, 2018.

LYON, S. W.; WALTER, M. T.; GÉRARD-MARCHANT, P.; STEENHUIS, T. S. Using a topographic index to distribute variable source area runoff predicted with the SCS curve-number equation. **Hydrol. Process**, v. 18, p. 2757–2771, 2004.

MACHADO, W. B. **Balço de energia em áreas de floresta e de um campo agrícola no leste da Amazônia**. Dissertação. 65 f. Universidade Federal do Oeste do Pará - Programa de pós-graduação em recursos naturais da Amazônia, Santarém – Pará, 2012.

MAGALHÃES, I. A. **Caracterização da dinâmica espectro temporal florestal e Da cana-de-açúcar no município de Itapemirim, ES**. Dissertação. 85 f. Universidade Federal do Espírito Santo – Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Jerônimo Monteiro, ES, 2013.

MAGANHOTTO, R. F.; LOHMANN, M.; SOUZA, L. C. de P.; SANTOS, L. J. C. Os Índices de Representação do Relevo como Suporte para o Zoneamento Ambiental de Unidades de Conservação – Estudo de Caso da Floresta Nacional de Irati. **Geografia, Ensino & Pesquisa**, v. 20, n.3, p. 168-181, 2016.

MALCZEWSKI, J. GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 20, n. 7, p. 703-726, 2006.

MALCZEWSKI, J. On the Use of Weighted Linear Combination Method in GIS: Common and Best Practice Approaches. **Transactions in GIS**, v. 4, n. 1, p. 5-22, 2000.

MALCZEWSKI, J.; CHAPMAN, T.; FLEGEL, C.; WLATERS, D.; SHRUBSOLE, D.; HEALY, M.A. GIS-multicriteria evaluation with ordered weighted Averaging (OWA): case study of developing management strategies. **Environment and Planning**, v. 35, n. 10, p.1769-1784, 2003.

MALCZEWSKI, J.; RINNER, C. **Multicriteria decision analysis in geographic information science**. Springer, 2015. 331 p.

MATZENAUER, H. B. **Uma metodologia multicritério construtiva de avaliação de alternativas para o planejamento de recursos hídricos de bacias hidrográficas**. 2003. 669 p. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2003.

MAZURANA, M.; FINK, J. R.; SILVEIRA, V. H.; LEVIEN, R.; ZULPO, L.; BREZOLIN, D. Propriedades físicas do solo e crescimento de raízes de milho em um argissolo vermelho sob

tráfego controlado de máquinas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v., 37, p. 1185-1195, 2013.

MEDEIROS, P. V.; MARCUZZO F. F. N.; YOULTON C.; WENDLAND, E. Error autocorrelation and linear regression for temperature-based evapotranspiration estimates improvement. **J Am Water Res Assoc**, v. 48, p. 297-305, 2012.

MEHRABIA, H.; ZEINIVANDB, H.; HADIDI, M. Site Selection for Groundwater Artificial Recharge in Silakhor Rangelands Using GIS Technique. **Journal of Rangeland Science**, v. 2, n, 4, 2012.

MELLO, C. R. de. et al. Predição da porosidade drenável e da disponibilidade total de água para Cambissolos da região Campo das Vertentes. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v.37, n.9, p.1319-1324, 2002.

MELLO, C. R. et al. Development and application of a simple hydrologic model simulation for a Brazilian headwater basin. **Catena**, v. 75, n. 3, p. 235–247, 2008.

MELLO, K. de; COSTA, D. R. da; VALENTE, R. A.; VETTORAZZI, C. A. Multicriteria Evaluation for Protected Area Definition Aiming at Water Quality Improvement. **Floresta e Ambiente**, V. 25, n. 3., p. 1-10., 2018.

MELO D. C. D.; WENDLAND, E.; GUANABARA, R. C. Estimate of Groundwater Recharge Based on Water Balance in the Unsaturated Soil Zone. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 39, p. 1335-1343, 2015.

MENDES, H. de A. **Metodologia para calibração do modelo hidrológico DHSVM**. 2016. 138 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2016.

MENDES, N. G. de S.; CECÍLIO, R. A.; ZANETTI, S. S. Forest coverage and streamflow of watersheds in the tropical atlantic rainforest. **Revista Árvore** (on-line), v. 42, p. e420204, 2018.

MENDONÇA, L. A. R.; VÁSQUEZ, M. A. N.; FEITOSA, J. V.; OLIVEIRA, J. F.; FRANCA, R. M.; VÁSQUEZ, E. M. F.; FRISCHKORN, H. Avaliação da capacidade de infiltração de solos submetidos a diferentes tipos de manejo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 1, p. 89-98, 2009.

MENEZES, M. D. et al. Dinâmica hidrológica de duas nascentes, associada ao uso do solo, características pedológicas e atributos físicos-hídricos na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Lavrinha-Serra da Mantiqueira (MG). **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v.37, n.82, p.175-184, 2009.

MENEZES, S. J. M. da C.; SEDIYAMA, G. C.; SOARES, V. P.; GLERIANI, J. M.; 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-MG, v.35, n.3, Edição Especial, p.649-657, 2011.

MENG, Y.; MALCZEWSKI, J. A GIS-based multicriteria decision making approach for evaluating accessibility to public parks in Calgary, Alberta. *Human Geographies – Journal of Studies and Research in Human Geography*, v. 9, n. 1, p. 29-41, 2015.

MINELLA, J. P.; MERTEN, G. H. Índices topográficos aplicados à modelagem agrícola e ambiental. à modelagem agrícola e ambiental. **Ciência Rural**, v.42, n.9, p.1575-1582, 2012.

- MINGOTI, R. **Efeitos da espacialização da cobertura florestal e da profundidade dos solos na produção de água de uma bacia hidrográfica**. 2012. 170 p. Tese - (Doutorado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, 2012.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA - Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: Lições aprendidas e desafios. (Orgs.) BECKER, F.G.; SEEHUSEN, S. E. Brasília: MMA, 2011. 272 p.
- MISHRA, A.; KAR, S.; SINGH, P. Prioritizing Structural Management by Quantifying the Effect of Land Use and Land Cover on Watershed Runoff and Sediment Yield. **Water Resour Manage**, v. 21, p. 1899–1913, 2007.
- MOHAMMAD, A. G.; ADAM, M. The impact of vegetative cover type on runoff and soil erosion under different land uses. **Catena**, v. 81, p. 97-108, 2010.
- MOORE, I. D.; GRAYSON, R. B.; WILSON, J. P. Runoff modelling in complex threedimensional terrain. **IAHS Publication**, v.193, p.591-599 1990.
- MOREIRA, L. L. **Análise de sensibilidade de parâmetros e de Desempenho do modelo soil and water assessment Tools (SWAT) na estimativa de vazões médias em bacias hidrográficas**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2017.
- MOSTER, C. **Avaliação hidrológica da zona ripária através da análise da água subterrânea ao longo das vertentes de uma microbacia experimental**. 82 p. 2007. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007
- MUNIZ, R. A.; SOUSA, E. F.; MENDONÇA, J. C.; ESTEVES, B. dos S.; LOUSADA, L. L. Balanço de energia e evapotranspiração do capim Mombaça sob sistema de pastejo rotacionado. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.29, n.1, 47 - 54, 2014.
- NAGHIBI, S. A.; MOGHADDAM, D. D.; KALANTAR, B.; PRADHAN, B.; KISI, O. A comparative assessment of GIS-based data mining models and a novel ensemble model in groundwater well potential mapping. **Journal of Hydrology**, v. 548, p. 471–483, 2017.
- NAGLER, P. L.; GLENN, E. P.; NGUYEN, U.; SCOTT, R. L. DOODY, T. Estimating Riparian and Agricultural Actual Evapotranspiration by Reference Evapotranspiration and MODIS Enhanced Vegetation Index. **Remote Sens**, v. 5, P. 3849-3871, 2013.
- NICOLETE, D. A. P. **Áreas hidrologicamente homogêneas como subsídio ao Manejo de bacias hidrográficas**. 2015. 76 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP, Botucatu, 2015.
- NOSSAK, F. A.; ZIMBACK, C. R. L.; SILVA, R. F. B. da; SARTORI, A. A. da C. Aplicação de análise multicriterial para determinação de áreas prioritárias à recomposição florestal. **Irriga**, Botucatu, v. 19, n. 4, p. 612-625, 2014.
- OGDEN, F. L. et al. Effect of land cover and use on dry season river runoff, runoff efficiency, and peak storm runoff in the seasonal tropics of Central Panama. **Water Resources Research**, v. 49, n. 12, p. 8443–8462, 2013.

OLIVEIRA, P. T. S.; LEITE, M. B.; MATTOS, T.; NEARING, M. A.; SCOTT, R. L.; XAVIER, R. de O.; MATOS, D. M. da S.; WENDLAND, E. Groundwater recharge decrease with increased vegetation density in the Brazilian cerrado. **Ecohydrol**, p.1-8, 2016.

OLIVEIRA, P. T. S.; WENDLAND, NEARING, M. A.; SCOTT, R. L.; ROSOLEM, R.; ROCHA, H. R. da. The water balance components of undisturbed tropical woodlands in the Brazilian cerrado. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 19, p. 2899-2910, 2015.

OLUWATOBI, A. GBENGA, O.; AYODEJI, O.; OLUWOLE, A. Integrating Geographic Information System (Gis) and Remote Sensing (Rs) for Groundwater Resources Prospecting. **American Journal of Environmental Science and Engineering**, v. 1, n. 2, p. 40-47, 2017.

ORSI, F.; GENELETTI, D.; NEWTON, A. C. Towards a common set of criteria and indicators to identify forest restoration priorities: An expert panel-based approach. **Ecological Indicators**, v. 11, p. 337–347, 2011.

LOUDIN, L. et al. Has land cover a significant impact on mean annual streamflow? An international assessment using 1508 catchments. **Journal of Hydrology**, v. 357, n. 3-4, p. 303–316, 2008.

PACHECO, A. A.; KER, J. C.; SCHAEFER, C. E. G. R.; FONTES, M. P. F.; ANDRADE, F. V. de; MARTINS, E. de S.; OLIVEIRA, F. S. de. Mineralogy, Micromorphology, and Genesis of Soils with Varying Drainage Along a Hillslope on Granitic Rocks of the Atlantic Forest Biome, Brazil. **Rev. Bras. Cienc. Solo**, 2017.

PASSOS, R. R. **Comunicação pessoal**. 2016. Universidade Federal do Espírito Santo, Departamento de Ciências Florestais e da Madeira, Jerônimo Monteiro, ES.

PAVÃO, V. M.; QUERINO, C. A. S.; BENEDITTI, C. AP.; PAVÃO, L. L.; QUERINO, J. K. A. S.; MACHADO, N. G.; BIUDES, M. S. Temperatura e albedo da superfície por imagens tM landsat 5 em diferentes usos do solo no sudoeste da Amazônia brasileira (nota de pesquisa). **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 16, p. 169-183, 2015.

PEEL, M. C. Hydrology: catchment vegetation and runoff. **Progress in Physical Geography**, v. 33, n. 6, p. 837–844, 2009.

PEI, T.; QIN, C-Z.; ZHU, A-X.; YANG, L.; LUO, M.; LI, B.; ZHOU, C. Mapping soil organic matter using the topographic wetness index: a comparative study based on different flow-direction algorithms and kriging methods. **Ecological Indicators**, v. 10, 610–619, 2010.

PEREIRA, A. R.; ANGELOCCI, L. R.; SENTELHAS, P. C. **Agrometeorologia**: fundamentos e aplicações práticas. Guaíba: agropecuária, 2002. 478 p.

PEREIRA, A. R.; NOVA, N. A. V.; SEDIYAMA, G. C. **Evapo(transpi)ração**. Piracicaba: FAELQ, 1997.

PEZZOPANE, J. E. M. **Comunicação pessoal**. 2018. Universidade Federal do Espírito Santo, Departamento de Ciências Florestais e da Madeira, Jerônimo Monteiro, ES.

PIMENTEL, L. S. Hidrologia: Engenharia e Meio Ambiente. 352 p. Elsevier Brasil, 2017.a

PIMENTEL, S. M. **Modelagem hidrológica da bacia do rio Jucu sob diferentes cenários de cobertura florestal**. 2017. 79 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Programa de

Pós-Graduação em Ciências Florestais, Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2017.b

PINTO, D.; SHRESTHA, S.; BABEL, M. S.; NINSAWAT, S. Delineation of groundwater potential zones in the Comoro watershed, Timor Leste using GIS, remote sensing and analytic hierarchy process (AHP) technique. **Appl Water Sci**, 2015.

PONETTE-GONZÁLEZ, A. G. et al. Hydrologic connectivity in the high-elevation tropics: Heterogeneous responses to land change. **BioScience**, v. 64, n. 2, p. 92–104, 2014.

PRADO, R. B. **Geotecnologias aplicadas à análise espaço temporal do uso e cobertura da terra e qualidade da água do reservatório de Barra Bonita, SP, como suporte à gestão de recursos hídricos**. 2004. 197p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

PRATES, V.; SOUZA, L. de P.; OLIVEIRA JUNIOR, J. C. de. Índices para a representação da paisagem como apoio para levantamento pedológico em ambiente de geoprocessamento. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.4, p.408–414, 2012.

PREVEDELLO, J.; KAISER, D. R.; REINERT, D. J.; VOGELMANN, E. S.; FONTANELA, E.; REICHERT, J. M. Manejo do solo e crescimento inicial de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden em argissolo. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 1, p. 129-138, 2013.

PRUSKI, F. F.; BRANDÃO, V. dos S.; SILVA, D. D. **Escoamento Superficial**. 2 ed. Viçosa: UFV. 2010.

QIAN, W. C. Effects of deforestation on flood characteristics with particular reference to Hainan island, China. **International Association of Hydrological Sciences Publication**, v. 140, p. 249–258, 1983.

RAHMAN, M. A.; RUSTEBERG, B.; GOGU, R. C.; LOBO FERREIRA, J. P.; SAUTER, M. A new spatial multi-criteria decision support tool for site selection for implementation of managed aquifer recharge. **Journal of Environmental Management**, v. 99, p. 61-75, 2012.

RAHMAN, M. A.; RUSTEBERG, B.; UDDIN, M. S.; LUTZ, A.; SAADA, M. A.; SAUTER, M. An integrated study of spatial multicriteria analysis and mathematical modelling for managed aquifer recharge site suitability mapping and site ranking at Northern Gaza coastal aquifer. **Journal of Environmental Management**, v. 124, p. 25-39, 2013.

RAHMATI, O.; POURGHASEMI, H. R.; MELESSE, A. M. Application of GIS-based data driven random forest and maximum entropy models for groundwater potential mapping: A case study at Mehran Region, Iran. **Catena**, v. 137, p. 360–372, 2016.

RANZINI, M.; RIGHETTO, A.M.; LIMA, W.P.; GUANDIQUE, M.E.G.; ARCOVA, F.C.S.; CICCIO, V. Processos hidrológicos de uma microbacia com Mata Atlântica, na região da Serra do Mar, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n.66, p.108-119, 2004.

REICHERT, J. M.; ALBUQUERQUE, J. A.; GUBIANI, P. I.; KAISER, D. R.; MINELLA, J. P. G.; REINERT, D. J. Hidrologia do solo, disponibilidade de água às plantas e zoneamento agroclimático. **Tópicos em ciência do solo**, Viçosa, v. 7, p. 1-54, 2011.

REICHERT, J. M.; DA ROSA, V. T.; VOGELMANN, E. S.; DA ROSA D. P.; HORN, R.; REINERT, D. J.; SATTTLER, A.; DENARDIN, J. E. Conceptual framework for capacity and

intensity physical soil properties affected by short and long-term (14 years) continuous no-tillage and controlled traffic. **Soil & Tillage Research**, v. 158, p. 123–136, 2016.

REICHERT, J. M.; SUZUKI, L. E. A. S.; REINERT, D. J. Compactação do solo em sistemas agropecuários e florestais: identificação, efeitos, limites críticos e mitigação. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, v. 5, p. 49-134, 2007.

REINERT, D. J.; REICHERT, J. M. **Propriedades físicas do solo**. Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais. 2006.

RENNÓ, C. D.; BORMA, L. de S. Processos Hidrológicos: Hidrologia de Vertentes e Escoamento Superficial, **Curso INPE: CST-318 e SER-456**, 2017.

RESENDE, T. M.; MORAES, E. R. de; FRANCO, F. O.; ARRUDA, E. M.; ARAÚJO, J. R.; SANTOS, D. da S.; BORGES, E. N.; RIBEIRO, B. T. Avaliação física do solo em áreas sob diferentes usos com adição de dejetos animais no bioma cerrado. **Biosci. J.**, Uberlândia, v. 28, Supplement 1, p. 179-184, 2012.

RODRIGUES, D. B. B.; GUPTA, H. V.; MEDIONDO, E. M.; OLIVEIRA, P. T. S. Assessing uncertainties in surface water security: An empirical multimodel approach. **Water Resour. Res.**, v. 51, p. 9013–9028, 2015.

ROSA, S. F da; SZYMCZAK, D. A.; ABRÃO, S. F. Atributos físicos do solo sob cultivo florestal. In.: **Ciências Florestais e Biológicas**. (Org.). FARIA, A. B. de C.; BRUN, E. J.; FERRARI, F. Curitiba: Ed. UTFPR, 2015. 196 p.

ROSIN, C.; AMORIM, R. S. S.; MORAIS, T. S. T. de. Análise de tendências hidrológicas na bacia do rio das Mortes. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 20, n.4, p. 991-998, 2015.

SAATY, T. L. A Scaling Method for Priorities in Hierarchical Structures. **Journal of Mathematical Psychology**, v. 15, p. 234-281, 1977.

SAATY, T. L. The Analytic Hierarchy and Analytic Network Measurement Processes: Applications to Decisions under Risk. **European Journal of Pure and Applied Mathematics**, v. 1., n.1, p. 122-196, 2008.

SAATY, T. L. The Analytic Hierarchy Process-what it is and how it is used. **Mathlodelling**, v. 9, n. 3-5, p. 161-176, 1987.

SALEMI, L. F. et al. Land-use change in the Atlantic rainforest region: Consequences for the hydrology of small catchments. **Journal of Hydrology**, v. 499, p. 100–109, 2013.

SALEMI, L. F. et al. Land-use change in the Atlantic rainforest region: Consequences for the hydrology of small catchments. **Journal of Hydrology**, v. 499, p. 100–109, 2013.

SALEMI, L. F. et al. Riparian vegetation and water yield: A synthesis. **Journal of Hydrology**, v. 454-455, p. 195–202, 2012.

SALESKA, S. R., DIDAN, K., HUETE, A. R., DA ROCHA, H. R. Amazon forests green-up during 2005 drought. **Science**, v. 318, n. 612, 2007.

SALVADOR, M. M. S.; LIBARDI, P. L.; BRITO, A. dos S.; Estabilidade temporal e variabilidade espacial da distribuição da armazenagem de água no solo numa sucessão feijão/aveia-preta. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 56 p.1434-1447, 2012.

SANTANA, D. P. **Manejo integrado de bacias hidrográficas**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2003. 63 p.

SANTOS, C. A. C. dos; WANDERLEY, R. L. N.; ARAÚJO, A. L.; BEZERRA, B. G. Obtenção do saldo de radiação em áreas de pastagem e floresta na Amazônia (estação seca) através do sensor MODIS. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 29, n. 3, p. 420-432, 2014.

SANTOS, E. H. M. DOS; GRIEBELER, N. P.; OLIVEIRA, L. F. C. DE. Relação entre uso do solo e comportamento hidrológico na Bacia Hidrográfica do Ribeirão João Leite. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 14, n. 8, p. 826–834, 2010.

SANTOS, J. B. **Geotecnologias na delimitação de áreas prioritárias à recomposição florestal na sub-bacia do ribeirão Lavapés, Botucatu-SP**. 2013. 70f. Dissertação. (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, SP, 2013.

SARTORI, A. A. C.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A. M. Classificação hidrológica de solos brasileiros para a estimativa da chuva excedente com o método do serviço de conservação do solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 10, n. 4, p. 05–18, 2005.

SARTORI, A. A. C.; SILVA, R. F. B.; ZIMBACK, C. R. L. Combinação linear ponderada na definição de áreas prioritárias à conectividade entre fragmentos florestais em ambiente SIG. **Revista Árvore**, Viçosa, v.36, n.6, p.1079-1090, 2012.

SARTORI, A. A. C.; ZIMBACK, C. R. L. Recomposição florestal visando à conservação de recursos hídricos na bacia do Rio Pardo, SP. **Revista Energia na Agricultura**, Botucatu, v. 26, n.4, p.1-15, 2011.

SARTORI, A. **Desenvolvimento de critérios para classificação hidrológica de solos e determinação de valores de referência para o parâmetro CN**. 2010. 237 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Área de concentração de Recursos Hídricos, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo, 2010.

SATTLER, D.; LINDNER, A.; MORAWETZ, W. A função da sazonalidade no levantamento estrutural de uma floresta montana tropical no Rio de Janeiro, Brasil. **Ciência e Conservação**, p. 106-116. 2007.

SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. **Conceitos de Bacias Hidrográficas: teorias e aplicações**. Ilhéus, BA: Editus, 2005. 293 p.

SCHNEIDERMAN, E. M.; STEENHUIS, T. S.; THONGS, D. J.; EASTON, J. M.; ZION, M. S.; NEAL, A. L.; MENDOZA, G. F.; WALTER, M. T. Incorporating variable source area hydrology into a curve-number-based watershed model. **Hydrological processes**, v. 21, p. 3420–3430, 2007.

SCHUNEMANN, A. L. **Geotecnologias para mapeamento digital na Antártica Marítima**. Tese (Doutorado). 105 f. Universidade Federal de Viçosa. Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas. Viçosa, MG, 2016.

SCOTT, D. F. Managing riparian zone vegetation to sustain streamflow: results of paired catchment experiments in South Africa. **Can. J. Forestry Res.**, v. 29, p. 1149– 1157, 1999.

- SCOTT, D. F., BRUIJNZEEL, L. A., MACKENSEN, J., 2005. The hydrological and soil impacts of forestation in the tropics. In: *Forest-Water-People in the Humid Tropics*. (Eds.). BONNELL, M., BRUIJNZEEL, L. A. Cambridge University Press, Cambridge, p. 622–651. UNESCO, 2005.
- SCOTT, D. F.; LE MAITRE, D. C.; FAIRBANKS, D. H. K. Forestry and streamflow reductions in South Africa: a reference system for assessing extent and distribution. **Water South Africa**, Stellenbosch, v. 24, n.3, p. 87-199, 1998.
- SCOTT, D. F.; PRINSLOO, F. W. Longer-term effects of pine and eucalypt plantations on streamflow. **Water Resources Research**, v. 45, n. 7, 2009.
- SCOTT, R. L.; CABLE, W. L.; HUXMAN, T. E.; NAGLER, P. L.; HERNANDEZ, M.; GOODRICH, D. C. Multiyear riparian evapotranspiration and groundwater use for a semiarid watershed. **Journal of Arid Environments**, v. 72, p.1232–1246, 2008.
- SHABAN, A.; KHAWLIE, M.; ABDALLAH, C. Use of remote sensing and GIS to determine recharge potential zones: The case of Occidental Lebanon. **Hydrogeol. J.**, v. 14, p. 433 - 443, 2006.
- SIEFERT, C. A. C.; SANTOS, I. dos. Identificação de áreas hidrologicamente sensíveis por meio de modelagem hidrológica e da distribuição espacial de solos e vegetação em ambientes hidromórficos. **Soc. & Nat.**, Uberlândia, v.27, n. 1, p. 141-155, 2015.
- SILVA, B. B. da; LOPES, G. M.; AZEVEDO, P. V. de. Balanço de radiação em áreas irrigadas utilizando imagens Landsat 5 – TM. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 20, n. 2, p. 243-252, 2005.
- SILVA, B.; SILVA, S. H. G.; OLIVEIRA, G. C.de; PETERS, P. H.G. R.; SANTOS, W. J. R. dos; CURI, N. Soil moisture assessed by digital mapping Techniques and its field validation. **Ciênc. Agrotec.**, Lavras, v.38, n. 2, p.140-148, 2014.
- SILVA, F. R. da; ALBUQUERQUE, J. A.; COSTA, A. da; FONTOURA, S. M. V.; BAYER, C.; WARMLING, M. I. Physical Properties of a Hapludox after Three Decades under Different Soil Management Systems. **Revista Brasileira Ciência Solo**, v. 2016; v. 4, p. 1-14, 2016.
- SILVA, T. G. F.; MOURA, M. S. B.; ZOLNIER, S.; SOARES, M.; SOUZA, L. S. B.; BRANDÃO, E. O. Variação do balanço de radiação e de energia da cana-de-açúcar irrigada no semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.15, n.2, p.139-147, 2011.
- SMETHURST, P. J.; ALMEIDA, A. C. DE; LOOS, R. A. Stream flow unaffected by Eucalyptus plantation harvesting implicates water use by the native forest streamside reserve. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 3, p. 187–198, 2015.
- SOARES, J. C. et al. Relação solo/paisagem e sua variação temporal em uma estação experimental de silvicultura. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 2, p. 477-489, 2015.
- SOARES, J. V.; ALMEIDA, A. C. Modeling the water balance and soil water fluxes in a fast growing Eucalyptus plantation in Brazil. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 253, p. 130-147, 2001.
- SØRENSEN, R.; ZINKO, U.; SEIBERT, J. On the calculation of the topographic wetness index: evaluation of different methods based on field observations. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 10, p. 101–112, 2006.

STEFANOSKI, D. C.; SANTOS, G. G.; MARCHÃO, R. L.; PETTER, F. A.; PACHECO, L. P. Uso e manejo do solo e seus impactos sobre a qualidade física. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.12, p.1301–1309, 2013.

SUN, G.; RIEDEL, M.; JACKSON, R.; KOLKA, R.; AMATYA, D.; SHEPARD, J. Influences of management of Southern forests on water quantity and quality. In.: *Southern Forest Sciences: Past, Present, and Future*. Eds. RAUSCHER, H. M.; JOHNSEN, K. Gen. Tech. Rep. SRS-75. Ashville, N.C.: U.S. Forest Service, Southern Research Station. 394 p. 2004.

SUZUKI, L. E. A. S.; LIMA, C. L. R. de; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M.; PILLON, C. N. Estrutura e armazenamento de água em um Argissolo sob pastagem cultivada, floresta nativa e povoamento de eucalipto no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira Ciência Solo**, v. 38, p. 96-106, 2014.

TAMBOSI, L. R.; VIDAL, M. M.; FERRAZ, S. F. de B.; METZGER, J. P. Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. **Estudos Avançados**, v. 29, n. 84, p. 151-162, 2015.

TARIGAN, S.; WIEGAN, K.; SUNARTI; SLAMET, B. Minimum forest cover required for sustainable water flow regulation of a watershed: a case study in Jambi Province, Indonesia. **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, v. 22, 581–594, 2018.

TAVARES, U. E.; ROLIM, M. M.; OLIVEIRA, V. S. de; PEDROSA, E. M. R.; SIQUEIRA, G. M.; MAGALHÃES, A. G. Spatial Dependence of Physical Attributes and Mechanical Properties of Ultisol in a Sugarcane Field. **The Scientific World Journal**, p. 1-10, 2015.

TEIXEIRA, G. M. **Serviços ambientais hidrológicos das Áreas de Preservação Permanente em topo de morros**. 60 f. Dissertação (mestrado) – Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2015.

TEIXEIRA, G. M. **Serviços ambientais hidrológicos das Áreas de Preservação Permanente em topo de morros**. 60 f. Dissertação (mestrado) – Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2015.

TKACH, R. J.; SIMONOVIC, S. P. A New Approach to Multi-criteria Decision Making in Water Resources. **Journal of Geographic Information and Decision Analysis**, v.1, n.1, p. 25-44, 1997.

TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T. Impactos das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 2, n. 2, p. 135–152, 1997.

UDA, P. K. **Avaliação da evapotranspiração real da bacia do alto rio negro, região sul brasileira, por meio do modelo SEBAL**. Dissertação. 163 p. Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico - Programa de pós-graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2012.

VACIK, H.; LEXER, M. J. Application of a spatial decision support system in anaging the protection forests of Vienna for sustained yield of water resources. **Forest Ecology and Management**, v. 143, p. 65-76 , 2001.

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

VALENTE, R. A.; PETEAN, F. C. de S.; VETTORAZZI, C. A. Multicriteria decision analysis for prioritizing areas for forest restoration. **Cerne**, v. 23, n. 1; p. 53-60, 2017.

VALENTE, R. DE O. A.; VETTORAZZI, C. A. Comparação entre métodos de análise de sensibilidade, empregados na tomada de decisão com a avaliação multicriterial. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v.37, n.82, p.197-211, 2009.

VALVERDE, J. P. B.; BLANK, C.; ROIDT, M.; SCHNEIDER, L.; STEFAN, C. Application of a GIS Multi-Criteria Decision Analysis for the Identification of Intrinsic Suitable Sites in Costa Rica for the Application of Managed Aquifer Recharge (MAR) through Spreading Methods. **Water**, v. 8; n. 391, 0. 1- 19, 2016.

VAN DIJK, A. I. J. M. et al. Reforestation, water availability and stream salinity: A multi-scale analysis in the Murray-Darling Basin, Australia. **Forest Ecology and Management**, v. 251, n. 1-2, p. 94–109, 2007.

VAN DIJK, A. I. J. M.; KEENAN, R. J. Planted forests and water in perspective. **Forest Ecology and Management**, v. 251, n. 1-2, p. 1–9, 2007.

VAN DIJK, A. I. J. M.; KEENAN, R. J. Planted forests and water in perspective. **Forest Ecology and Management**, v. 251, n. 1-2, p. 1–9, 2007.

Van LIER, Q. de J.; GUBIANI, P. I. Beyond the “Least Limiting Water Range”: rethinking soil physics research in Brazil. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 39, p. 925-939, 2015.

VERTESSY, R. A.; WATSON, F. G. R.; O’SULLIVAN, S. K. Factors determining relations between stand age and catchment water balance in mountain ash forests. **Forest Ecology and Management**, v. 143, n. 1, p. 13-26, 2001.

VETTORAZZI, C. A.; VALENTE, R. A. Priority areas for forest restoration aiming at the conservation of water resources. **Ecological Engineering**, v. 94, p. 255-267, 2016.

VIEIRA, L.; PICULLI, F. J. Meteorologia e Climatologia Agrícola. Notas de aula – Engenharia Agrícola - Universidade Estadual de Maringá, Campus do Arenito – Cidade Gaúcha. Cidade Gaúcha, PR, 2009.

VOGELMAN, E. S.; RODRIGUES, M. F.; AWE, G. O.; REICHERT, J. M. The role of the soil in water protection in rural areas. **Towards sustainable water quality management**, p. 69-84, 2013.

WATTENBACH, M. et al. Hydrological impact assessment of afforestation and change in tree-species composition - A regional case study for the Federal State of Brandenburg (Germany). **Journal of Hydrology**, v. 346, n. 1-2, p. 1–17, 2007.

WILK, J.; ANDERSSON, L.; PLERMKAMON, V. Hydrological impacts of forest conversion to agriculture in a large river basin in Northeast Thailand. **Hydrological Processes**, v. 15, n. 14, p. 2729–2748, 2001.

WILLIAMS, C. A. et al. Climate and vegetation controls on the surface water balance: Synthesis of evapotranspiration measured across a global network of flux towers. **Water Resources Research**, v. 48, p. 1–13, 2012.

WILSON, J. P.; GALLANT, J. C. EROS: A grid-based program for estimating spatially-distributed erosion indices. **Computers & Geosciences**, v.22, p.707-712, 1996.

- WOLF, S. et al. Afforestation of Tropical Pasture Only Marginally Affects Ecosystem-Scale Evapotranspiration. **Ecosystems**, v. 14, n. 8, p. 1264–1275, 2011.
- XAVIER, A. C.; KING, C. W.; SCANLON, B. R. Daily gridded meteorological variables in Brazil (1980–2013). **International journal of climatology**, 2015.
- XAVIER, A. C.; SOARES, J. V.; ALMEIDA, A. C. Variação do índice de área foliar em clones de eucalipto ao longo de seu ciclo de crescimento. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 4, p. 421-427, 2002.
- YEH, H. F.; CHENG, Y. S.; LIN, H. I.; LEE, C. H. . Mapping groundwater recharge potential zone using a GIS approach in Hualian River, Taiwan. *Sustainable Environment Research*, v. 26, p. 33-43, 2016.
- YILMAZ, B.; HARMANCIUGLU, N. B. Multi-criteria decision making for water resource management: a case study of the Gediz River Basin, Turkey. **Water SA**, v. 36, n. 5, p. 563-576, 2010. Disponível em: <http://www.ajol.info/index.php/wsa/article/view/61990>. Acesso em: 22 set. 2015.
- ZANCHI, F. B.; WATERLOO, M. J.; AGUIAR, L. J.; RANDOW, C. von; KRUIJT, B.; CARDOSO, F. L.; MANZI, A. O. Estimativa do Índice de Área Foliar (IAF) e Biomassa em pastagem no estado de Rondônia, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 39, n. 2, p. 335- 348, 2009.
- ZANETTI, S. S. **Comunicação pessoal**. 2016. Universidade Federal do Espírito Santo, Departamento de Ciências Florestais e da Madeira, Jerônimo Monteiro, ES.
- ZARGHAMI, M. et al. Multi-criteria Decision Making for Integrated Urban Water Management. **Water Resour Manage**, v. 22, p. 1017-1029, 2008.
- ZHANG, L; DAWES, W. R.; WALKER, G. R. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. **Water Resources Research**, v. 37, n. 3, p. 701-708, 2001.
- ZHANG, Y. et al. Potential impact of afforestation on water yield in the subalpine region of southwestern China. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 44, n. 5, p. 1144–1153, 2008.
- ZHOU, X.; LIN, H. & ZHU, Q. Temporal stability of soil moisture spatial variability at two scales and its implication for optimal field monitoring. **Hydrology and Earth System Sciences Discussions**, v. 4, p. 1185-1214, 2007.
- ZUFFO, A. C. et al. Aplicação de Métodos Multicriteriais ao Planejamento de Recursos Hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 7, n.1, p. 81-102, 2002.

APÊNDICE A - Parâmetros para determinar as temperaturas máximas, mínimas e médias mensais no estado do Espírito Santo.

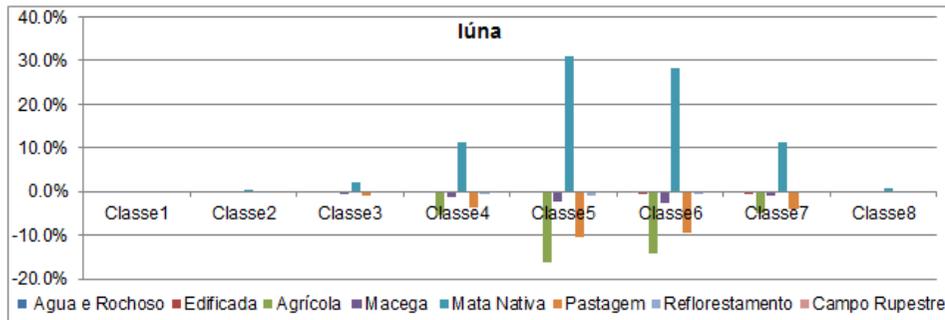
	Temperatura Máxima				Temperatura Mínima				Temperatura Média			
	Coefficiente ( $\beta_0$ )	Altitude ( $\beta_1$ )	Latitude ( $\beta_2$ )	Longitude ( $\beta_3$ )	Coefficiente ( $\beta_0$ )	Altitude ( $\beta_1$ )	Latitude ( $\beta_2$ )	Longitude ( $\beta_3$ )	Coefficiente ( $\beta_0$ )	Altitude ( $\beta_1$ )	Latitude ( $\beta_2$ )	Longitude ( $\beta_3$ )
<b>JAN</b>	-54.2396	-0.007	0.9572	-2.6078	22.4662	-0.0062	ns	ns	-11.792	-0.0067	ns	-0.9718
<b>FEV</b>	-53.407	-0.0069	0.8864	-2.5734	22.6153	-0.0068	ns	ns	-10.252	-0.007	ns	-0.9458
<b>MAR</b>	-34.2341	-0.0069	0.8719	-2.0787	22.3432	-0.0068	ns	ns	27.6025	-0.0064	ns	ns
<b>ABR</b>	-30.1983	-0.0071	0.9615	-1.9839	21.1701	-0.007	ns	ns	-3.4176	-0.007	0.4854	-0.9669
<b>MAI</b>	-16.406	-0.0069	1.0584	-1.6528	19.4726	-0.0078	ns	ns	24.6425	-0.0071	ns	ns
<b>JUN</b>	-25.4206	-0.007	0.8532	-1.7457	17.9063	-0.0085	ns	ns	23.2446	-0.0074	ns	ns
<b>JUL</b>	-34.652	-0.0071	0.9035	-1.9858	17.5106	-0.0084	ns	ns	22.7931	-0.0073	ns	ns
<b>AGO</b>	-57.1346	-0.0072	0.9858	-2.5933	17.8211	-0.0081	ns	ns	-14.876	-0.0078	ns	-0.941
<b>SET</b>	-61.6003	-0.007	1.1746	-2.8013	18.9269	-0.0069	ns	ns	-26.339	-0.0071	0.5999	-1.5304
<b>OUT</b>	-66.9527	-0.0069	1.2779	-3.0151	20.3482	-0.0064	ns	ns	-29.907	-0.0069	0.6815	-1.6918
<b>NOV</b>	-56.6633	-0.0068	1.0311	-2.6542	21.3521	-0.0062	ns	ns	-20.944	-0.0065	0.5549	-1.4274
<b>DEZ</b>	-43.8685	-0.0067	0.8624	-2.2796	22.1328	-0.006	ns	ns	-10.328	-0.0064	0.406	-1.1145

Fonte: Adaptado de Castro et al. (2010).

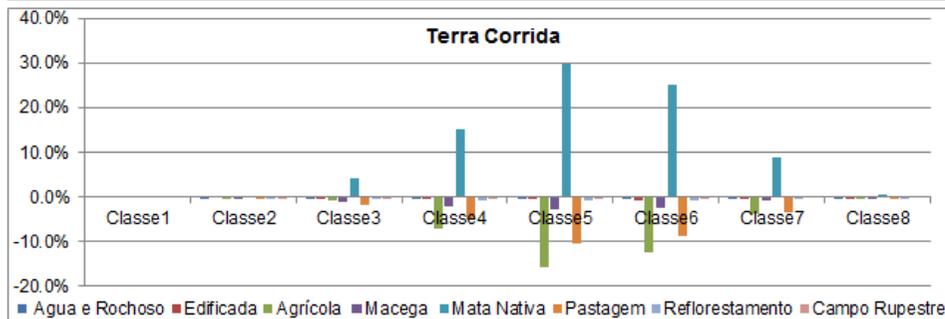


APÊNDICE B – Representação gráfica da porcentagem de alteração dos cenários e relação ao uso da terra atual para as 8 classes.

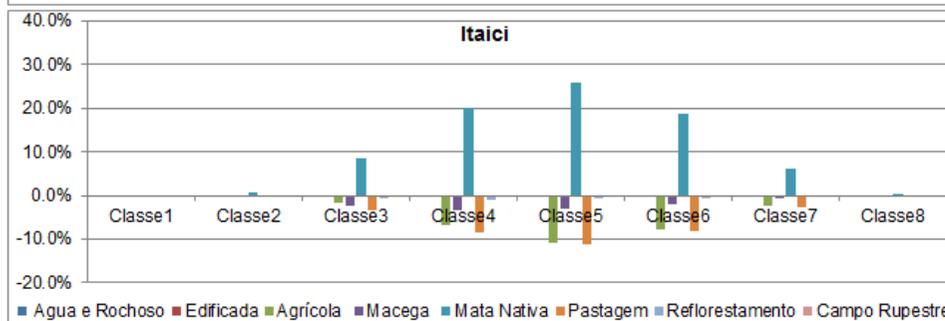
(continua)



Local	Uso da Terra	Classe1	Classe2	Classe3	Classe4	Classe5	Classe6	Classe7	Classe8
IUNA	Água e Rochoso	0.00%	-0.01%	-0.12%	-0.13%	-0.16%	-0.14%	-0.04%	0.00%
	Edificada	0.00%	0.00%	0.00%	-0.02%	-0.31%	-0.73%	-0.61%	-0.06%
	Agrícola	0.00%	-0.01%	-0.32%	-5.41%	-16.28%	-14.21%	-4.99%	-0.23%
	Macega	0.00%	-0.04%	-0.52%	-1.45%	-2.45%	-2.67%	-1.12%	-0.09%
	Mata Nativa	0.00%	0.09%	2.08%	11.35%	30.81%	28.08%	11.12%	0.68%
	Pastagem	0.00%	-0.03%	-0.97%	-3.68%	-10.58%	-9.50%	-4.11%	-0.26%
	Reflorestamento	0.00%	0.00%	-0.14%	-0.62%	-0.93%	-0.82%	-0.24%	-0.03%
	Campo Rupestre	0.00%	0.00%	0.00%	-0.03%	-0.12%	-0.01%	0.00%	0.00%



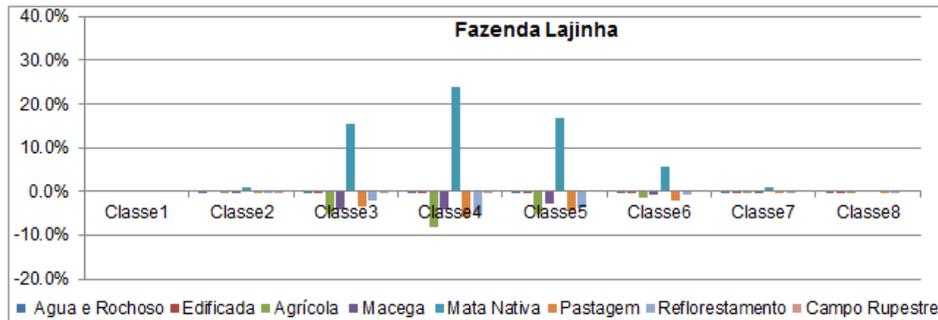
Local	Uso da Terra	Classe1	Classe2	Classe3	Classe4	Classe5	Classe6	Classe7	Classe8
TERRA CORRIDA	Água e Rochoso	0.00%	-0.03%	-0.17%	-0.15%	-0.13%	-0.13%	-0.03%	0.00%
	Edificada	0.00%	0.00%	-0.01%	-0.04%	-0.33%	-0.66%	-0.48%	-0.04%
	Agrícola	0.00%	-0.03%	-0.83%	-7.14%	-15.62%	-12.55%	-3.90%	-0.17%
	Macega	0.00%	-0.13%	-1.08%	-1.98%	-2.67%	-2.31%	-0.88%	-0.07%
	Mata Nativa	0.00%	0.33%	4.09%	15.19%	29.93%	25.13%	8.83%	0.50%
	Pastagem	0.00%	-0.10%	-1.80%	-5.21%	-10.27%	-8.82%	-3.34%	-0.20%
	Reflorestamento	0.00%	-0.01%	-0.19%	-0.63%	-0.81%	-0.65%	-0.19%	-0.02%
	Campo Rupestre	0.00%	-0.03%	-0.02%	-0.03%	-0.09%	-0.01%	0.00%	0.00%



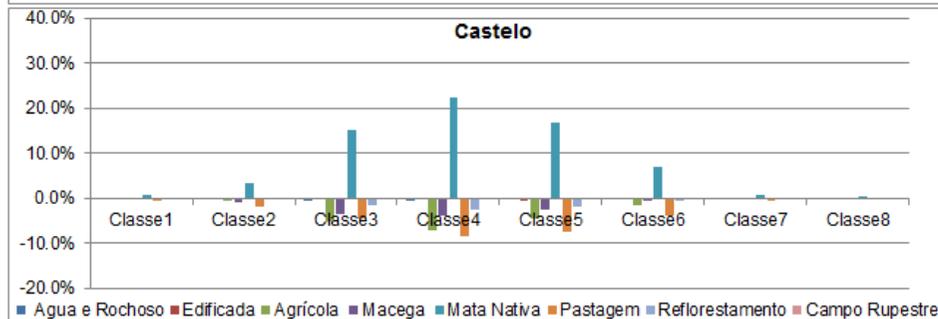
Local	Uso da Terra	Classe1	Classe2	Classe3	Classe4	Classe5	Classe6	Classe7	Classe8
ITAICI	Água e Rochoso	0.00%	-0.04%	-0.24%	-0.31%	-0.14%	-0.11%	-0.05%	0.00%
	Edificada	0.00%	0.00%	-0.02%	-0.10%	-0.31%	-0.47%	-0.30%	-0.03%
	Agrícola	0.00%	-0.03%	-1.74%	-6.82%	-10.73%	-7.84%	-2.31%	-0.09%
	Macega	0.00%	-0.31%	-2.30%	-3.56%	-2.92%	-1.88%	-0.62%	-0.05%
	Mata Nativa	0.00%	0.57%	8.52%	20.15%	25.97%	18.84%	6.10%	0.31%
	Pastagem	0.00%	-0.16%	-3.48%	-8.47%	-11.09%	-7.98%	-2.69%	-0.12%
	Reflorestamento	0.00%	-0.01%	-0.72%	-0.87%	-0.72%	-0.56%	-0.14%	-0.02%
	Campo Rupestre	0.00%	-0.02%	-0.03%	-0.02%	-0.05%	-0.01%	0.00%	0.00%

APÊNDICE B – Representação gráfica da porcentagem de alteração dos cenários e relação ao uso da terra atual para as 8 classes.

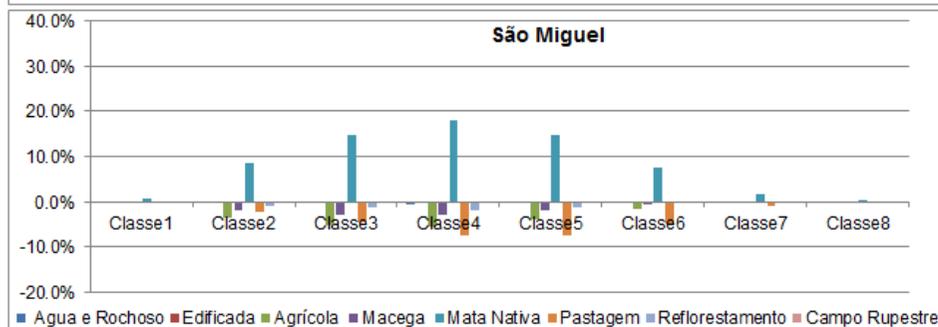
(continua)



Local	Uso da Terra	Classe1	Classe2	Classe3	Classe4	Classe5	Classe6	Classe7	Classe8
FAZENDA LAJINHA	Água e Rochoso	0.00%	-0.07%	-0.47%	-0.40%	-0.19%	-0.09%	-0.02%	0.00%
	Edificada	0.00%	0.00%	-0.12%	-0.42%	-0.49%	-0.33%	-0.09%	0.00%
	Agrícola	0.00%	-0.09%	-5.26%	-8.14%	-5.10%	-1.26%	-0.28%	-0.01%
	Macega	0.00%	-0.33%	-4.08%	-4.14%	-2.59%	-0.69%	-0.17%	0.00%
	Mata Nativa	0.00%	0.82%	15.37%	24.04%	16.89%	5.61%	1.02%	0.03%
	Pastagem	0.00%	-0.30%	-3.36%	-5.94%	-4.59%	-2.10%	-0.30%	-0.01%
	Reflorestamento	0.00%	-0.01%	-1.97%	-4.97%	-3.91%	-0.83%	-0.16%	-0.01%
	Campo Rupestre	0.00%	0.00%	-0.11%	-0.03%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%

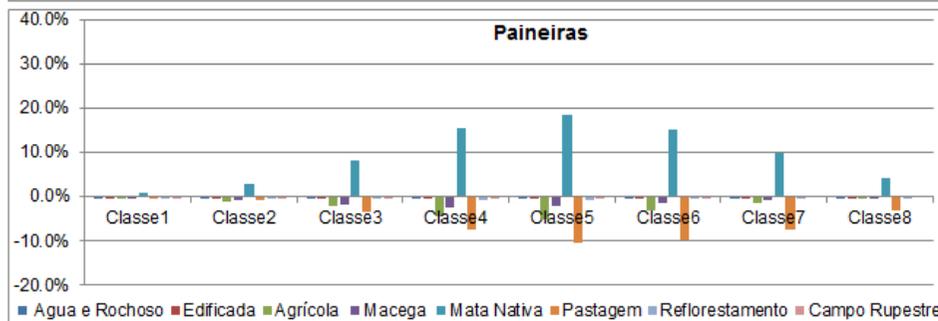
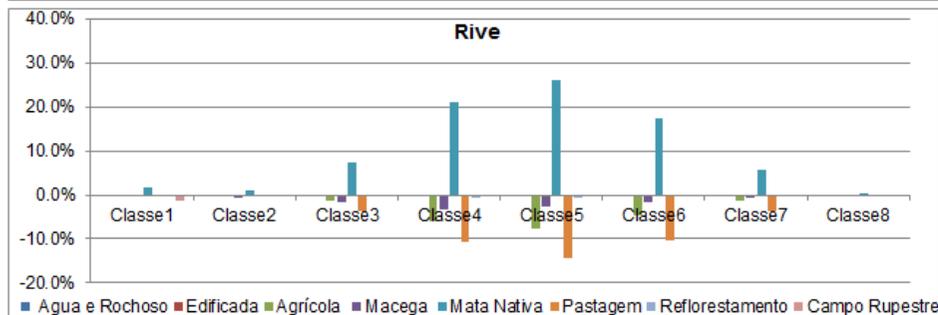
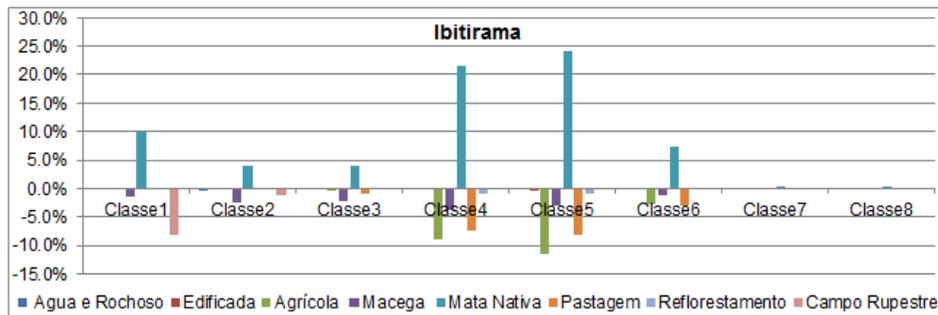


Local	Uso da Terra	Classe1	Classe2	Classe3	Classe4	Classe5	Classe6	Classe7	Classe8
CASTELO	Água e Rochoso	-0.05%	-0.16%	-0.46%	-0.57%	-0.30%	-0.12%	-0.02%	0.00%
	Edificada	0.00%	-0.01%	-0.12%	-0.33%	-0.41%	-0.28%	-0.06%	0.00%
	Agrícola	0.00%	-0.54%	-5.19%	-6.94%	-4.58%	-1.64%	-0.26%	-0.01%
	Macega	-0.18%	-0.73%	-3.32%	-3.69%	-2.33%	-0.64%	-0.13%	0.00%
	Mata Nativa	0.74%	3.45%	15.06%	22.46%	17.01%	7.03%	0.94%	0.02%
	Pastagem	-0.44%	-1.77%	-4.46%	-8.42%	-7.56%	-3.93%	-0.39%	-0.01%
	Reflorestamento	-0.01%	-0.20%	-1.36%	-2.49%	-1.84%	-0.42%	-0.08%	0.00%
	Campo Rupestre	-0.05%	-0.04%	-0.15%	-0.03%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%



Local	Uso da Terra	Classe1	Classe2	Classe3	Classe4	Classe5	Classe6	Classe7	Classe8
SÃO MIGUEL	Água e Rochoso	-0.04%	-0.21%	-0.36%	-0.42%	-0.22%	-0.11%	-0.03%	0.00%
	Edificada	0.00%	-0.06%	-0.19%	-0.28%	-0.31%	-0.25%	-0.07%	0.00%
	Agrícola	-0.05%	-3.54%	-4.99%	-5.44%	-3.77%	-1.54%	-0.28%	-0.01%
	Macega	-0.20%	-1.73%	-3.00%	-2.86%	-1.83%	-0.62%	-0.16%	0.00%
	Mata Nativa	0.73%	8.62%	14.59%	18.11%	14.67%	7.64%	1.60%	0.10%
	Pastagem	-0.38%	-2.28%	-4.62%	-7.36%	-7.30%	-4.82%	-1.01%	-0.08%
	Reflorestamento	-0.03%	-0.77%	-1.33%	-1.74%	-1.25%	-0.29%	-0.06%	0.00%
	Campo Rupestre	-0.04%	-0.03%	-0.10%	-0.02%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%

APÊNDICE B – Representação gráfica da porcentagem de alteração dos cenários e relação ao uso da terra atual para as 8 classes.



Local	Uso da Terra	Classe1	Classe2	Classe3	Classe4	Classe5	Classe6	Classe7	Classe8
IBITIRAMA	Água e Rochoso	-0.29%	-0.31%	-0.24%	-0.11%	-0.18%	-0.07%	0.00%	-0.01%
	Edificada	0.00%	0.00%	0.00%	-0.06%	-0.32%	-0.20%	-0.01%	0.00%
	Agrícola	0.00%	0.00%	-0.37%	-9.03%	-11.43%	-2.76%	-0.13%	-0.01%
	Macega	-1.51%	-2.52%	-2.11%	-3.88%	-2.95%	-1.08%	-0.04%	0.00%
	Mata Nativa	10.01%	4.04%	3.92%	21.54%	24.07%	7.44%	0.36%	0.04%
	Pastagem	0.00%	-0.01%	-0.90%	-7.49%	-8.28%	-3.06%	-0.16%	-0.02%
	Reflorestamento	0.00%	0.00%	-0.09%	-0.91%	-0.92%	-0.26%	-0.02%	0.00%
	Campo Rupestre	-8.21%	-1.20%	-0.21%	-0.06%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
RIVE	Água e Rochoso	-0.04%	-0.08%	-0.19%	-0.25%	-0.20%	-0.12%	-0.06%	-0.01%
	Edificada	0.00%	0.00%	-0.01%	-0.09%	-0.29%	-0.32%	-0.19%	-0.03%
	Agrícola	0.00%	-0.01%	-1.30%	-6.02%	-7.79%	-4.67%	-1.27%	-0.08%
	Macega	-0.23%	-0.57%	-1.81%	-3.21%	-2.70%	-1.60%	-0.52%	-0.06%
	Mata Nativa	1.51%	1.05%	7.37%	21.05%	25.99%	17.38%	5.72%	0.46%
	Pastagem	0.00%	-0.17%	-3.60%	-10.69%	-14.41%	-10.33%	-3.60%	-0.28%
	Reflorestamento	0.00%	0.00%	-0.41%	-0.78%	-0.59%	-0.34%	-0.08%	-0.01%
	Campo Rupestre	-1.24%	-0.21%	-0.06%	-0.02%	-0.02%	0.00%	0.00%	0.00%
PAINEIRAS	Água e Rochoso	-0.03%	-0.11%	-0.24%	-0.29%	-0.22%	-0.13%	-0.09%	-0.07%
	Edificada	0.00%	-0.02%	-0.06%	-0.13%	-0.24%	-0.28%	-0.23%	-0.11%
	Agrícola	-0.01%	-1.00%	-2.09%	-4.39%	-4.99%	-3.19%	-1.34%	-0.44%
	Macega	-0.15%	-0.76%	-1.83%	-2.45%	-2.17%	-1.50%	-0.81%	-0.44%
	Mata Nativa	0.86%	2.97%	8.13%	15.63%	18.62%	15.13%	9.88%	4.10%
	Pastagem	-0.11%	-0.76%	-3.30%	-7.52%	-10.38%	-9.77%	-7.29%	-2.99%
	Reflorestamento	-0.01%	-0.22%	-0.55%	-0.84%	-0.63%	-0.26%	-0.11%	-0.05%
	Campo Rupestre	-0.54%	-0.10%	-0.06%	-0.01%	-0.01%	0.00%	0.00%	0.00%