

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

BÁRBARA UCELIS LYRA

EFEITOS DAS ALTERAÇÕES NO USO DA TERRA SOBRE O REGIME
HIDROLÓGICO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE

VITÓRIA
2018

BÁRBARA UCELIS LYRA

**EFEITOS DAS ALTERAÇÕES NO USO DA TERRA SOBRE O REGIME HIDROLÓGICO
DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental, na área de concentração Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Daniel Rigo.

**VITÓRIA
2018**

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

L992e Lyra, Bárbara Ucelis, 1988-
Efeitos das alterações no uso da terra sobre o regime hidrológico
da bacia hidrográfica do rio Doce / Bárbara Ucelis Lyra. – 2018.
100 f. : il.

Orientador: Daniel Rigo.
Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) –
Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Solo – Uso – Mudança. 2. Hidrologia – Modelos
3. Simulação (Computadores). 4. Bacia do Rio Doce (MG e ES).
5. Modelagem hidrológica. I. Rigo, Daniel. II. Universidade
Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. III. Título.

CDU: 628



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

EFEITOS DAS ALTERAÇÕES NO USO DA TERRA SOBRE O REGIME HIDROLÓGICO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE

Bárbara Ucelis Lyra

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Daniel Rigo
Orientador - PPGEA/CT/UFES

Prof. Dr. Diogo Costa Buarque
Examinador Interno – PPGEA/UFES

Prof^a. Dr^a. Debora Missio Bayer
Examinadora Externa – DESA/UFESM

Diogo Costa Buarque
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

Vitória-ES, 03 de outubro de 2018.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus. “Porque dEle, por Ele e para Ele são todas as coisas”.

À minha mãe, Sonia, por ser minha base, incentivo e apoio em todos os momentos.

Ao meu orientador Daniel Rigo, pelo auxílio prestado, pela paciência e pela confiança no meu trabalho durante essa jornada.

À Krishna Daher, companheira e confidente neste mestrado, por todo apoio, paciência, incentivo, motivação e exemplo de superação.

Ao professor Diogo Costa Buarque por sugestões e auxílios prestados, além da oportunidade em realizar estágio de docência em sua disciplina.

Aos familiares e amigos mais próximos que durante esse período estiveram presentes, compartilhando apertos e alegrias.

A todos aqueles que estiveram na torcida pela conclusão dessa conquista.

A toda equipe do PPGEA, assim como o corpo discente.

À CAPES pela concessão da bolsa de estudos.

RESUMO

A resposta hidrológica em decorrência de mudanças do uso do solo em bacias hidrográficas pode ser avaliada por meio da construção de cenários, usando modelos hidrológicos. No entanto, a maioria das aplicações de simulações hidrológicas é realizada em bacias experimentais, e as mudanças de uso do solo que se manifestam em grande escala motivam o desenvolvimento da hidrologia de grandes bacias. Desta forma, este estudo objetivou analisar as consequências de alterações do uso da terra no comportamento hidrológico da bacia hidrográfica do rio Doce, que possui uma área de drenagem de aproximadamente 86.715 km². A bacia apresenta problemas quanto à disponibilidade hídrica, inundações, desmatamento indiscriminado e manejo inadequado do solo, ocasionando, principalmente, a degradação de pastagens. Foi selecionado o Modelo de Grandes Bacias (MGB-IPH), onde foram usados dados diários de 11 postos fluviométricos, 81 pluviométricos e 12 meteorológicos, modelo numérico do terreno, mapas de solos e uso e cobertura do solo (2000). A modelagem hidrológica foi realizada nas seguintes etapas: calibração dos parâmetros (1990 a 2005), validação (2006 a 2014) e simulação dos cenários de pastagens degradadas e desmatamentos (2000 a 2014). Para avaliação da qualidade de ajuste, foi considerada a análise visual dos hidrogramas (vazões observadas e simuladas) e os valores das funções objetivo (ENS, ENSlog e Erro Volume). Em geral, a maioria das estações apresentou valores adequados, indicando um bom ajuste das vazões. As pastagens degradadas ocasionaram incrementos nas vazões médias e máximas anuais e redução na vazão mínima anual. A correlação entre a mudança na evapotranspiração e a porcentagem de pastagem degradada apresentou um coeficiente R^2 de 0,84, evidenciando que o aumento no percentual de área de vegetação alterada também aumenta o impacto na evapotranspiração. Foi constatado que a substituição de florestas por pastagens provocou reduções nas vazões médias e mínimas anuais e aumento na vazão máxima anual, das sub-bacias analisadas. Estes resultados demonstraram os agravamentos que estes cenários simulados podem acarretar nos problemas já encontrados na bacia, como inundações e escassez de água.

Palavras-chave: Simulação hidrológica. Mudança de uso da terra. Bacia do rio Doce.

ABSTRACT

The hydrological response due to changes in the soil use of watersheds can be evaluated through the construction of scenarios using hydrological models. However, most applications of hydrological simulations are performed in experimental basins and the changes in the soil use that are manifested on a large scale motivate the development of the hydrology of large basins. Thus, this study aimed to analyze the consequences of changes in land use in the hydrological behavior of the Doce river basin, which has a drainage area of approximately 86.715 km². The basin presents problems regarding water availability, floods, indiscriminate deforestation and inadequate soil management, mainly causing degradation of pastures. It was selected the Model of Large Basins (MGB-IPH), where daily data from 1990 to 2014, 11 fluviometric, 81 rainfall and 12 meteorological stations, numerical model of the land, soil maps, and use and land cover were used. The hydrological modeling was performed in the following steps: calibration of parameters (1990 and 2005), validation (2006 to 2014) and simulation of degraded pasture and deforestation scenarios (2000 to 2014). To evaluate the simulation's adjustment, the visual analysis of the hydrograms (observed and simulated flows) and the values of the objective functions (ENS, ENSlog and Error Volume) were considered. In general, most stations presented adequate values, indicating a good flow adjustment. The degraded pastures causes average and maximum annual flows increasing and reduction in minimum annual flow. The correlation between the change in evapotranspiration and the percentage of degraded pasture showed a R² coefficient of 0,84, showing that the increase in the percentage of altered vegetation area also increases the impact on evapotranspiration. Was observed that the replacement of forests by pasture caused reductions in the average and minimum annual flows and increase in the maximum annual flow of the sub-basins analyzed. These results demonstrated the aggravations that these simulated scenarios can cause in the problems already found in the basin, such as floods and water shortages.

Keywords: Hydrological simulation. Change of land use. Doce river basin.

LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1 - Mapa de localização da bacia do rio Doce.	39
Figura 4.2 - Modelo Digital de Elevação (MDE) da bacia hidrográfica do rio Doce.	44
Figura 4.3 - Mapa de tipos de solos da bacia do rio Doce.	45
Figura 4.4 - Uso e ocupação do solo da bacia do rio Doce para o ano de 2000.	46
Figura 4.5 - Porcentagens das classes de uso do solo para a bacia do rio Doce no ano 2000.....	46
Figura 4.6 - Estações fluviométricas, pluviométricas e meteorológicas utilizadas na simulação.....	48
Figura 4.7 - Rede de drenagem, a delimitação da bacia e sua divisão em minibacias e sub-bacias.	49
Figura 4.8 - URHs criadas para a simulação no MGB-ÍPH, que resultaram na divisão de 10 URHs.	52
Figura 4.9 - Valores de PVI e porcentagens de pastagem degradada em cada sub-bacia.	56
Figura 5.1 – Estações classificadas por valores da função objetivo ENS na etapa de calibração.	61
Figura 5.2 - Estações classificadas por valores da função objetivo ENSlog na etapa de calibração.	61
Figura 5.3 - Estações classificadas por valores da função objetivo ΔV (%) na etapa de calibração.	62
Figura 5.4 - Estações classificadas por valores da função objetivo ENS na etapa de validação.....	62
Figura 5.5 - Estações classificadas por valores da função objetivo ENSlog na etapa de validação.....	63
Figura 5.6 - Estações classificadas por valores da função objetivo ΔV (%) na etapa de validação.....	63
Figura 5.7 - Hidrogramas observados e calculados da sub-bacia 11, no período de calibração.	65
Figura 5.8 - Curva de permanência da sub-bacia 11, no período de calibração.....	65
Figura 5.9 - Hidrogramas observados e calculados da sub-bacia 11, no período de validação.....	66
Figura 5.10 - Curva de permanência da sub-bacia 11, no período de validação.....	66

Figura 5.11 - Variação espacial da precipitação anual e valores de PVI na bacia do rio Doce.	69
Figura 5.12 - Séries de vazões médias mensais para os cenários controle e de pastagens degradadas da sub-bacia 11.	71
Figura 5.13 - Efeito da pastagem degradada na evapotranspiração média anual na bacia do rio Doce.	75
Figura 5.14 - Vazão média mensal (m ³ /s) dos cenários de desmatamento para a sub-bacia 11.....	76
Figura 5.15 - Curva de permanência da sub-bacia 11.....	78
Figura C.0.1 - Série de vazões médias mensais para a sub-bacia 01.....	95
Figura C.0.2 - Série de vazões médias mensais para a sub-bacia 02.....	95
Figura C.0.3 - Série de vazões médias mensais para a sub-bacia 03.....	96
Figura C.0.4 - Série de vazões médias mensais para a sub-bacia 04.....	96
Figura C.0.5 - Série de vazões médias mensais para a sub-bacia 05.....	97
Figura C.0.6 - Série de vazões médias mensais para a sub-bacia 06.....	97
Figura C.0.7 - Série de vazões médias mensais para a sub-bacia 07.....	98
Figura C.0.8 - Série de vazões médias mensais para a sub-bacia 08.....	98
Figura C.0.9 - Série de vazões médias mensais para a sub-bacia 09.....	99
Figura C.0.10 - Série de vazões médias mensais para a sub-bacia 10.....	99

LISTA DE QUADROS

Quadro 4.1 - Classes quanto ao tipo de solo.....	50
Quadro 4.2 - Classes quanto ao uso e ocupação de solo.	51
Quadro 4.3 - Descrição das URHs.	51
Quadro 4.4 – Parâmetros do solo com seus respectivos valores e significados.	53

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1 - Postos fluviométricos utilizados na simulação.	47
Tabela 4.2 - Estações meteorológicas utilizadas na simulação (continua).	47
Tabela 5.1 - Coeficientes de eficiência obtidos na calibração e validação.	60
Tabela 5.2 - Vazões médias anuais, lâmina escoada e diferença de escoamento anual entre os cenários controle e degradação, e chuva média anual de todas as sub-bacias.	68
Tabela 5.3 - Resultados das vazões médias anuais dos cenários controle e de pastagens degradadas para a sub-bacia 11.	70
Tabela 5.4 - Vazões máximas anuais registradas em cada ano na sub-bacia 11.	72
Tabela 5.5 - Vazões mínimas anuais registradas em cada ano na sub-bacia 11.	73
Tabela 5.6 - Médias anuais para a evapotranspiração na bacia hidrográfica do rio Doce.	74
Tabela 5.7 - Vazões máxima, mínima e média anuais, lâmina escoada por ano e diferença de escoamento anual em relação à situação real do ano de 2000, obtida para o período entre 2000 a 2014 para a sub-bacia 11.	76
Tabela A.1 - Valores de Albedo adotados para a bacia do rio Doce.	87
Tabela A.2 - Valores de IAF adotados para a bacia do rio Doce.	87
Tabela A.3 - Valores de altura do dossel (m) adotados para a bacia do rio Doce.	87
Tabela A.4 - Valores de resistência superficial (s/m) adotados para a bacia do rio Doce.	88
Tabela B.1 - Parâmetros calibráveis da sub-bacia 01.	89
Tabela B.2 - Parâmetros calibráveis da sub-bacia 02.	89
Tabela B.3 - Parâmetros calibráveis da sub-bacia 03.	90
Tabela B.4 - Parâmetros calibráveis da sub-bacia 04.	90
Tabela B.5 - Parâmetros calibráveis da sub-bacia 05.	91
Tabela B.6 - Parâmetros calibráveis da sub-bacia 06.	91
Tabela B.7 - Parâmetros calibráveis da sub-bacia 07.	92
Tabela B.8 - Parâmetros calibráveis da sub-bacia 08.	92
Tabela B.9 - Parâmetros calibráveis da sub-bacia 09.	93
Tabela B.10 - Parâmetros calibráveis da sub-bacia 10.	93
Tabela B.11 - Parâmetros calibráveis da sub-bacia 11.	94

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. OBJETIVOS	15
2.1. GERAL.....	15
2.2. ESPECÍFICOS.....	15
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
3.1. O CICLO HIDROLÓGICO E O PAPEL DA VEGETAÇÃO	16
3.2. IMPACTO DAS MUDANÇAS NA COBERTURA E USO DO SOLO SOBRE O ESCOAMENTO	18
3.2.1 Fluxo de base	19
3.2.2 Vazão máxima	20
3.3. PASTAGENS DEGRADADAS.....	21
3.4. PROCESSOS HIDROLÓGICOS EM GRANDES BACIAS	22
3.5. MODELAGEM HIDROLÓGICA	23
3.6. MODELO DE GRANDES BACIAS MGB-IPH	25
3.6.1 Parâmetros que interferem na análise de mudanças de uso do solo	27
3.6.1.1 Albedo.....	27
3.6.1.2 Índice de Área Foliar	29
3.6.1.3 Altura do dossel em pastagens degradadas	30
3.6.1.4 Resistência superficial	31
3.6.1.5 Capacidade de armazenamento do solo	32
3.6.1.6 Parâmetro de forma da curva de saturação (b)	34
3.6.2 Aplicações do MGB-IPH na avaliação dos efeitos da alteração da cobertura vegetal sobre o regime de vazões.....	35
4. METODOLOGIA.....	38
4.1 ÁREA DE ESTUDO	38
4.1.1. Vazão	39
4.1.2. Degradação ambiental.....	41
4.1.3. Desastre Ambiental	42
4.2. VARIÁVEIS DE ENTRADA DO MODELO	43
4.2.2 Variáveis climatológicas e fluviométricas	47
4.3. SIMULAÇÃO HIDROLÓGICA.....	48
4.4. CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO	53

4.5. CENÁRIOS ANALISADOS	55
4.5.1. Cenário de pastagens degradadas	55
4.5.2. Cenários de desmatamento	57
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	59
5.1 CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO.....	59
5.2. CENÁRIOS ANALISADOS	67
5.2.1. Pastagens degradadas	67
5.2.3. Desmatamento	75
6. CONCLUSÃO	79
REFERÊNCIAS	81
APÊNDICE A -	87
Parâmetros da vegetação do MGB-IPH para a bacia do rio Doce.....	87
APÊNDICE B -	89
Parâmetros do solo do MGB-IPH para a bacia do rio Doce.....	89
APÊNDICE C -	95
Série de vazões médias mensais das sub-bacias	95

1. INTRODUÇÃO

Ao longo da história, a humanidade vem exercendo forte pressão sobre os recursos naturais, prejudicando os alicerces de sua própria sustentação em prol do atual modelo de desenvolvimento econômico e, com isso, gerando problemas ambientais cada vez maiores. Os padrões de vida mais elevados, as mudanças demográficas, as políticas de uso da terra e da água e outras forças externas estão aumentando a pressão sobre o abastecimento de água local, nacional e regional necessário para irrigação, produção de energia, usos industriais e uso doméstico, entre outros. Estes usos, isolados ou em conjunto, por meio das pressões impostas no sistema solo-vegetação-água, resultam em impactos na bacia hidrográfica e no ciclo hidrológico, gerando incertezas no gerenciamento dos recursos hídricos.

Em conjunto com as ações antrópicas, as mudanças climáticas acrescentam mais incertezas no que diz respeito aos suprimentos de água. Nas últimas décadas, a revolução industrial e o consequente aumento do consumo de combustíveis fósseis, além da destruição de florestas e mudanças do uso da terra agrícola, aumentaram os gases de efeito estufa, resultando em mudanças no clima da Terra. Segundo Bressiani *et al.* (2015), a variabilidade climática tem um impacto substancial nos sistemas hidrológicos, afetando a disponibilidade e a qualidade da água, bem como a frequência e gravidade das inundações e secas.

Entretanto, as alterações na produção de água em uma bacia hidrográfica, em função das diversas ações antrópicas, nem sempre podem ser quantificadas, devido à falta de monitoramento. Sendo assim, o impacto das ações antrópicas no geral, como as mudanças no uso do solo, nas características hidrológicas de bacias hidrográficas, pode ser avaliado em termos qualitativos e quantitativos através da construção de cenários, utilizando como ferramenta básica o uso de modelos matemáticos associados a sistemas de informações geográficas. A aplicação de métodos quantitativos tem sido uma importante ferramenta para comparação das unidades da paisagem, permitindo a identificação da ocorrência de mudanças significativas das mesmas durante um espaço de tempo determinado (PRADO, 2005).

Inserido nos modelos matemáticos, encontram-se os modelos hidrológicos, os quais representam ferramentas importantes para o planejamento do uso sustentável dos

recursos hídricos a fim de atender a várias demandas (ABBASPOUR *et al.*, 2015). A simulação hidrológica pode ser utilizada para diversas aplicações, como na estimativa de disponibilidade hídrica e previsão de vazões de curto e médio prazo, além da análise da resposta hidrológica em decorrência de mudanças do uso e ocupação do solo. Nesse sentido é que modelos de simulação hidrológica têm sido desenvolvidos e aplicados em várias bacias hidrográficas em nível mundial.

A maioria dos resultados das aplicações de simulações hidrológicas está baseada em estudos em bacias experimentais pequenas, porém problemas e desafios que se manifestam em grande escala, como as alterações de uso do solo, motivam o estudo da hidrologia de grandes bacias. Grandes bacias, com área superior a 10 mil km², tendem a apresentar um mosaico de diferentes usos e práticas, com heterogeneidades na geologia, na topografia e no solo. Isto, somado às variabilidades espaciais e temporais de clima não garantem que as respostas hidrológicas em grandes bacias serão idênticas às de pequenas bacias (WILK *et al.*, 2001).

Uma grande bacia hidrográfica, inserida na região sudeste do Brasil é a bacia do rio Doce, com uma área de drenagem de aproximadamente 86.715 km². A bacia em questão apresenta problemas relacionados a eventos extremos, tanto em relação à disponibilidade hídrica, quanto em relação à ocorrência de inundações. Além disso, as características ambientais de alguns municípios, sugerem a ocorrência de processos de degradação tendentes a transformá-los em áreas sujeitas à desertificação, caso não sejam ali adotadas medidas de preservação e conservação ambiental (PIRH-DOCE, 2010).

Outros grandes problemas ambientais da bacia do rio Doce estão centrados no desmatamento indiscriminado e no manejo inadequado do solo, ocasionando, principalmente, a degradação de pastagens, as quais criam condições favoráveis à formação de processos erosivos. Estes somados aos despejos inadequados, advindos da mineração e de resíduos industriais e domésticos, deram origem ao contínuo processo de assoreamento dos leitos dos rios da bacia (PIRH-DOCE, 2010). Sendo assim, com o intuito de analisar o comportamento hidrológico da bacia hidrográfica do rio Doce em relação às consequências de mudanças do uso da terra, foi utilizado o Modelo de Grandes Bacias (MGB-IPH), um modelo matemático distribuído, que permite diferentes processos físicos serem simulados em bacias hidrográficas.

2. OBJETIVOS

2.1. GERAL

Analisar consequências de mudanças do uso do solo sobre o comportamento hidrológico de uma grande bacia hidrográfica, utilizando modelo hidrológico distribuído.

2.2. ESPECÍFICOS

- Avaliar impactos da degradação de pastagens no comportamento hidrológico da bacia do rio Doce;
- Estimar mudanças no regime de vazões na bacia do rio Doce, utilizando cenários alternativos de desmatamento.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. O CICLO HIDROLÓGICO E O PAPEL DA VEGETAÇÃO

Instabilidade e mobilidade são as principais características de qualquer volume de água superficial localizada em rios, lagos, tanques, represas artificiais e águas subterrâneas. Fazem parte do ciclo dinâmico da água todas as suas fases: sólida, líquida e gasosa. Entretanto, a fase líquida é a mais importante para o homem, onde encontra-se água disponível para pronta utilização (BALDISSERA, 2005).

O ciclo hidrológico pode ser definido como um processo dinâmico que representa os diferentes caminhos onde a água pode percorrer e se transformar, ao longo do tempo. Podendo ser dividido em vários subciclos, uma parte do ciclo hidrológico ocorre por meio do escoamento superficial e outra parte é referente aos processos que envolvem o ciclo da água subterrânea. Várias são as etapas que compõem o ciclo hidrológico, como a evaporação, a precipitação, a transpiração das plantas, a percolação, a infiltração e a drenagem. Segundo Salles (2012), apesar do ciclo hidrológico constituir-se em um sistema muito complexo e dinâmico com suas várias etapas, ele pode ser simplificado, se os seus componentes forem categorizados em *input*, *output* e armazenamento. Assim, baseado no princípio de conservação de massas e na relação de continuidade, estudos do balanço hidrológico podem ser realizados, sendo a bacia hidrográfica o elemento conveniente para análise do ciclo hidrológico nestes estudos.

ZHANG *et al.* (2012) afirmam que as mudanças nos processos hidrológicos de uma bacia hidrográfica são decorrentes dos efeitos combinados do clima, do uso do solo e das atividades humanas na bacia. Nas últimas décadas, a crescente escassez de recursos hídricos na maioria das bacias hidrográficas deve-se principalmente às atividades humanas e às mudanças climáticas. Além do mais, os mesmos autores ressaltam que as respostas hidrológicas às mudanças climáticas e às atividades humanas são diferentes de um lugar para outro e, portanto, geralmente são investigadas em uma escala de bacia.

Alguns processos hidrológicos sofrem grande influência do tipo de cobertura da terra, como a interceptação, a evaporação e a transpiração. Destes, o processo de transpiração é o que está mais diretamente associado à vegetação, sendo influenciado pelo conteúdo de água no solo e sua capacidade de conduzir água para as raízes das plantas, das características das plantas, dos aspectos ambientais e das práticas de cultivo. A transpiração pode ser definida como a evaporação da água líquida contida no tecido das plantas para a atmosfera. A água é conduzida pelas raízes, transportada pela planta e sua vaporização ocorre nas folhas, sendo que quase toda a água é perdida por transpiração e apenas uma fração mínima é usada pela planta (ALLEN *et al.*, 1998).

De acordo com Bayer (2014), a evaporação, que consiste na conversão da água líquida em vapor e transferência para a atmosfera, depende das características climáticas, como radiação solar, temperatura do ar, umidade do ar e velocidade do vento. A evaporação ocorre em superfícies evaporativas, como lagos, rios, pavimentos, solos e a partir da água interceptada na vegetação úmida e, quando a superfície de evaporação está na altura do solo, o grau de sombreamento das copas da vegetação e a quantidade de água disponível afetam a taxa de evaporação. Por fim, no processo de interceptação, tem-se uma significativa influência da vegetação, já que parte da água da chuva fica retida nas folhas, nos caules e nos troncos das árvores, os quais funcionam como superfícies evaporativas, permitindo o retorno da água à atmosfera, por evaporação.

Conforme Allen *et al.* (1998), a separação da evapotranspiração em evaporação e transpiração depende da quantidade de radiação solar que atinge o solo, sendo que esta quantidade diminui com o crescimento da vegetação. Em vegetações de pequeno porte, a água é predominantemente perdida por evaporação. Entretanto, quando a planta está grande e bem desenvolvida, cobrindo a superfície do solo, a perda passa a ser principalmente devido a transpiração.

A componente mais importante do ciclo hidrológico é a evapotranspiração, já que sua magnitude normalmente supera em muito a de outros componentes, como recarga, escoamento superficial e variação da umidade do solo chegando a 70% do total precipitado (BRUTSAERT, 2005). Sendo assim, o principal processo responsável pelas mudanças hidrológicas decorrentes de alteração da vegetação em escala anual é a evapotranspiração (ZHANG *et al.*, 2001).

A área foliar e a profundidade das raízes são as características mais importantes da planta em relação à evapotranspiração. Tais características representam a capacidade de a planta obter e se desfazer de água. Também são importantes as técnicas de manejo do solo e da vegetação (ALLEN *et al.*, 1998). Nas florestas, a evapotranspiração costuma ser superior à da vegetação de menor porte, já que em períodos úmidos há maior transporte de vapor d'água devido à superfície aerodinamicamente mais rugosa de suas copas, enquanto que em períodos secos, existe maior capacidade de evaporação das florestas, devido ao sistema radicular maior e mais desenvolvido (CALDER, 1998).

Em relação a maior capacidade de infiltração de água em solos cobertos por florestas, esta é largamente superada pelo maior potencial de evapotranspiração. Com isso, a tendência é que o desmatamento aumente o volume de água disponível nas bacias hidrográficas, aumentando as vazões anuais dos rios (BRUIJNZEEL, 1990).

3.2. IMPACTO DAS MUDANÇAS NA COBERTURA E USO DO SOLO SOBRE O ESCOAMENTO

Existe um consenso geral de que as mudanças do uso do solo afetam a resposta hidrológica em termos de produtividade da água, por meio de alterações na taxa de evaporação associada aos diferentes tipos de vegetação (ANDRÉASSIAN, 2004). Como amplamente relatado na literatura, as mudanças na cobertura das florestas em microbacias resulta em mudanças no balanço entre precipitação e evaporação, e afeta a resposta hidrológica da bacia. De maneira geral, estudos evidenciam que a substituição de florestas por pastagem ou culturas leva a um aumento na produtividade da água, no volume de fluxo rápido e nos picos de vazões extremas. Entretanto, apesar de experimentos de pequena escala terem demonstrado que a remoção da floresta tende a aumentar a vazão, esses resultados não são esclarecedores para bacias de grande escala (TRANCOSO *et al.*, 2007).

Beserra (2016), em sua revisão de literatura, relatou que os estudos realizados em bacias experimentais são consensuais quanto ao fato de que a introdução ou a retirada da vegetação arbórea de uma bacia causam, respectivamente, a redução e o aumento da vazão média anual. Bosch e Hewlett (1982) registraram que as variações

nas vazões médias anuais são mais significativas quando o tratamento é realizado em mais de 20% da área da bacia. Estes mesmos autores analisaram 94 experimentos de reflorestamento, chegando às seguintes conclusões:

- A redução da cobertura vegetal florestal aumenta a produção de água, enquanto que a introdução de florestas reduz a produção de água;
- Após os primeiros 20% de alteração, a cada mudança de 10% na cobertura de coníferas e eucalipto causa uma mudança da ordem de 40 mm/ano, enquanto que para floresta decídua essa mudança é de 25 mm/ano. Para vegetação arbustiva e pastagem este efeito é da ordem de 10 mm/ano.
- Nas respostas das bacias ao desmatamento dependem tanto da precipitação média anual, quanto da precipitação no ano em que o desmatamento ocorreu.

Segundo Beserra (2016), outros trabalhos confirmam, de forma geral, as conclusões de Bosch e Hewlett (1982), embora existam situações pontuais, normalmente justificadas por características locais das bacias ou então por peculiaridades quanto à forma de tratamento.

3.2.1 - Fluxo de base

Conforme revisão de literatura feita por Beserra (2016), a maioria dos estudos realizados em bacias experimentais indicam que o fluxo de base aumenta com a remoção da cobertura vegetal, devido à menor evapotranspiração observada após a remoção da vegetação de maior porte, permitindo a manutenção da umidade do solo durante a estação seca (CALDER, 1998). No entanto, é possível que a perda de água proveniente do aumento da evapotranspiração, associada com a substituição de vegetação com raízes rasas por vegetação de maior porte, seja superada pela maior capacidade de infiltração do solo após o reflorestamento, o que implicaria em maior fluxo de base com o estabelecimento de florestas (BRUIJNZEEL, 1990). Essas diferenças regionais concorrem com os efeitos das alterações de vegetação, por exemplo, quando as características de infiltração do solo são alteradas após o desmatamento, devido à compactação ocasionada por maquinário ou pelo impacto

das gotas de chuva sob o solo exposto, aumentando o escoamento superficial e reduzindo a alimentação do aquífero (TUCCI; CLARKE, 1997).

Devido à complexidade dos diferentes componentes do ciclo hidrológico, o fluxo de base pode aumentar ou reduzir com o desmatamento ou reflorestamento, já que a resposta do fluxo de base depende muito das características específicas da localização da bacia (CALDER, 1998). Vale ressaltar que, embora a substituição da cobertura vegetal natural por pastagens ou culturas agrícolas possa aumentar a oferta de água, isso não pode ser considerado como um benefício ambiental, tendo em vista a importância das vegetações naturais para a manutenção da biodiversidade, manutenção da qualidade da água e proteção do solo contra a erosão e o transporte de sedimentos (BRUINJZEEL, 1990).

3.2.2 - Vazão máxima

A cobertura vegetal de maior porte é capaz de reduzir pequenos picos de cheia, porém, geralmente, não tem efeito sobre eventos extremos. O efeito é dependente da altura e do grau de desenvolvimento das árvores e, principalmente, de determinados cuidados de manejo. Embora os picos de cheia sejam maiores quando a bacia é coberta por pastagens ou culturas agrícolas, vazões maiores dependem mais das condições anteriores de umidade do solo e de chuvas extremas do que da cobertura vegetal, e então, a presença de vegetação florestal tem menor importância (BRUINJZEEL, 1990).

A redução nas vazões máximas devido à presença da vegetação florestal, está baseada no fato de que a parte da chuva retida pela copa é maior em florestas do que em pastagens ou culturas agrícolas, contribuindo para retardar a resposta da bacia. Outro fato se encontra na maior capacidade de armazenamento de água pelas raízes, e assim, as florestas apresentam maior capacidade de evapotranspiração, tornando menor o teor de umidade no solo e, conseqüentemente, deixando menos água disponível para o escoamento (BESERRA, 2016).

3.3. PASTAGENS DEGRADADAS

As pastagens são sistemas de pastejo dinâmicos e instáveis, os quais estão sempre em busca de um novo equilíbrio às condições ambientais que foram impostas após o seu estabelecimento. A sua instabilidade, torna estes sistemas vulneráveis ao processo de degradação, principalmente se não houver um aporte constante de nutrientes e um controle do pastejo animal. Neste sentido, é importante conhecer as características e indicadores de uma pastagem degradada (ARANTES, 2017).

Arantes (2017) afirma que o principal desafio na identificação e monitoramento da qualidade das pastagens se deve aos diferentes conceitos sobre o que são as pastagens produtivas e degradadas. O termo degradação implica em um processo de declínio da condição de qualidade para uma condição inferior e, portanto, baseia-se em um estado prévio no tempo. A degradação da pastagem é vista por Macedo (1995) como “um processo evolutivo de perda de vigor, produtividade e capacidade natural de recuperação das pastagens para sustentar os níveis de produção e a qualidade exigida pelos animais, na maioria dos casos culminando na degradação dos recursos naturais”.

O uso sustentável das áreas sob pastagens é uma questão de alta relevância, já que boa parte das pastagens cultivadas no Brasil encontra-se com algum nível de degradação. São vários os fatores responsáveis pela degradação das pastagens, dentre eles destacam-se: a escolha de espécie forrageira inadequada, a não reposição de nutrientes perdidos durante o período de pastejo e o manejo incorreto das pastagens, principalmente por conta do número excessivo de animais em relação à quantidade de forragem existente (ANDRADE *et al.*, 2013).

A degradação das pastagens ocasiona reduções na umidade do solo e no índice de área foliar e incrementos na rugosidade superficial, no albedo e na resistência estomática. Em seguida, causa uma diminuição na radiação líquida e na evapotranspiração real. Estes efeitos são muito mais intensos no verão do que no inverno. Além do mais, a degradação das pastagens provoca uma redução na transpiração da vegetação e um aumento na evaporação do solo nu (WANG; TAKAHASHI, 1998).

Em relação às características atribuídas à floresta e à pastagem, as diferenças mais drásticas entre as mesmas ocorrem abaixo da superfície. A pastagem possui um sistema radicular mais raso, resultando na impossibilidade da pastagem em acessar parte da umidade mais profunda do solo. E ainda, a pastagem degradada tipicamente tem uma condutividade hidráulica dez vezes menor que a da floresta não perturbada (NOBRE *et al.*, 1991).

Andrade *et al.* (2014) afirmam que o impacto nos fluxos de água de uma pastagem degradada é superior a uma em boas condições, pois a pastagem degradada apresenta valores de evapotranspiração diária inferiores à pastagem de boa qualidade. Em seu estudo, para pastagem degradada o valor encontrado foi de 1,05 mm/dia comparado a 1,50 mm/dia da pastagem em boas condições, apresentando diferenças maiores no período seco.

Em um estudo realizado numa região montanhosa da Itália, Strunk (2003) constatou que a degradação dos solos em pastagens devido ao pastoreio leva a uma diminuição na capacidade de armazenamento de água. Além disso, a degradação do solo causa uma diminuição na capacidade de infiltração, resultando em incrementos no escoamento e na erosão das encostas laterais do vale durante os eventos extremos de chuva.

Na bacia do Ribeirão São Bartolomeu, que faz parte da bacia do rio Doce, em uma pesquisa de modelagem do escoamento superficial utilizando o simulador *Soil and Water Assessment Tool* – SWAT, foi criado um cenário de simulação do aumento de 25% das áreas de pastagens degradadas. Neste cenário, Lelis (2011) verificou o aumento da produção de escoamento superficial devido ao aumento das áreas de pastagens degradadas.

3.4. PROCESSOS HIDROLÓGICOS EM GRANDES BACIAS

Os estudos experimentais para avaliar os impactos das mudanças na cobertura vegetal sobre o regime hidrológico foram realizados, predominantemente, em bacias pequenas, onde os processos de hidrológicos e os efeitos das mudanças na cobertura e uso do solo são mais súbitos. No entanto, de acordo com Rodriguez *et al.* (2010),

em escalas maiores, as respostas da bacia às alterações levam maior tempo para serem percebidas. Ainda deve-se considerar que grandes bacias possuem uma variabilidade espacial e temporal da precipitação e de outras variáveis climáticas importantes nos processos hidrológicos, tornando difícil a aplicação dos conceitos observados em bacias experimentais às bacias de grande escala. Os mesmos autores sugerem que existem vários efeitos não lineares relacionados a heterogeneidade superficial. Tais efeitos seriam uma fonte de incertezas em relação aos impactos hidrológicos das mudanças de uso, pois esse processo não linear ainda não seria bem esclarecido.

Por exemplo, o surgimento de dias com fluxo zero devido ao reflorestamento seria mais provável de ocorrer em pequenas bacias, já que em grandes bacias a vazão é mantida por diversas sub-bacias, onde nem todas estariam susceptíveis a completa arborização (ZHANG *et al.*, 2007). Entretanto, considerar um completo reflorestamento ou um completo desmatamento em bacias de grande escala, não seria viável por meio de estudos em bacias experimentais. Desta forma, em grandes bacias, a simulação hidrológica torna-se uma importante ferramenta de avaliação, sendo conveniente recorrer à utilização de modelos hidrológicos (BAYER, 2014).

3.5. MODELAGEM HIDROLÓGICA

Quando se pretende estudar fenômenos amplamente distribuídos no espaço e no tempo, como no estudo aplicado a bacias hidrográficas, é bastante comum que se empreguem modelos que simulem fenômenos pertinentes, assim como as interações entre eles. Isso porque a quantidade de medições de campo necessárias ao se considerar a ausência de modelos, em geral, tornaria financeiramente inviável a maioria dos projetos de avaliação, planejamento e manejo de bacia hidrográfica (PRADO, 2005).

Modelos matemáticos apresentam uma desvantagem que é a discretização de processos contínuos e também a dificuldade de representar matematicamente determinados processos físicos, pois não existem ainda funções matemáticas que representem com confiança alguns fenômenos físicos. Entretanto, vários estudos realizados salientam que o modelo matemático possui inúmeras vantagens, como

facilidade de execução, custo reduzido e obtenção rápida dos resultados, possibilitando o estudo de vários cenários diferentes e de forma rápida, muitos deles ainda não explorados em experimentos reais que facilitam a previsão de fenômenos e processos naturais, viabilizando a elaboração, inclusive de estudos de impacto ambiental (FERNANDES, 2015).

O modelo pode ser conceituado como uma representação do comportamento de um sistema natural que pode ser expresso por equações matemáticas e, dependendo de sua versatilidade, pode modificar a lógica, obtendo-se resultados de diferentes situações de um sistema ou de diferentes sistemas (BARTH, *et al.*, 1987). Em bacias de grande escala, a utilização de modelos distribuídos ou semidistribuídos baseados em processos é preferida, devido à sua capacidade de representar a variabilidade espacial dos processos e fornecer resultados sobre a área em estudo (BUARQUE, 2015).

Os estudos dos processos hidrológicos em grandes áreas, tornam-se possíveis com o uso de modelos hidrológicos distribuídos de base física. Tais modelos representam matematicamente os processos hidrológicos superficiais e subsuperficiais, transformando precipitação em vazão. A simulação numérica pode ser entendida como uma extensão do campo experimental, uma vez que necessita das observações de campo para criação dos modelos, para sua calibração e verificação. Os modelos distribuídos que envolvem uma descrição de base física da geração de escoamento e dos efeitos de diferentes usos da terra são ferramentas amplas para responder questões sobre os efeitos dessas mudanças nos processos hidrológicos, de erosão e de transporte de constituintes da água (ECKHARDT *et al.*, 2003).

O uso de modelos matemáticos do tipo hidrológico é baseado em três condições fundamentais: o objetivo do estudo, os dados históricos disponíveis e a metodologia proposta. O objetivo do estudo define o nível de precisão desejado para a representação dos fenômenos que ocorrem na bacia hidrográfica. Por outro lado, a precisão depende da quantidade e qualidade dos dados disponíveis para aferir a metodologia. Assim, o modelo hidrológico é escolhido de acordo com o objetivo do estudo, que definirá o nível de precisão desejado (TUCCI, 1987).

Os modelos hidrológicos, em geral, apresentam formulações empíricas para representar os fenômenos que ocorrem na bacia hidrográfica, e consequentemente,

os parâmetros obtidos a partir das simulações relacionam-se mais qualitativamente do que quantitativamente com a física da bacia hidrográfica (TUCCI, 1987).

A calibração e validação dos modelos hidrológicos são necessárias antes da utilização destes em pesquisas e/ou aplicação em situações reais. Para que calibração e validação destes modelos sejam possíveis, é necessário a identificação das fontes de vazão do corpo d'água e o monitoramento destas na área em estudo (MORIASI *et al.*, 2012).

A fim de se obter um melhor entendimento a respeito da produção de água, além de suas consequências, existem vários modelos já conhecidos e utilizados, como o *Water Erosion Prediction Project – WEPP*, o *Simulation for Water Resources in Rural Basins – SWRRB*, o *Kentucky Erosion Model – KYERMO*, o *Watershed Erosion Simulation Program – WESP*, o *Soil and Water Assessment Tool – SWAT* e o *Modelo de Grandes Bacias – MGB-IPH*.

3.6. MODELO DE GRANDES BACIAS MGB-IPH

O MGB-IPH é um modelo hidrológico distribuído de grande escala, desenvolvido por Collischonn (2001), que realiza a propagação de escoamento utilizando o método Muskingum-Cunge. O modelo se baseia em processos e utiliza equações conceituais e físicas para simular o ciclo hidrológico terrestre: balanço de água no solo; balanço de energia; evapotranspiração, interceptação, geração de escoamento (superficial, subsuperficial e subterrâneo); e propagação de vazões.

No presente trabalho, foi utilizada a versão do MGB-IPH que considera uma discretização da bacia em unidades irregulares, definidas a partir de dados do relevo de um Modelo Digital de Elevação (MDE), e denominadas minibacias, as quais são subdivididas em Unidades de Resposta Hidrológica (URH). As URHs são definidas pela similaridade de comportamento hidrológico, atribuída a partir da combinação de mapas de tipo e cobertura do solo. Além disso, no modelo MGB-IPH, a bacia hidrográfica pode ser subdividida em sub-bacias, que são macro áreas de drenagem que abrangem várias minibacias e compõem a bacia hidrográfica estudada. Esta

subdivisão opcional pode ser utilizada para facilitar a calibração do modelo hidrológico (FAN, 2011).

Os balanços verticais de água e energia são computados de maneira independente para cada URH, em cada minibacia. O balanço é realizado considerando apenas uma camada de solo, de acordo com a equação 01:

$$\frac{dW}{dt} = P - ET - D_{sup} - D_{int} - D_{bas} + D_{cap} \quad (01)$$

onde: W (mm) é o armazenamento de água na camada de solo, P (mm dt⁻¹) é a chuva que alcança o solo, ET (mm dt⁻¹) é a evapotranspiração, D_{sup} (mm dt⁻¹) é o escoamento superficial, D_{int} (mm dt⁻¹) é o escoamento superficial, D_{bas} (mm dt⁻¹) é a percolação para o reservatório subterrâneo e D_{cap} (mm dt⁻¹) é o aporte devido a ascensão capilar. O modelo assume que a precipitação é armazenada na superfície da vegetação até um limite de capacidade de interceptação, o qual é definido para cada URH, a partir do Índice de Área Foliar (IAF) (COLLISCHONN, 2001).

O balanço de energia e evapotranspiração do solo e vegetação é estimado pela equação de Penman-Monteith (Equação 02):

$$ET = \left(\frac{\Delta A + \rho_a c_p \frac{D}{r_a}}{\Delta + \gamma \left(1 + \frac{r_s}{r_a} \right)} \right) \frac{1}{\text{lam.} \rho_w} \quad (02)$$

onde: λ (MJ kg⁻¹) é o calor latente de vaporização, Δ (kPa °C⁻¹) é função do gradiente de pressão de saturação de vapor, A (MJ m⁻² s⁻¹) é a energia disponível, ρ_a (kg m⁻³) é a densidade do ar, ρ_w (kg m⁻³) é a massa específica da água, c_p (MJ kg⁻¹ °C⁻¹) é o calor específico do ar úmido, D (kPa) é o déficit de pressão de vapor, γ (kPa °C⁻¹) é a constante psicométrica, r_s (s m⁻¹) é a resistência superficial da cobertura do solo e r_a (s m⁻¹) é a resistência aerodinâmica (COLLISCHONN, 2001).

Segundo Fan (2011), a geração de escoamento se baseia em um balanço de água no solo, no qual o escoamento superficial é gerado por excesso de capacidade de armazenamento, com uma relação probabilística entre a umidade do solo e a fração

de área do solo saturada (onde a infiltração é nula). Além disso, o modelo também simula os processos que ocorrem em subsuperfície, de escoamento subterrâneo, percolação ao aquífero e fluxo de água do aquífero para a zona não saturada em uma situação de stress hídrico. Todos através de relações com o volume de água no solo. Quanto ao processo horizontal de propagação da água na superfície e no aquífero até a rede de drenagem, esse é representado pela propagação da água por meio de reservatórios lineares. A propagação de vazões nos trechos de rio é realizada utilizando o método de Muskingum-Cunge linear.

3.6.1 Parâmetros que interferem na análise de mudanças de uso do solo

Os parâmetros do modelo que são importantes para diferenciar usos e coberturas do solo são o albedo, o índice de área foliar (IAF), a resistência aerodinâmica (r_a), a resistência superficial (r_s) e o coeficiente de interceptação (α), além do parâmetro W_m , que determina o máximo armazenamento no solo e deve ser alterado de acordo com os tipos de uso e cobertura do solo (COLLISCHONN, 2001). Nesta seção, serão também discutidas as diferenças no parâmetro altura do dossel.

3.6.1.1 Albedo

Um parâmetro fundamental na representação de alterações de uso do solo é o albedo, já que o seu valor define a energia que está disponível para o processo de evapotranspiração. Altos valores de albedo significam que a cobertura do solo reflete grande parte da radiação que recebe. Em geral, o desmatamento ocasiona um aumento do valor do albedo, porque o albedo das florestas é mais baixo do que o da maioria dos outros tipos de cobertura. Em consequência do aumento do albedo, o desmatamento tende a reduzir a evapotranspiração e aumentar o escoamento. Os valores de albedo são bastante confiáveis, em torno de 0,11 a 0,16 para florestas, e de 0,20 a 0,26 para pastagens e cultivos agrícolas (COLLISCHONN, 2001).

Albedo em pastagens degradadas

O albedo pode ser considerado como um importante indicador do potencial de desertificação das pastagens, já que o mesmo aumenta com a intensidade de pastejo. Além disso, observações feitas por Li *et al.* (2000) demonstram que o albedo diminui de 18 a 23% em áreas fortemente pastadas, após os eventos de chuvas substanciais. Porém, demorou menos tempo para retornar aos seus valores de pré-precipitação quando encontrou um dia claro com um pouco de vento forte após a chuva, em comparação a áreas menos pastadas.

De 1992 a 1994, foi conduzido um experimento de pastagem em Naiman, Mongólia Interior, China, para elucidar os mecanismos de desertificação. Na parcela descrita como fortemente pastada, a cobertura vegetal permaneceu mais baixa durante as quatro estações do ano devido à intensa atividade de pastagem por ovelhas, atingindo um valor médio de 30% de albedo (LI *et al.*, 2000).

Na região da Amazônia, foi simulada uma conversão em larga escala de florestas tropicais em pastagens degradadas a fim de avaliar os efeitos sobre o clima regional e global. A pastagem degradada, cobrindo 85% do solo, foi representada com os seguintes valores de albedo de 21,6% (janeiro a dezembro) e 23,6% (abril a junho) (NOBRE *et al.*, 1991).

Em um estudo sobre a sazonalidade de variáveis biofísicas em regiões semiáridas pelo emprego do sensoriamento remoto, a área de zonas desprotegidas/degradadas apresentou albedos variando de 0,26 a 0,36 (RODRIGUES *et al.*, 2009). Já na região do sertão de Pernambuco, em um trabalho foi analisada a evolução do processo de desertificação em duas áreas, uma conservada e outra degradada. Verificando o albedo da superfície da área de estudo é perceptível constatar um maior número de valores de albedo superiores a 30% nas áreas degradadas em relação as conservadas (SILVA *et al.*, 2010). Um outro estudo conduzido por Veloso *et al.* (2015), com o objetivo de determinar o albedo de áreas irrigadas do projeto Jaíba (Minas Gerais), encontraram valores de albedo na vegetação degradada, pastagem e solo exposto variando de 23 a 32%.

3.6.1.2 Índice de Área Foliar

Outro parâmetro importante na análise de mudanças de uso do solo é o índice de área foliar (IAF), pois no modelo hidrológico a interceptação depende diretamente deste parâmetro. Quanto maior o IAF, maior a lâmina de interceptação máxima, sendo que a lâmina interceptada é facilmente evaporada e, por isso, um aumento da capacidade de interceptação significa uma diminuição do escoamento. Dados obtidos na literatura permitem afirmar que o parâmetro IAF tem valores em torno de 2 e 3 para campo e pastagem, valores em torno de 6 a 9 para florestas, e valores de 0 (durante o preparo de solo) a 6 (no mês de desenvolvimento máximo) em cultivos anuais (COLLISCHONN, 2001).

A classificação de uso do solo é a maior fonte de incerteza na estimativa do IAF, já que durante a classificação podem ocorrer erros como, por exemplo, classificar algum tipo de cultura anual como florestas. Neste caso, o modelo receberá o IAF de florestas, que é alto durante todo o ano, no lugar do IAF da cultura anual que é alto apenas durante um ou dois meses. Para estudos do efeito da vegetação no comportamento hidrológico de uma bacia, o IAF dos diferentes tipos de vegetação poderia ser medido em campo, onde os valores encontrados podem ser relacionados ao índice de vegetação, obtido por imagens de sensoriamento remoto, permitindo a estimativa em toda a bacia (COLLISCHONN, 2001).

Índice de área foliar em pastagens degradadas

Polcher e Laval (1994) projetaram um experimento incompleto de desmatamento, onde uma integração de um ano foi realizada na qual as florestas tropicais da Amazônia, África e Indonésia foram substituídas por pastagens. Foram feitas mudanças no IAF de 8,0 para 0,5.

Hough e Jones (1997), em uma revisão sobre um sistema de cálculo de precipitação e evaporação, assumiram valores mensais de IAF de pastagem permanente, descrita como uma harmonização entre um pasto fortemente pisado, que seria mais baixo e menos copado. Os valores de IAF variaram de 2,0 para os meses de janeiro, fevereiro

e dezembro, a 5,0, para os meses de maio, junho, julho e agosto. No mesmo estudo, os autores assumiram um valor de 3,5 de IAF para um cenário representativo de grande parte da pastagem não melhorada, típica das áreas de terras altas, com a possibilidade da presença de áreas descobertas.

Na região da Amazônia, foi simulada uma conversão em larga escala de florestas tropicais em pastagens degradadas a fim de avaliar os efeitos sobre o clima regional e global. A pastagem degradada, cobrindo 85% do solo, foi representada com índices máximos de área foliar verde em torno de 2,0 (NOBRE *et al.*, 1991).

Em um trabalho onde se objetivou aplicar técnicas de sensoriamento remoto na detecção de processos de degradação de pastagens em microbacias localizadas no município de Guararapes (São Paulo), o IAF medido para pastagem com alta degradação foi de 1,2. Esse valor seria esperado para pastagem próxima da condição sem degradação no período de seca (ANDRADE *et al.*, 2013).

3.6.1.3 Altura do dossel em pastagens degradadas

HOUGH e JONES (1997), em uma revisão sobre um sistema de cálculo de precipitação e evaporação, assumiram como sendo 0,15 m a altura, ao longo do ano, de pastagem permanente, descrita como uma harmonização entre um pasto fortemente pisado, que seria mais baixo e menos copado, e as plantações cultivadas para feno ou silagem, as quais produziram mais crescimento antes de serem cortadas.

Na região da Amazônia foi simulada uma conversão em larga escala de florestas tropicais em pastagens degradadas a fim de avaliar os efeitos sobre o clima regional e global. A pastagem degradada, cobrindo 85% do solo, foi representada com valores de altura do dossel de 0,6 m (NOBRE *et al.*, 1991).

Em um trabalho onde se objetivou aplicar técnicas de sensoriamento remoto na detecção de processos de degradação de pastagens em microbacias localizadas no município de Guararapes (São Paulo), a altura medida para pastagem com alta degradação foi de 0,06 m (ANDRADE *et al.*, 2013).

3.6.1.4 Resistência superficial

A resistência superficial representa o processo do fluxo da água do solo, pelo interior da planta, até o exterior das folhas, além de controlar o processo de transpiração. Quanto maior a resistência superficial, menor é a transpiração. Em florestas, a resistência superficial é de aproximadamente 100 s/m, em pastagens, de aproximadamente 70 s/m, e em culturas anuais apresentam valores de 40 e 200 s/m, dependendo da época do ano (SHUTTLEWORTH, 1993). No entanto, existe uma grande incerteza na estimativa destes valores.

Também existe a incerteza com relação à forma com que a resistência superficial varia em função dos condicionantes ambientais, como a temperatura, a radiação, o déficit de umidade no ar e a umidade do solo. No modelo, apenas se considera um aumento da resistência superficial com a redução da umidade do solo. Para estudos específicos sobre o papel da vegetação, este parâmetro pode ser estimado com base em resultados de medições diretas de evapotranspiração, para os distintos tipos de vegetação em uma bacia. Apesar destas medições ainda não serem comuns, seu número está crescendo (COLLISCHONN, 2001).

Resistência superficial em pastagens degradadas

Em um estudo de determinação de resistência superficial mínima, a partir de dados observacionais coletados durante o International H2O Project de 2002 (IHOP_2002), foi encontrado o valor de 206 s/m para pastagem esparsa com seca severa (ALFIERI *et al.*, 2008). Polcher e Laval (1994), ao projetaram um experimento de desmatamento em bacias de diferentes países, aumentaram a resistência superficial para 1006 s/m para representar pastagens degradadas. A resistência superficial foi calculada para condições atmosféricas padrão: radiação solar líquida de 200 W/m², umidade relativa de 50%, pressão superficial de 1013 hPa e temperatura da superfície de 30 °C.

HOUGH e JONES (1997), em uma revisão sobre um sistema de cálculo de precipitação e evaporação, assumiram valores mensais de resistência superficial para um cenário de harmonização entre um pasto fortemente pisado, e as plantações

cultivadas. Os valores de resistência superficial foram: 40 s/m para o mês de maio, junho, julho e agosto; 50 s/m para o mês de abril; 60 s/m para os meses de março, junho e julho; 70 s/m para os meses de agosto, setembro e outubro; e 80 s/m para os meses de janeiro, fevereiro, novembro e dezembro. Esses valores refletem os efeitos das mudanças sazonais na temperatura e intensidade luminosa e na idade da folha. Supõe-se que as raízes estejam ativas ao longo do ano, sendo as antigas substituídas por raízes jovens, de modo que a água disponível para a cultura permaneça constante. Já para um cenário representativo de grande parte da pastagem não melhorada, típica das áreas de terras altas, com a possibilidade da presença de áreas descobertas, o valor de resistência superficial foi considerado 70 s/m durante a fase principal de crescimento de maio a setembro, aumentando para 160 s/m de outubro a abril.

Na região da Amazônia, foi simulada uma conversão em larga escala de florestas tropicais em pastagens degradadas a fim de avaliar os efeitos sobre o clima regional e global. A pastagem degradada, cobrindo 85% do solo, foi representada com valor de resistência mínima superficial de 55 s/m (NOBRE *et al.*, 1991).

3.6.1.5 Capacidade de armazenamento do solo

O armazenamento no solo é diferente para coberturas vegetais distintas, porque as florestas retiram água de profundidades maiores do que a vegetação do campo e as culturas anuais, já que as raízes das árvores da floresta chegam a profundidades maiores. Esta diferença de capacidade de armazenamento é importante em períodos de estiagem, pois enquanto o volume de água disponível para a vegetação de campo ou lavoura já está esgotado, a vegetação da floresta continua a transpirar a uma taxa normal. Principalmente em regiões secas, a diferença de capacidade de armazenamento é fundamental na análise das consequências hidrológicas da mudança de uso do solo (COLLISCHONN, 2001).

Hodnett *et al.* (1996) mediram e compararam a umidade do solo em locais com floresta e pastagem na Amazônia, observando alterações de armazenamento de aproximadamente 700 mm em 3,6 m de solo sob floresta, e aproximadamente 400 mm em 3,6 m de solo sob pastagem. Na Índia, estudos feitos em florestas nativas e de Eucalipto, apresentam uma capacidade de armazenamento no solo de 480 mm,

enquanto nas culturas anuais na mesma região, o armazenamento no solo é de apenas 150 mm. Como resultado, a evapotranspiração anual em florestas é de 800 mm, praticamente igual à precipitação anual. Em culturas anuais, devido a menor capacidade de armazenamento, a evapotranspiração anual é de apenas 500 mm (CALDER, 1993).

Devido à falta de dados de bacias completamente florestadas ou completamente desmatadas, admite-se que o armazenamento máximo (W_m) possa ser usado como parâmetro de calibração do modelo, mas mantendo uma proporção fixa entre o armazenamento máximo na floresta e em pastagens e cultivos anuais. Em dois locais na Amazônia, sujeitos a uma estação seca bastante marcada, Hodnett *et al.* (1996) encontraram armazenamentos totais, em 3,6 m de profundidade, 1,9 e 1,6 vezes maior na floresta do que na pastagem. Esta proporção pode ser maior, já que a umidade foi medida apenas até 3,6 m de profundidade, enquanto foram encontradas raízes de árvores a profundidades maiores.

Capacidade de armazenamento do solo em pastagens degradadas

Figueiredo *et al.* (2008) ao comparar as propriedades físicas de um latossolo vermelho sob sistemas de manejo e cerrado nativo, observou que entre os sistemas sob pastagem, verifica-se uma maior lâmina de água (26,1 mm) no solo sob pastagem reformada do que sob pastagem degradada (21,7 mm). Esses resultados demonstram que, na camada de 0 a 0,10 m de solo, o armazenamento de água é variável de acordo com o sistema de manejo adotado, sendo que a condição de degradação da pastagem causa diminuição na capacidade de armazenamento de água, já que todas as áreas amostradas se encontravam sob as mesmas condições de precipitação pluviométrica.

Em um estudo realizado em pastagens na Austrália, McLeod *et al.* (2006) notaram que durante o período de seca (março/96), o uso de água do pasto contendo *phalaris* e trevo branco foi de 46 +/- 3,9 mm, comparado a 30,7 +/- 5,2 mm em pastagens degradadas. Durante o período chuvoso (janeiro e fevereiro/97), o aumento do armazenamento para a zona 0-55 cm foi de 104,4 +/- 6,7 mm na pastagem contendo *phalaris* e trevo branco comparado com 86 +/- 4,3 mm para as pastagens degradadas.

Além disso, o aumento do armazenamento de água para todo o perfil do solo foi 20 a 25% maior sob a pastagem de *phalaris* e trevo branco.

Mendonça *et al.* (2009), comparando a lâmina d'água média armazenada entre áreas de vegetação preservada e áreas antropizadas que incluem pastagens degradadas, nas estações chuvosa e seca, no perfil de 100 cm de solo, observou uma diferença significativa entre as áreas de vegetação preservada de maior lâmina d'água em relação as áreas antropizadas. Tal fato indica uma diminuição da disponibilidade de água nos solos das áreas antropizadas que incluíam pastagens degradadas.

3.6.1.6 Parâmetro de forma da curva de saturação (b)

O desmatamento e a substituição por culturas anuais ou pastagens, normalmente, ocasionam a redução da capacidade de infiltração. Porém, esta redução pode não ser adequadamente representada pela alteração de nenhum parâmetro do modelo. É provável que o parâmetro *b* tenha uma forte relação com a capacidade de infiltração, porém, não é possível estimar diretamente os valores de *b* com base nas características da cobertura vegetal ou do tipo de prática agrícola (COLLISCHONN, 2001).

A análise de sensibilidade revelou que quanto maior o valor de *b*, maiores são os picos das cheias pequenas e médias, no entanto, *b* não altera profundamente os picos das maiores cheias. Provavelmente bacias com pastagens ou culturas anuais e solos compactados por uso intensivo de máquinas, por práticas não conservacionistas ou por pisoteamento do gado devem ser representadas pelo modelo com valores maiores de *b*, mas não é possível estimar o quanto. Para estudos específicos sobre o papel da vegetação, o parâmetro *b* poderia ser estimado com base em dados de vazão de bacias de cobertura vegetal e uso do solo homogêneos (COLLISCHONN, 2001).

Parâmetro de forma da curva de saturação em pastagens degradadas

De acordo com Filho (2016), as áreas de pastagens que sofrem compactação por pisoteio animal, tendem a diminuir a sua capacidade de infiltração da água no solo com o tempo de uso e o manejo inadequado dos mesmos. Este mesmo autor, ao avaliar a velocidade de infiltração, em pastagens degradadas sobre latossolo amarelo e em florestas naturais sobre argissolo vermelho amarelo, em um campo experimental da Embrapa (Porto Velho - RO), observou que a capacidade de infiltração da água no solo é maior em áreas de floresta. Os níveis médios de velocidade de infiltração básica (VIB) em florestas variaram entre 10 a 20 vezes os valores de pastagem do mesmo solo. Considerando o menor valor da VIB para o latossolo amarelo em pastagem (0,3 cm/h) e o maior valor para a floresta (30,0 cm/h), tem-se que a infiltração básica na floresta é 100 vezes maior que na pastagem. Esta mesma relação diminui para 15 vezes quando se analisa os valores da VIB em seus diferentes pontos extremos na área de pastagem e de floresta do argissolo vermelho amarelo, sendo estes valores respectivamente 1 e 14,99 cm/h.

Mendonça *et al.* (2009), comparando a capacidade de infiltração média final entre áreas de vegetação preservada e áreas antropizadas, incluindo pastagens degradadas, observou uma diferença significativa entre as áreas, indicando uma diminuição da infiltração nas áreas que incluem pastagens degradadas.

3.6.2 Aplicações do MGB-IPH na avaliação dos efeitos da alteração da cobertura vegetal sobre o regime de vazões

No contexto dos efeitos das mudanças na cobertura e uso do solo, tem-se duas maneiras gerais de aplicação da modelagem hidrológica. A primeira delas se dá com o intuito de detectar mudanças nas respostas hidrológicas observadas, aumentando a compreensão dos fatores que causam essas mudanças. A outra aplicação se destina a previsão de respostas possíveis sob cenários futuros de uso da terra. Para a previsão de respostas hidrológicas em cenários futuros há necessidade de um modelo de base física, pois por reproduzir a complexidade dos processos hidrológicos

representados, esse tipo de modelo pode ser parametrizado para as condições futuras de uso do solo. Por outro lado, para a detecção de alterações, é necessário um modelo que reproduza fielmente as séries de vazões, sendo capaz de informar as vazões que teriam sido observadas se não tivesse ocorrido nenhuma mudança. Neste caso, os modelos conceituais são a escolha adequada, pois tem sido demonstrado que para situações com calibração, estes modelos funcionam tão bem ou mesmo melhor do que os modelos mais complexos, além do que, para os modelos conceituais, é possível obter os parâmetros do modelo por calibração, e estes parâmetros podem também ser utilizados para investigar as mudanças hidrológicas (GEBREHIWOT *et al.*, 2013).

A seguir serão apresentadas algumas aplicações do MGB-IPH para determinação dos impactos das alterações na cobertura e uso do solo sobre o regime hidrológico em diferentes tipos de clima e vegetação.

O MGB-IPH foi utilizado por Caram (2010) para avaliar os efeitos das mudanças na cobertura e uso do solo sobre o comportamento hidrológico da bacia do Rio Piracicaba com diferentes cenários de cobertura e uso do solo, obtendo resultados divergentes dos obtidos em estudos experimentais, com aumento das vazões médias, máximas e mínimas no cenário em que 100% da bacia era coberta por florestas. De todo modo o cenário de maior impacto na vazão média foi com 100% de cobertura por agricultura. O aumento de vazão média para a situação de 100% floresta foi de 9,3% em relação ao cenário considerado atual, já com agricultura na totalidade da bacia, o incremento foi de 12,6% em relação ao cenário considerado atual. Nesse estudo a maior redução na vazão ocorreu com a conversão de agricultura em pastagem, onde o decréscimo foi de 2,85% em relação ao cenário considerado atual.

Também utilizando o MGB-IPH, Bayer (2014) realizou um estudo sobre os impactos das alterações na cobertura e uso do solo na bacia do Rio Paraná (827.155 km²), no qual não foram utilizados cenários, mas acompanhado o desenvolvimento das mudanças no uso do solo no período entre 1940 e 1999. Comparando as simulações com as variações na cobertura do solo ao longo do período, foi verificado que houve aumento de cerca de 22% na vazão média devido ao desmatamento de 42,3% observado ao longo do período.

Beserra (2016) conduziu um estudo na bacia do Rio Grande, no Oeste Baiano, avaliando os efeitos das mudanças na cobertura e uso do solo sobre as vazões com a utilização do modelo MGB-IPH. Na avaliação foram consideradas as incertezas do modelo e dos parâmetros, para isso, ao invés de se considerar que há um único conjunto de parâmetros que represente a bacia, foi considerado que diversos parâmetros podem representar a bacia. Foram avaliadas as mudanças nas vazões mensais, anuais e nas vazões mínimas, em três períodos distintos. Em todas as comparações, os resultados indicaram que houve redução das vazões devido à substituição da vegetação natural de cerrado por pastagem e culturas agrícolas.

Na bacia hidrográfica do rio Araguari, Minas Gerais, foi realizada uma modelagem hidrológica para o estudo da vazão, a partir das mudanças do uso da terra e cobertura vegetal nativa, também com uso do MGB-IPH. Foram avaliados os efeitos das mudanças de uso da terra e cobertura vegetal nativa (período de 1975 a 2010) na resposta da vazão na bacia. A bacia foi dividida em sub-bacias para melhor análise, sendo que a sub-bacia Fazenda Letreiro, que teve mais mudanças de uso da terra e cobertura vegetal nativa, apresentou um aumento para as vazões máxima (em 38,8 m³/s), mínima (em 2,29 m³/s), média (em 5,78 m³/s) e lâmina escoada anual (231,35 mm/ano), no período de 1975 a 2010. Foram simulados cenários hipotéticos para a sub-bacia Ibiá, onde: a vazão média para os cenários hipotéticos propostos se manteve praticamente equiparada, o cenário 100% Cobertura vegetal nativa apresentou maior alteração em relação a vazão mínima (aumento de 2,28 m³/s) e o cenário de 100% pastagem apresentou a maior alteração na vazão máxima (aumento de 36,18 m³/s) (SILVA, 2014).

4. METODOLOGIA

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A Bacia Hidrográfica do Rio Doce está localizada na região sudeste do Brasil entre os estados de Minas Gerais e Espírito Santo. Possui uma extensão total de 853 km e uma área de drenagem de aproximadamente 86.715 km², dos quais 86% pertencem ao Estado de Minas Gerais e o restante (14%) ao Estado do Espírito Santo, sendo, portanto, uma bacia de domínio federal. A bacia pode ser dividida em três unidades regionais: Alto, Médio e Baixo Rio Doce. O Alto Rio Doce localiza-se a montante da confluência dos rios Doce e Piracicaba. O Médio Rio Doce possui seus limites a jusante da confluência dos rios Doce e Piracicaba até a divisa dos estados de Minas Gerais e Espírito Santo. O Baixo Rio Doce abrange a porção capixaba (CBH-DOCE, 2006).

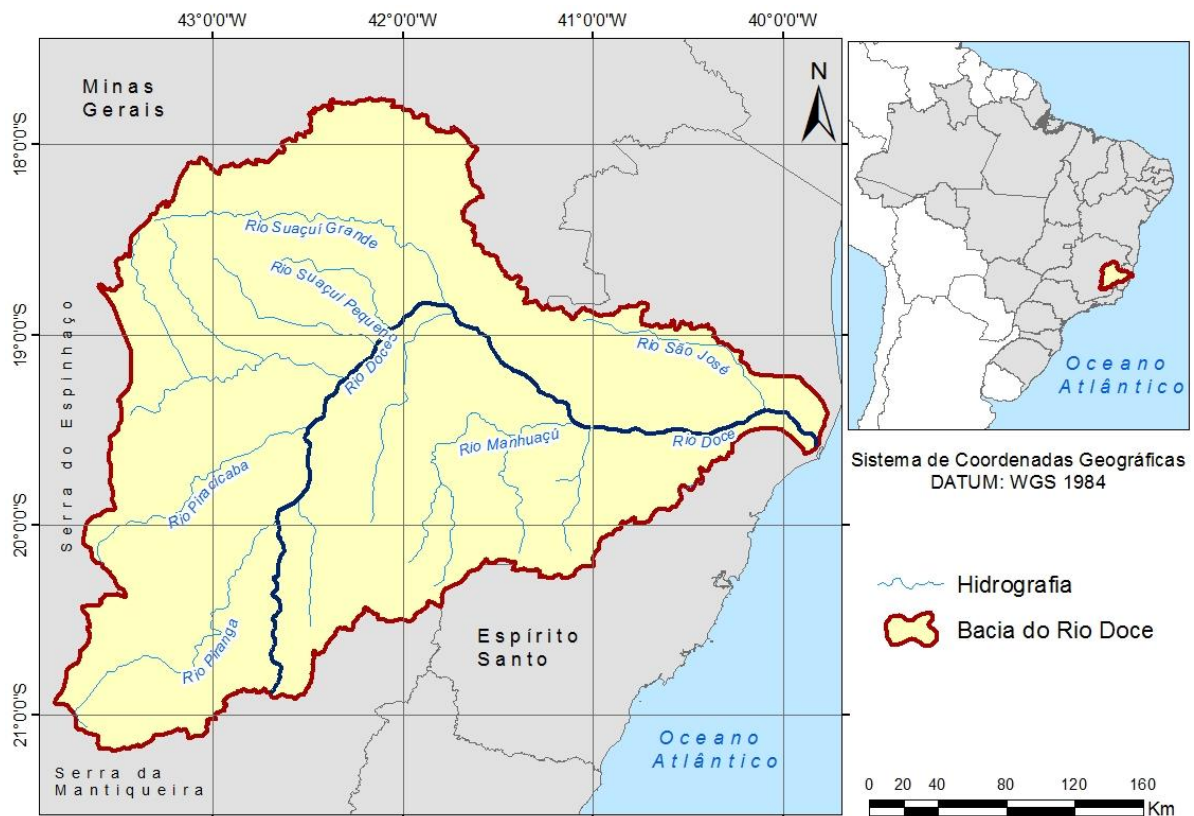
As nascentes do rio Doce situam-se no Estado de Minas Gerais, nas serras da Mantiqueira e do Espinhaço, sendo que suas águas percorrem cerca de 850 km até atingir o oceano Atlântico, junto ao povoado de Regência, no Estado do Espírito Santo. Os principais afluentes do rio Doce pela margem esquerda são os rios do Carmo, Piracicaba, Santo Antônio, Corrente Grande e Suaçuí Grande, em Minas Gerais; São José e Pancas no Espírito Santo. Já pela margem direita são os rios Casca, Matipó, Caratinga/Cuieté e Manhauçu em Minas Gerais; Guandu, Santa Joana e Santa Maria do Rio Doce no Espírito Santo (PIRH-DOCE, 2010). A Figura 4.1 retrata o mapa de localização da bacia hidrográfica do rio Doce e seus principais afluentes.

As principais atividades econômicas existentes na bacia são a agropecuária, a agroindústria, a mineração, a indústria, o comércio, os serviços de apoio aos complexos industriais e a geração de energia elétrica (PIRH-DOCE, 2010).

Cupolillo (2008) afirma que, em relação aos aspectos climáticos na bacia, o clima é classificado como tropical úmido, estando caracterizada, entretanto, por uma não uniformidade climática. Esta diversidade é explicada por um conjunto de fatores, sobretudo, pela posição geográfica, pelas características de relevo e do encontro de massas de ar que atuam na bacia. Normalmente, a estação chuvosa se inicia em

novembro e se prolonga até maio com uma distribuição heterogênea na bacia, mas como totais anuais superiores a 700 mm. As regiões de maior altitude e as litorâneas são as que apresentam maiores totais anuais de precipitação, variando entre 900 mm e 1500 mm. Os fundos de vales e regiões deprimidas são as que apresentam menores totais anuais, variando entre 700 e 1000 mm. Quase a totalidade da bacia apresenta temperaturas médias anuais elevadas durante boa parte do ano e, mesmo nos meses mais frios, as temperaturas médias anuais são superiores a 18°C e no litoral superior a 24°C (CUPOLILLO, 2008).

Figura 4.1 - Mapa de localização da bacia do rio Doce.



Fonte: Autoria própria.

4.1.1. Vazão

O regime fluvial do rio Doce é perene e, de modo geral, acompanha a pluviosidade. Os picos de cheias ocorrem nos meses de dezembro, janeiro e março, e as vazantes extremas nos meses de agosto e setembro (CUPOLILLO, 2008). Os reservatórios existentes na bacia não apresentam potencial de regularização de vazões, não

influenciando na disponibilidade hídrica baseada em séries históricas, já que os tempos de residência dos reservatórios mais importantes da bacia, são sempre muito menores que um mês (PIRH-DOCE, 2010).

Observa-se que as maiores vazões específicas não estão associadas às maiores áreas de drenagem e sim a um conjunto de características relacionadas, entre outras coisas, ao tipo de solo da bacia e ao regime de chuvas. Em geral, as bacias hidrográficas localizadas sob formações sedimentares com maiores áreas de drenagem e/ou com regularidade das chuvas, apresentam vazões de estiagem entre 15 e 20% da vazão média. Por outro lado, as bacias localizadas em terrenos cristalinos, com regime de chuva irregular possuem vazões de estiagem muito baixas, em geral, inferiores a 10% da vazão média (PIRH-DOCE, 2010).

Na bacia do rio Doce, comparando-se os valores da $Q_{7,10}$ (vazão mínima de 7 dias e 10 anos de período de retorno) com a Q_{MLT} (vazão média de longo termo), estes percentuais variam de valores da ordem de 10% no Baixo Doce, a valores superiores a 30% nas sub-bacias localizadas nas cabeceiras. Este fato mostra a diversidade da disponibilidade hídrica na bacia, o que pode demandar diferentes ações para cada sub-bacia específica. As bacias que estão localizadas mais próximas às cabeceiras apresentam uma produção de água mais elevada do que aquelas do estado do Espírito Santo (PIRH-DOCE, 2010).

As inundações, que constituem um grande problema para a bacia do rio Doce, são registradas no período de outubro a março, principalmente nos meses de dezembro a fevereiro. Além dos fenômenos meteorológicos que provocam as inundações, a bacia do rio Doce teve sua cobertura vegetal removida, principalmente a partir do século XIX, para o cultivo de café e cana-de-açúcar, exploração madeireira e formação de pastagens. Tais ações modificam a capacidade de infiltração e armazenamento do solo e podem agravar os efeitos das cheias, principalmente em pequenas bacias. Aliado a isto a ocupação desordenada da planície de inundação dos cursos d'água, em especial nas áreas urbanas, têm agravado os danos causados pelas enchentes (PIRH-DOCE, 2010).

Analisando a série histórica (1939 a 2008) da estação fluviométrica localizada em Colatina (ES) com relação aos valores de vazões, observa-se uma redução considerável, e sua relativa recuperação a partir dos anos 80. Um dado surpreendente

foi a redução registrada entre as décadas de 1940 e 1950, quando as vazões caíram de 1.313 m³/s para 927 m³/s, uma queda de 386 m³/s. A partir de então, não houve registros, em uma década, de vazões superiores a 1.000 m³/s. Na década de 1960, a vazão permaneceu estável (870 m³/s), com uma redução de 57 m³/s. Na década de 1970, apresentou uma redução de vazão considerável de 150 m³/s, na década de 1990, um acréscimo de vazão de 129 m³/s, com média de 849 m³/s, e, entre 2001 e 2008, houve uma estabilização com média de 844 m³/s (COELHO, 2009).

4.1.2. Degradação ambiental

A bacia do rio Doce abrange cinco municípios do Espírito Santo e 12 de Minas Geras, que estão em áreas adjacentes aos espaços subúmidos secos ou semi-áridos atingidos pela desertificação, que ocasiona a degradação de terras. Esses municípios formalmente não se enquadram no padrão climático considerado susceptível à desertificação, porém apresentam características comuns às áreas semi-áridas e subúmidas secas, sugerindo a ocorrência de processos de sujeitos à desertificação, caso não sejam ali adotadas medidas de preservação e conservação ambiental. Os municípios de Minas Gerais são: Franciscópolis, Itambacuri, Malacacheta, Rio Vermelho e Serro. Já os municípios do Espírito Santo são: Águia Branca, Alto Rio Novo, Baixo Guandu, Colatina, Mantenópolis, Marilândia, Pancas, Rio Bananal, São Domingos do Norte, São Gabriel da Palha, Sooretama e Vila Valério (PIRH-DOCE, 2010).

No Espírito Santo, os problemas ambientais evidenciados são decorrentes da destruição da vegetação natural, que é substituída por monoculturas e por pastagens. Esta última ocorrendo em todos os municípios da região afetada. Além disso, destaca-se a degradação ambiental ocasionada pela exploração mineral (PIRH-DOCE, 2010).

Quanto aos problemas ambientais no estado de Minas Gerais, os municípios são afetados por intensa exploração e degradação da vegetação natural. Parte importante da vegetação natural tem sido substituída por pastagens exóticas. A baixa fertilidade natural dos solos e a topografia acidentada aliada ao sobrepastoreio, reduzem a capacidade de suporte das pastagens e conduzem o solo a intensos processos erosivos. Faz parte da paisagem a presença de extensas áreas de pastagem

degradadas, conhecidas na região como “peladores”, fonte importante de sedimentos que alimentam o processo de assoreamento dos cursos de água. Estão presentes em parte dos municípios da região extensos maciços de florestas plantadas, principalmente de eucaliptos, e áreas voltadas para a monocultura. A exploração mineral também constitui prática comum em parte dessa região e apresenta impactos ambientais importantes, como destruição de paisagens, erosão dos solos e assoreamento de córregos, rios e lagos (PIRH-DOCE, 2010).

4.1.3. Desastre Ambiental

No dia 5 de novembro de 2015, ocorreu o rompimento da barragem de rejeitos minerais de Fundão, situada em Mariana, e o galgamento da barragem de Santarém, em uma região de cabeceira da bacia hidrográfica do rio Doce, resultando em um desastre ambiental de grande magnitude e repercussão. O rompimento da barragem liberou um volume estimado de 34 milhões de m³ de rejeitos de mineração, água e materiais utilizados em sua construção, causando diversos impactos socioeconômicos e ambientais na bacia do rio Doce (ANA, 2016).

Nos trechos imediatamente a jusante, a onda resultante do rompimento da barragem avançou sobre a planície de inundação dos rios tributários, levando consigo parte da vegetação e do substrato. Esses materiais somaram-se à lama de rejeitos, agravando os danos nos trechos de cabeceira. A partir da barragem de Fundão, a onda de rejeitos e detritos seguiu os cursos do córrego Santarém e rios Gualaxo do Norte e do Carmo por 77 km até alcançar o rio Doce. De acordo com estimativas do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), nesse trecho a avalanche de lama atingiu uma área de cerca de 1.500 hectares (ANA, 2016).

Bento Rodrigues, subdistrito do município de Mariana, situado a pouco mais de 5 km das barragens, foi praticamente todo soterrado pela avalanche de água, lama e detritos produzida com o rompimento da barragem. Foram encontradas 18 vítimas fatais do acidente e estima-se que 207 dos 251 imóveis tenham sido destruídos naquela localidade. Segundo classificação adotada pela Defesa Civil, o rompimento na barragem de Fundão resultou em um Desastre de Nível IV, que é o de maior gravidade (ANA, 2016).

Considerando a situação atual da bacia do rio Doce, após o desastre ambiental ocorrido, em conjunto com as mudanças relatadas na série histórica e no uso e ocupação do solo, observa-se uma motivação para estudos hidrológicos na bacia, a fim de avaliar os possíveis impactos das mudanças do uso e ocupação do solo no regime fluviométrico. Além disso, a análise da simulação hidrológica pode auxiliar a tomada de decisões para a recuperação ambiental da bacia.

4.2. VARIÁVEIS DE ENTRADA DO MODELO

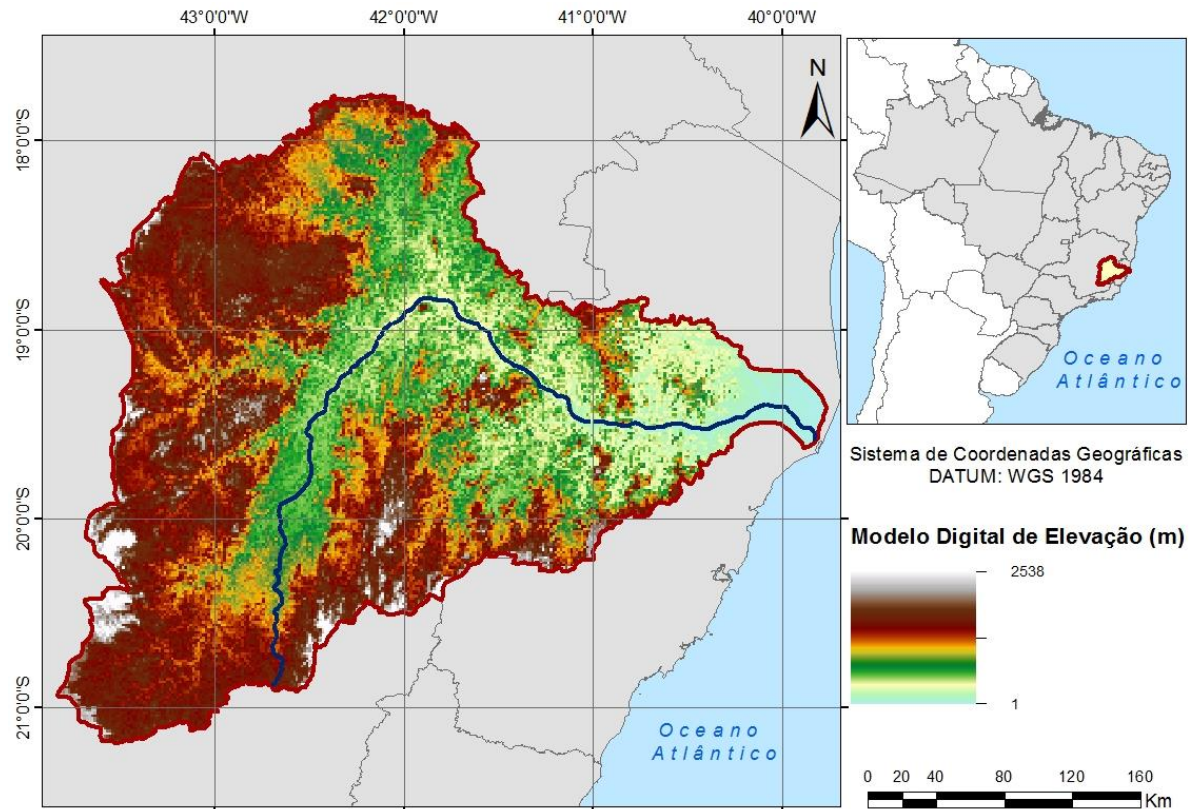
O modelo MGB-IPH requer dados de entrada relacionados às características fisiográficas, climáticas e fluviométricas da bacia hidrográfica em estudo.

4.2.1 Variáveis fisiográficas

As variáveis fisiográficas necessárias à modelagem por meio do MGB-IPH, referem-se aos dados de altitude, pedologia e uso do solo.

A fim de se obter os dados de altitude, foram utilizados dados de elevação digital da SRTM, produzidos pela NASA, com pixels de 90 metros (<http://www.cgiar-csi.org>). Na Figura 4.2 é apresentado o modelo digital de elevação (MDE) da bacia hidrográfica do rio Doce, destacando seu principal curso d'água.

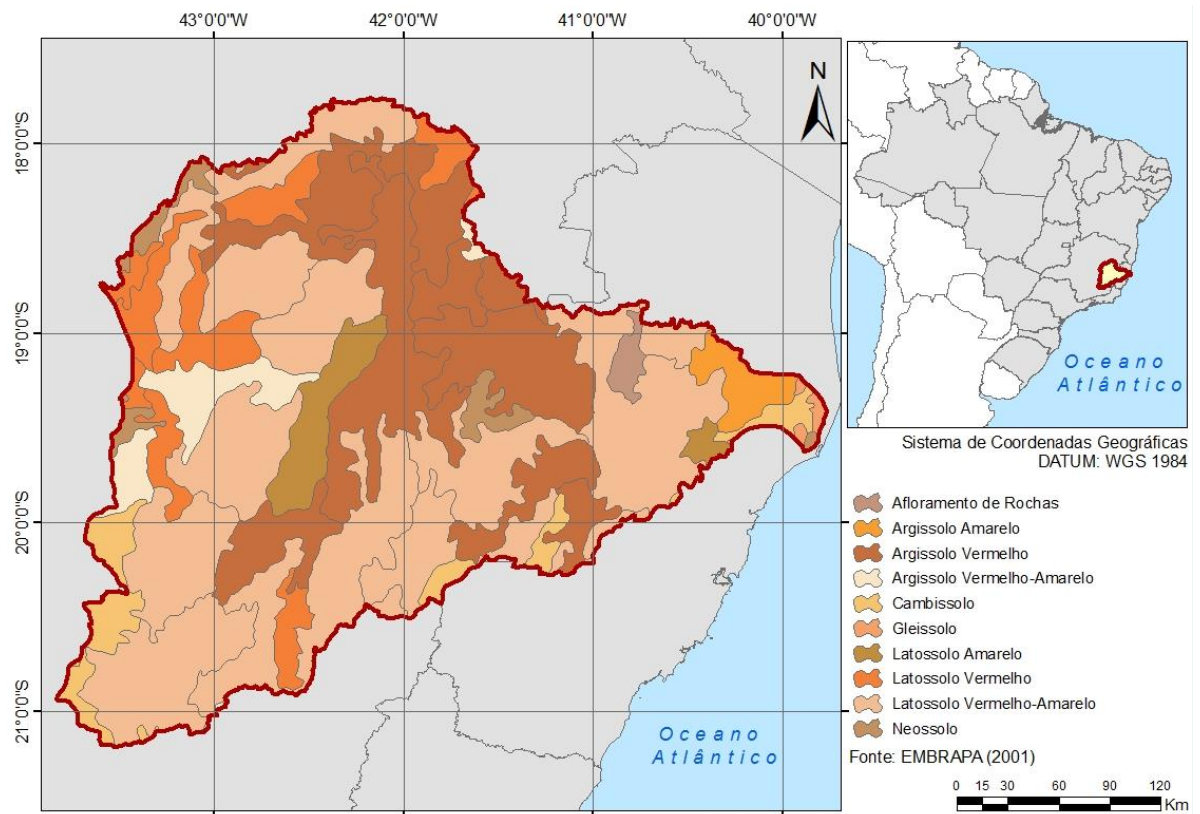
Figura 4.2 - Modelo Digital de Elevação (MDE) da bacia hidrográfica do rio Doce.



Fonte: Autoria própria.

Em relação à pedologia, o mapa de solos que foi utilizado, mostra os tipos de solos encontrados no Brasil, segundo dados da EMBRAPA (2001), na escala 1:5.000.000. Na bacia do rio Doce predominam latossolos vermelho amarelos (49,06%) e argissolos vermelhos (28,21%) perfazendo 77,2% da área da bacia. O latossolo vermelho amarelo refere-se aos solos profundos e acentuadamente drenados. Já o argissolo vermelho compreende solos de profundidade variável, onde quase a totalidade de sua área ocupada está em relevo forte ondulado e/ou montanhoso, e, devido ao problema da grande susceptibilidade à erosão que esses tipos de solos apresentam, sua utilização torna-se restrita ao uso com pastagens e culturas permanentes de ciclo longo (PIRH-DOCE, 2010).

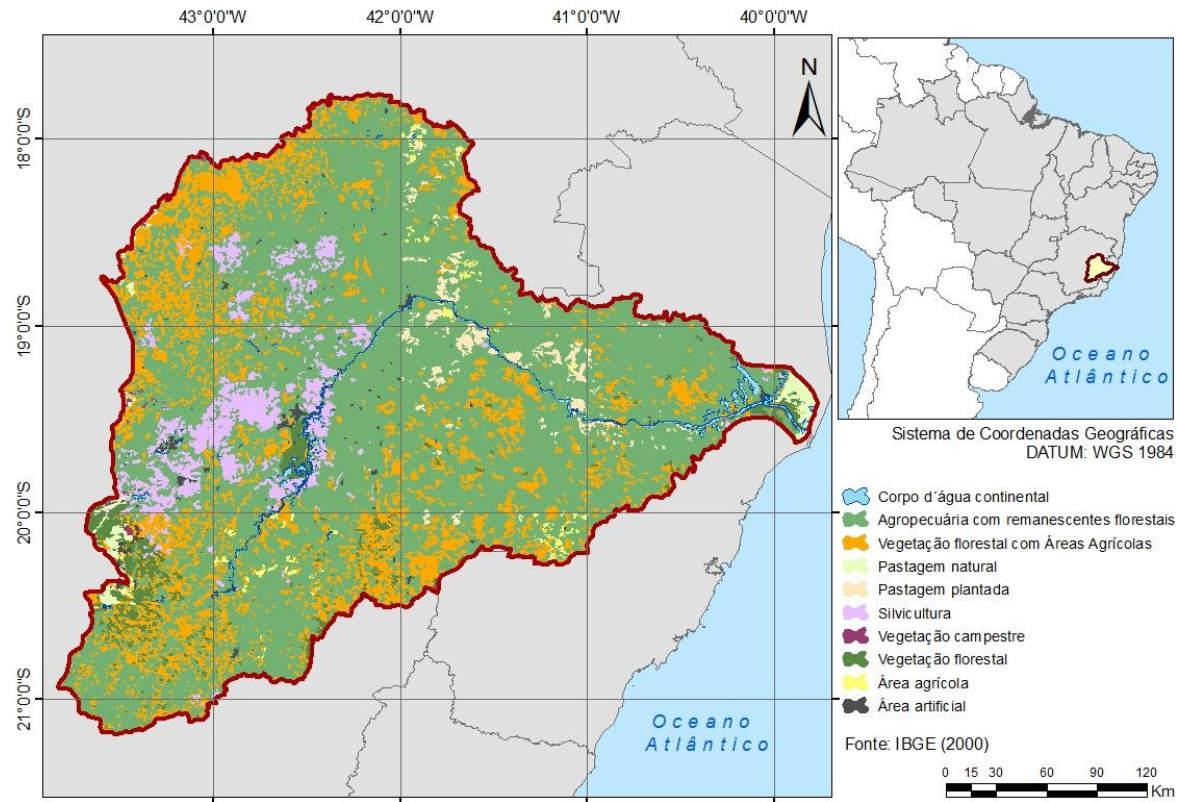
Figura 4.3 - Mapa de tipos de solos da bacia do rio Doce.



Fonte: Autoria própria.

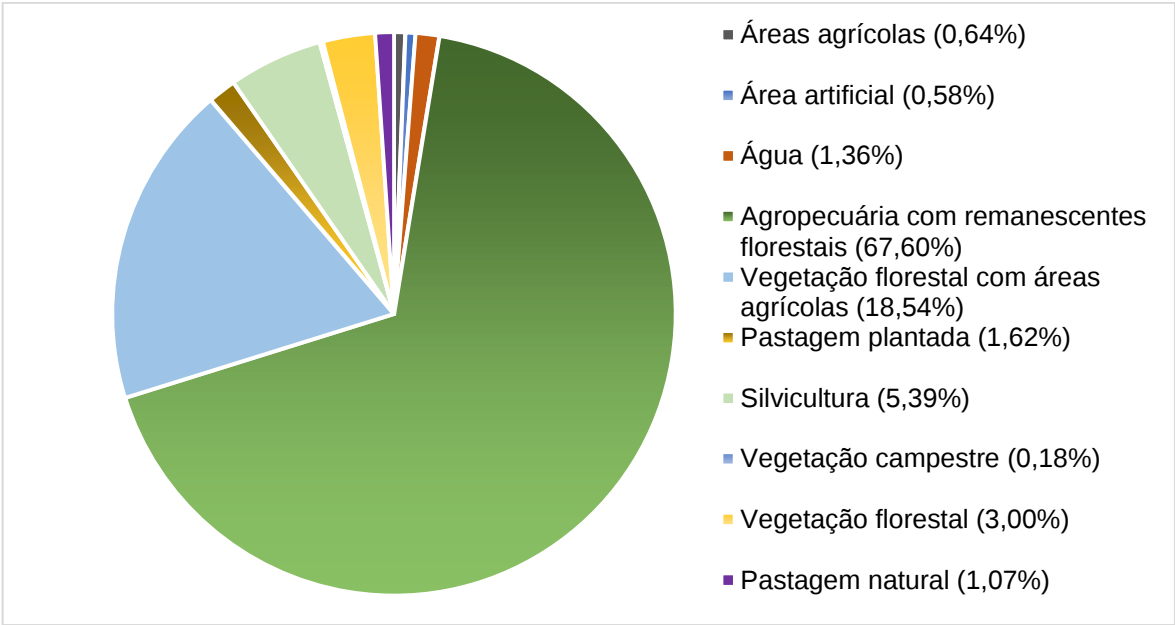
Quanto aos dados de uso e ocupação do solo, foi utilizado o mapa do ano de 2000, disponibilizado pelo IBGE (2000), na escala 1:1.000.000 (Figura 4.4). A classe agropecuária predomina na bacia, ocupando 67,60% e em seguida, tem-se a classe de vegetação florestal, com 18,54% da área (Figura 4.5).

Figura 4.4 - Uso e ocupação do solo da bacia do rio Doce para o ano de 2000.



Fonte: Autoria própria.

Figura 4.5 - Porcentagens das classes de uso do solo para a bacia do rio Doce no ano 2000.



Fonte: Autoria própria.

4.2.2 Variáveis climatológicas e fluviométricas

Para as variáveis pluviométricas e fluviométricas, existe um número considerável de informações disponíveis. Sendo assim, foram utilizadas 81 estações pluviométricas e foram identificadas 60 estações fluviométricas, todas providas da Agência Nacional de Águas (ANA) – *Hidroweb*, localizadas na bacia do rio Doce. As séries históricas destas estações foram analisadas no período de 01 de janeiro de 1990 a 31 de dezembro de 2014, a fim de avaliar a qualidade dos dados. Após esta análise, optou-se por utilizar 11 estações fluviométricas (Tabela 4.1). Já para os dados climatológicos, existe considerável menor disponibilidade de informações e os mesmos foram disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), totalizando 12 estações meteorológicas (Tabela 4.2). A Figura 4.6 mostra a localização das estações utilizadas.

Tabela 4.1 - Postos fluviométricos utilizados na simulação.

CÓDIGO DA ESTAÇÃO	LONGITUDE	LATITUDE
56110005	-42,90	-20,38
56425000	-42,67	-19,99
56539000	-42,48	-19,78
56719998	-42,40	-19,33
56850000	-41,95	-18,88
56891900	-41,92	-18,57
56920000	-41,64	-18,97
56940002	-41,54	-19,07
56990000	-41,16	-19,49
56992000	-41,01	-19,52
56994500	-40,62	-19,53

Fonte: Autoria Própria.

Tabela 4.2 - Estações meteorológicas utilizadas na simulação (continua).

NOME DA ESTAÇÃO	CÓDIGO DA ESTAÇÃO	LONGITUDE	LATITUDE
Itamarandiba	1742016	-42,85	-17,85
São Mateus	1839015	-39,85	-18,70
Diamantina	1843009	-43,60	-18,25
Aimorés	1941017	-41,06	-19,48
Caratinga	1942021	-42,13	-19,73

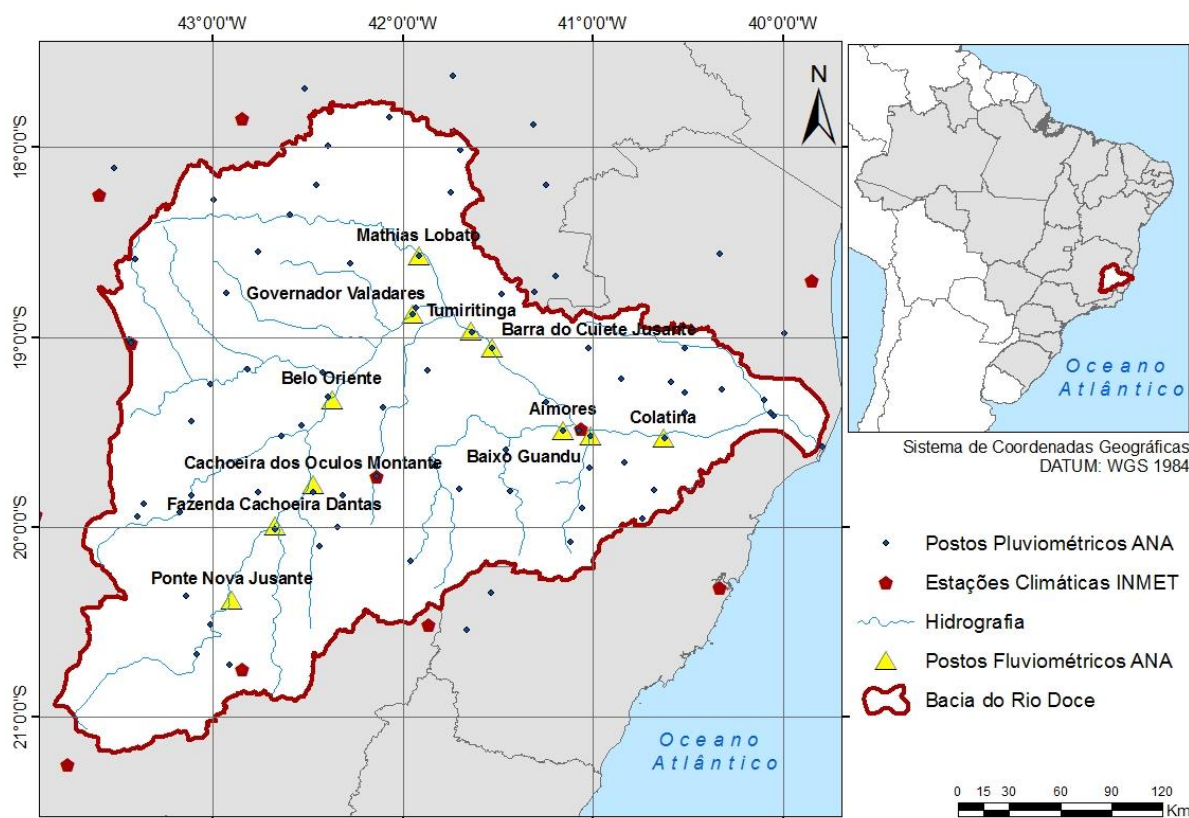
Fonte: Autoria própria.

Tabela 4.2 - Estações meteorológicas utilizadas na simulação (conclusão).

NOME DA ESTAÇÃO	CÓDIGO DA ESTAÇÃO	LONGITUDE	LATITUDE
C. do Mato	1943059	-43,43	-19,03
Belo Horizonte	1943063	-43,93	-19,93
Vitória	2040035	-40,33	-20,31
Caparaão	2041044	-41,86	-20,51
Viçosa	2042024	-42,85	-20,75
Barbacena	2143055	-43,76	-21,25
Cel. Pacheco	2143061	-43,25	-21,55

Fonte: Autoria própria.

Figura 4.6 - Estações fluviométricas, pluviométricas e meteorológicas utilizadas na simulação.



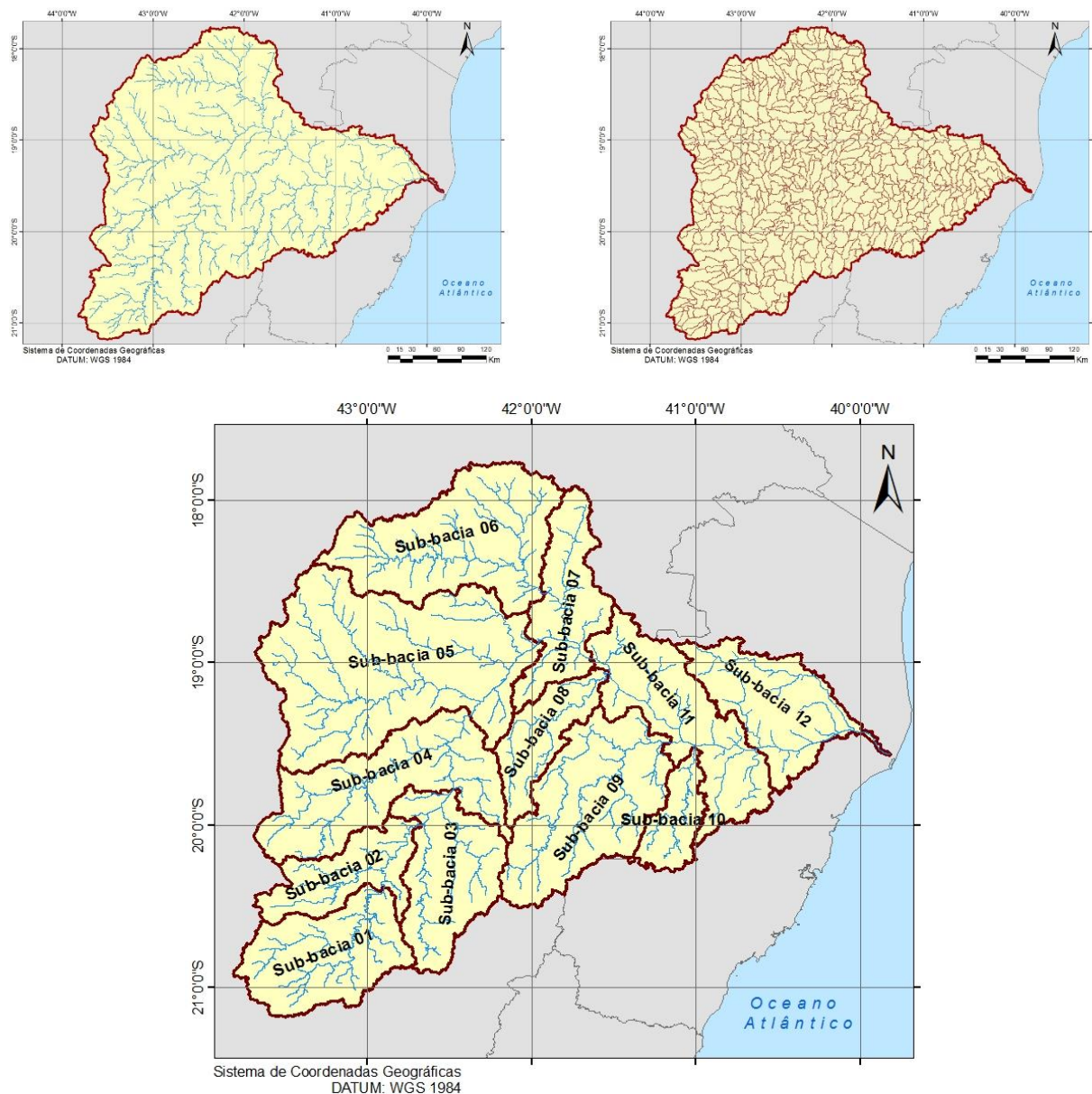
Fonte: Autoria Própria.

4.3. SIMULAÇÃO HIDROLÓGICA

O primeiro passo para a simulação hidrológica da bacia do Rio Doce foi realizar a discretização dos dados no ArcMap. A rede de drenagem foi definida e dividida em vários trechos de rios, a partir das confluências, o que permitiu então a delimitação

das áreas de contribuição para cada trecho, definidas como minibacias. Já as sub-bacias foram delimitadas de acordo com as localizações dos postos fluviométricos e do exutório da bacia. Assim, foram criadas 581 minibacias, cuja precipitação em cada uma delas é conduzida para o próprio segmento de drenagem, e 12 sub-bacias (Figura 4.7).

Figura 4.7 - Rede de drenagem, a delimitação da bacia e sua divisão em minibacias e sub-bacias.



Fonte: Autoria própria.

A partir das informações pedológicas, as classes de tipos de solo foram agrupadas em termos do potencial de geração de escoamento superficial, definindo-se, então,

duas classes subjetivas: 1) baixo potencial, ou solos profundos; 2) alto potencial, ou solos rasos. A primeira classe, de solos com baixo e médio potencial de geração de escoamento e alto potencial de armazenamento de água, foi composta das classes "latossolos" e "argissolos". A segunda classe, de solos com mais capacidade de geração de escoamentos e menos capacidade de armazenamento de água, agrupou as classes "neossolos", "gleissolo" e "cambissolos" (Quadro 4.1). O resultado final da combinação dos tipos de solos reclassificados foi utilizado para a geração das classes de URHs.

Quadro 4.1 - Classes quanto ao tipo de solo.

TIPOS DE SOLO	CLASSES
Argissolo amarelo	Solo profundo
Argissolo vermelho	
Argissolo vermelho-amarelo	
Latossolo amarelo	
Latossolo vermelho	
Latossolo vermelho-amarelo	Solo raso
Cambissolo	
Gleissolo	
Neossolo	

Fonte: Autoria Própria.

Para a definição das URHs, o mapa de uso do solo também foi simplificado tendo suas classes agrupadas por semelhança hidrológica para a utilização no modelo hidrológico e realização das análises de influência da alteração do uso do solo na bacia. Para a reclassificação, considerou-se que a classe "Floresta" compreende a silvicultura, vegetação florestal e vegetação florestal com áreas agrícolas. As pastagens natural e plantada e vegetação campestre foram agrupadas em uma classe definida como "Pastagem" (Quadro 4.1).

Quadro 4.2 - Classes quanto ao uso e ocupação de solo.

USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	CLASSES
Área agrícola	Agricultura
Área artificial	Urbano
Água	Corpo d'água continental
Agropecuária com remanescentes florestais	Agropecuária
Silvicultura	
Vegetação florestal	Floresta
Vegetação florestal com áreas agrícolas	
Pastagem natural	
Pastagem plantada	Pastagem
Vegetação campestre	

Fonte: Autoria Própria.

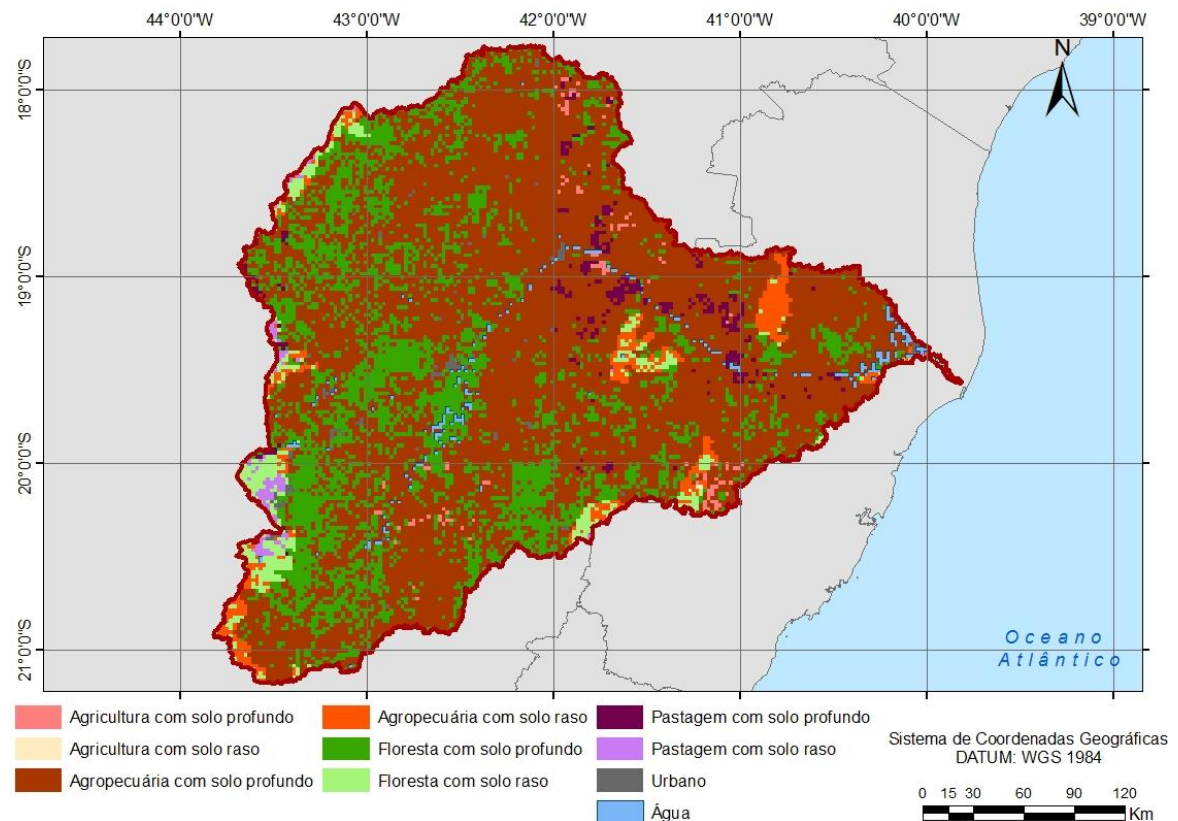
Com a sobreposição desses dados já simplificados, foram criadas as URHs (Quadro 4.3), que resultaram na divisão de 10 URHs (Figura 4.8).

Quadro 4.3 - Descrição das URHs.

URHs	DESCRIÇÃO
1	Pastagem com solo profundo
2	Floresta com solo profundo
3	Agropecuária com solo profundo
4	Agricultura com solo profundo
5	Pastagem com solo raso
6	Floresta com solo raso
7	Agropecuária com solo raso
8	Agricultura com solo raso
9	Urbano
10	Água

Fonte: Autoria Própria

Figura 4.8 - URHs criadas para a simulação no MGB-IPH, que resultaram na divisão de 10 URHs.



Fonte: Autoria própria.

Ressalta-se que, até então, os arquivos são do tipo raster, sendo necessária a utilização da ferramenta MGB-IPH Tools/MGB-Preprocessing, a fim de gerar o arquivo principal de entrada do modelo MGB-IPH, chamado MINI.GTP. Este contém informações relacionadas às minibacias, como número e coordenadas do centroide, sub-bacia a qual pertence a minibacia, área de drenagem, comprimento e declividade do rio principal que atravessa uma minibacia, ordem do curso d'água, porcentagem de área da minibacia em que existe cada uma das unidades de resposta hidrológica etc (ARAÚJO, 2017).

A terceira ferramenta de preparação dos dados é a vazão, onde são selecionados os postos fluviométricos a serem utilizados na simulação e relacionados com suas respectivas minibacias. A quarta ferramenta de preparação de dados é o clima, na qual são gerados as médias climatológicas e os arquivos de clima diários.

A quinta ferramenta de preparação dos dados é a ferramenta de parâmetros de vegetação, que caracteriza as URHs pela magnitude dos valores dos parâmetros albedo (a), índice de área foliar (IAF), altura do dossel (h) e resistência superficial (Rs).

Com base na literatura, os valores foram adotados para cada URH de acordo com o Apêndice A. Vale ressaltar que, para as URHs que contemplam o uso agropecuária, os valores dos parâmetros de vegetação foram atribuídos por meio de uma média aritmética dos valores dos parâmetros das URHs que contemplam os usos pastagem e agricultura, assim como foi feito no trabalho de Collischonn (2001) para a URH “agricultura + pastagem”.

4.4. CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO

Para o processo de calibração, foi escolhida a calibração manual com posterior calibração automática a fim de melhorar os resultados. A calibração manual consiste na alteração dos valores dos parâmetros do solo, fazendo com que os hidrogramas calculados coincidam com os hidrogramas observados. O módulo responsável por gerar escoamento em cada minibacia discretizada possui 11 parâmetros calibráveis. Esses parâmetros, em conjunto com o significado e faixas de variação, são apresentados no Quadro 4.4.

Quadro 4.4 – Parâmetros do solo com seus respectivos valores e significados.

PARÂMETRO	VALORES	SIGNIFICADO
Wm	50 - 1000	Capacidade de armazenamento do solo
b	0,12 – 1,6	Correlação entre o armazenamento e saturação do solo
Kbas	0,05 - 5	Controla a vazão durante a estiagem
Kint	4 - 40	Controla a quantidade de água na camada do solo
XL	0,67	Controla o perfil da redução da curva de água na superfície
CAP	0	Controla a vazão do reservatório de subsolo
WC	0,1	Parâmetro de armazenamentos residuais
CB	1200 - 8000	Parâmetro do reservatório linear simples
QB	0,1	Vazão de base do início da simulação
CS	1 - 20	Parâmetro de calibração do espalhamento da superfície
CI	50 - 200	Parâmetro de calibração do espalhamento da sub-superfície

Fonte: Adaptado de Jardim *et al.*, (2017).

Na etapa de calibração manual, diferentes valores dos parâmetros calibráveis foram definidos para cada sub-bacia, após vários ajustes manuais, sempre comparando os valores simulados de vazão com os observados, com o intuito de representar de forma adequada as condições reais da área de estudo. A calibração automática, por sua vez, utiliza um algoritmo de análise multi-objetivo conhecido como MOCOM-UA (Multiple-Objective Complex Evolution – University of Arizona) desenvolvido por

Yapo et al. (1998), o qual procura valores ótimos próximos aos valores de parâmetros iniciais fornecidos. Valores médios de cada parâmetro e valores máximos e mínimos foram atribuídos de acordo com os valores definidos na calibração manual. Apenas as sub-bacias 01, 06 e 08 foram calibradas automaticamente, pois as mesmas obtiveram um desempenho inferior em relação as demais na calibração manual. As comparações dos resultados foram feitas de forma visual, a partir dos hidrogramas e curvas de permanência de vazão e a partir de métricas de desempenho.

Uma das métricas de desempenho utilizadas para avaliar a calibração foi o coeficiente de eficiência Nash e Sutcliffe (ENS) (NASH; SUTCLIFFE, 1970). Esse coeficiente pode variar do negativo infinito até 1, quando seu ajuste é perfeito. Considerando os critérios propostos por Gottschalk e Motovilov (2000), os valores de ENS são considerados adequados se ENS é superior a 0,75 e aceitável se ENS fica entre 0,36 e 0,75. Também foi utilizado o R^2 adaptado para o logaritmo das vazões, que dá mais peso para as vazões de recessão do hidrograma (ENSlog) e o erro relativo de volume total dos hidrogramas (ΔV), o qual compara os volumes totais simulados e observados e aponta o quanto o simulado difere do observado. Segundo critérios propostos por Moriasi et al. (2007), ΔV pode ser considerado muito bom abaixo de 15%, bom entre 15 e 30%, satisfatório entre 30 e 55% e insatisfatório acima de 55%. As equações relativas aos coeficientes de eficiência do modelo são apresentadas a seguir (Equações 03, 04 e 05).

$$ENS = 1 - [\sum (Q_t^{obs} - Q_t^{calc})^2 / \sum (Q_t^{obs} - Q_t^{obs})^2] \quad (03)$$

$$ENS_{log} = 1 - [\sum (\log Q_t^{obs} - \log Q_t^{calc})^2 / \sum (\log Q_t^{obs} - \log Q_t^{obs})^2] \quad (04)$$

$$\Delta V = [\sum Q_t^{calc} - \sum Q_t^{obs}] / \sum Q_t^{obs} \quad (05)$$

Em que Q_t^{obs} são as vazões observadas no tempo t ; Q_t^{calc} são as vazões calculadas no tempo t e Q_t^{obs} é a média das vazões observadas.

Em um primeiro momento os valores dos parâmetros são definidos com base em valores médios sugeridos como referência pelo próprio modelo, e com base em

informações de aplicações anteriores em bacias semelhantes. No caso do presente estudo, uma primeira simulação foi realizada utilizando os seguintes valores de parâmetros do solo: $W_m = 200$ a 400 ; $b = 0,10$; $K_{bas} = 0,20$; $K_{int} = 10$; $XL = 0,60$; $CAP = 0$; $W_c = 0,10$; $C_s = 8$; $C_i = 40$; $C_b = 600$; $Q_b = 0,01$.

O período de calibração foi de 1990 a 2005, enquanto a etapa de validação foi para o período de 2006 a 2014.

4.5. CENÁRIOS ANALISADOS

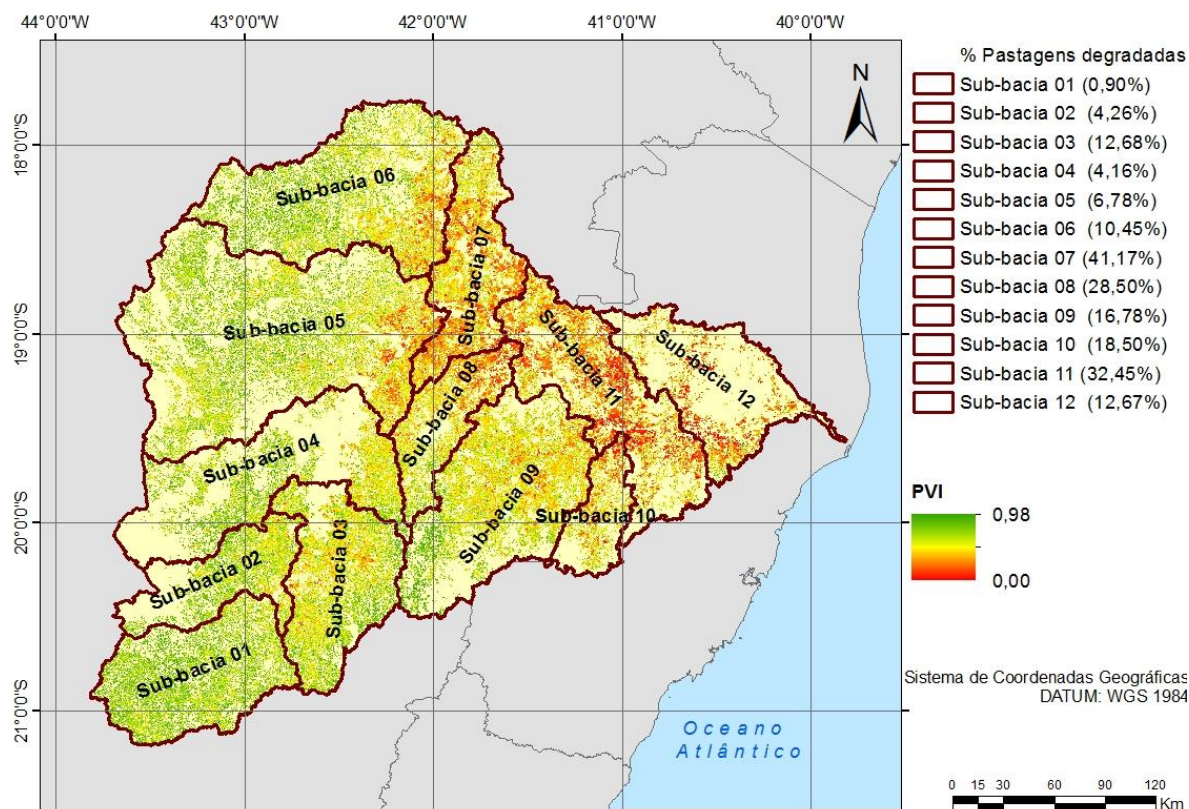
4.5.1. Cenário de pastagens degradadas

Tendo em vista a degradação de pastagens como um dos problemas ambientais evidenciado pelo Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Doce (PIRH-DOCE, 2010), foi construído um cenário de pastagens degradadas a fim de investigar possíveis efeitos dessa degradação na vazão.

Apesar da identificação da degradação das pastagens ser uma tarefa complexa, de forma geral, todos os conceitos de degradação de pastagens indicam um processo evolutivo de perda de vigor e produtividade ao longo do tempo. Desta forma, o cenário de pastagens degradadas foi criado utilizando o mapa do Índice de Vigor das Pastagens no Brasil (PVI) (LAPIG, 2017). Este mapa possui resolução espacial de 250 m e é disponibilizado pelo Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento (LAPIG), o qual é vinculado ao Instituto de Estudos Socioambientais (IESA) da Universidade Federal de Goiás (UFG).

O PVI é um índice de vigor das pastagens que combina o vigor inicial das pastagens (intercepto) e sua tendência (slope) ao longo do tempo. O índice foi gerado a partir de uma série temporal de 392 imagens NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) para o período de 2000 a 2017. O PVI é um índice que varia de 0 a 1, sendo que valores próximos de zero indicam pastagens supostamente menos produtivas, e valores próximos de um são mais produtivas. A Figura 4.9 mostra os valores de PVI na bacia do rio Doce e as porcentagens de pastagem degradada encontradas em cada sub-bacia.

Figura 4.9 - Valores de PVI e porcentagens de pastagem degradada em cada sub-bacia.



Fonte: Autoria Própria.

Arantes (2017) utilizou os mesmos valores de PVI em seu estudo, dividindo os valores encontrados em uma bacia, localizada no Mato Grosso do Sul, em duas classes: abaixo (degradada) ou acima (produtiva) da média do PVI da região. A partir deste exemplo, pôde-se aplicar a mesma metodologia para a região do presente estudo, sendo encontrados valores de PVI entre 0,00 e 0,98. Assim, os locais em que foram observados valores abaixo de 0,5 (média encontrada para a região do estudo), foram considerados de pastagens degradadas, resultando em 12,67% de pastagens degradadas em toda área da bacia do rio Doce. A Figura 4.9 também mostra as porcentagens de pastagem degradada encontradas em cada sub-bacia, onde observa-se que as maiores incidências de pastagem degradada se encontram nas sub-bacias 07 (41,17%), 11 (32,45%) e 08 (28,50%), conforme o cenário criado.

Desta forma, com o objetivo de analisar os efeitos da degradação das pastagens sobre a vazão, foram realizadas duas simulações para o período de 2000 a 2014. A simulação, considerada como controle, utilizou o mesmo mapa de uso e ocupação do

solo (IBGE, 2000). Na outra simulação, foi elaborado um mapa de uso e ocupação do solo inserindo no mapa da simulação controle as porcentagens de pastagens degradadas encontradas, a partir do mapa do PVI. Em ambas simulações foram utilizados os mesmos dados climatológicos e de precipitação e, com isso, foram eliminados os efeitos climáticos e de precipitação dos impactos da mudança de uso da terra.

Considerando o cenário criado com a inclusão das URHs correspondentes à pastagem degradada, foram criados novos arquivos de parâmetros de vegetação, onde os parâmetros das URHs correspondentes a esse uso foram alterados, conforme a literatura para pastagens degradadas já citadas anteriormente. Sendo assim, os valores dos parâmetros de vegetação assumidos para pastagem degradada foram: Albedo = 0,30 a 0,35; IAF = 0,2 a 0,5; Altura = 0,1 m; Resistência Superficial = 100 s/m. Além disso, os valores da capacidade de armazenamento (W_m) e do parâmetro de forma da curva de saturação (b), incluídos nos parâmetros do solo também foram alterados nas URHs representados pela pastagem degradada. O W_m teve seu valor reduzido em 50% a partir dos valores obtidos para a pastagem normal. Quanto ao parâmetro b , após a revisão sobre a capacidade de infiltração e velocidade de infiltração, tendo em vista a grande diferença entre os valores dessas variáveis para pastagem degradada e outras vegetações, optou-se por aumentar o valor do parâmetro b para o valor máximo de 1,6 recomendado pelo programa MGB-IPH, para representar a pastagem degradada no presente estudo. Vale ressaltar que esta é uma ponderação nos valores a fim de representar a redução da capacidade de infiltração em solos compactados por pisoteamento do gado, já que não é possível estimar diretamente os valores de b .

4.5.2. Cenários de desmatamento

Além da degradação das pastagens, outra problemática quanto às mudanças de uso e ocupação do solo na bacia do rio Doce se encontra na substituição da paisagem natural do bioma Mata Atlântica para dar lugar a outros usos. Desta forma, foram construídos cinco cenários, a partir do mapa de URH, modificando o percentual de cada URH para cada minibacia. O modelo hidrológico foi aplicado considerando

cenários em que, inicialmente, 100% da bacia era coberta por florestas. Depois, foram realizadas simulações em etapas progressivas de desmatamento (25%, 50% e 75%), impondo uma condição de pastagem após o desmatamento, até chegar ao cenário em que 100% da bacia estava coberta por pastagens.

A fim de analisar os efeitos do desmatamento na vazão, foram feitas cinco simulações, com os cinco cenários criados, para o mesmo período de 2000 a 2014, utilizando os mesmos dados climatológicos e de precipitação correspondentes a este período. Sendo assim, foram eliminados os efeitos climáticos e de precipitação dos impactos da mudança de uso da terra. Os valores dos parâmetros de vegetação adotados para os usos floresta e pastagem foram os mesmos da simulação para calibração e os valores dos parâmetros do solo foram os valores encontrados ao final da calibração automática.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesse capítulo são apresentados e discutidos os resultados encontrados neste trabalho. São apresentados os resultados da modelagem hidrológica (seção 5.1) com as etapas de calibração e validação. Posteriormente, é apresentada a avaliação dos cenários de uso e ocupação do solo (seção 5.2). Os efeitos do cenário de pastagem degradada sobre a vazão média anual, escoamento superficial médio, vazões extremas e evapotranspiração foram relatados e discutidos na seção 5.2.1 e, por último, foi feita uma análise dos efeitos do desmatamento sobre a vazão na seção 5.2.2.

5.1 CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO

O processo de calibração considerou 11 sub-bacias, já que não existia nenhum posto fluviométrico a jusante da última sub-bacia. Após as calibrações manual e automática, chegou-se aos valores de parâmetros de solo onde encontrou-se o melhor ajuste entre as vazões observadas e simuladas. Os valores finais dos parâmetros do solo para cada sub-bacia se encontram no Apêndice B.

A Tabela 5.1 apresenta o desempenho do modelo para cada sub-bacia, indicando todos os coeficientes de eficiência obtidos nas etapas de calibração e validação. Nota-se que, ao se comparar os resultados do período de validação com o de calibração, os resultados foram ligeiramente diferentes para a maioria dos postos e, ainda assim, os valores estimados pelo modelo apresentaram boa concordância com os observados.

Conforme as classificações propostas por Gottschalk e Motovilov (2000) e Moriasi *et al.* (2007), observa-se que, na etapa de calibração, dos 11 postos fluviométricos analisados na bacia, 81,8% deles apresentaram valores ENS superiores a 0,75, considerados como adequados, e 18,2% apresentaram resultados aceitáveis, com valores de ENS entre 0,36 e 0,75 (Figura 5.1). Para o ENSlog e o ΔV (Figuras 5.2 e 5.3), 100% das estações apresentaram resultados classificados como adequados e “muito bom”, respectivamente. Já na etapa de validação, verificou-se que 63,6% dos postos apresentaram índice ENS (Figura 5.4) adequados e 36,4% foram considerados

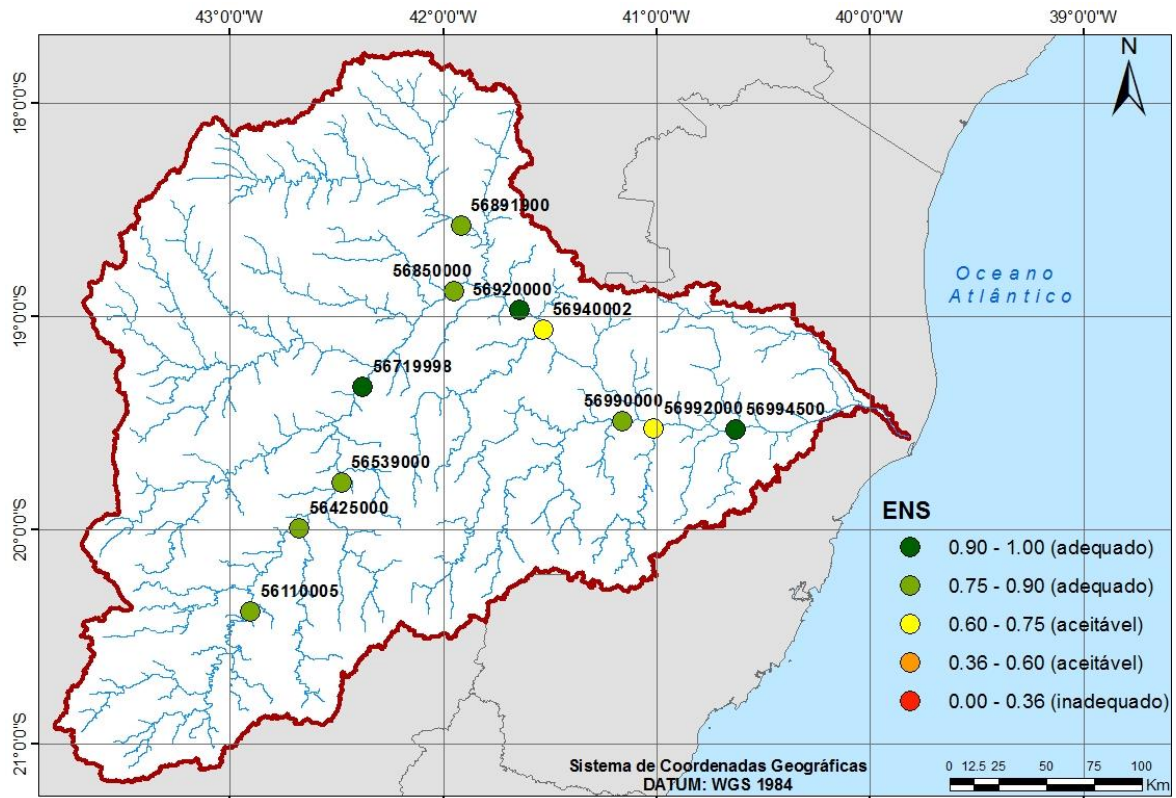
aceitáveis. Quanto ao ENSlog (Figura 5.5), 72,7% das estações apresentaram resultados adequados e 27,3% com valores considerados aceitáveis. Com relação ao ΔV (Figura 5.6), 90,9% dos postos analisados apresentaram valores considerados “muito bom” e apenas uma estação apresentou valor classificado como bom.

Tabela 5.1 - Coeficientes de eficiência obtidos na calibração e validação.

SUB-BACIA	POSTO FLUVIOMÉTRICO	ÁREA (Km²)	CALIBRAÇÃO			VALIDAÇÃO		
			ENS	ENSlog	ΔV	ENS	ENSlog	ΔV
1	56110005	6331,87	0,76	0,80	-0,02	0,67	0,78	-10,05
2	56425000	3805,35	0,82	0,84	-0,53	0,76	0,74	-14,29
3	56539000	5832,51	0,87	0,87	0,11	0,80	0,82	-14,35
4	56719998	8430,52	0,91	0,89	-2,73	0,83	0,85	-11,78
5	56850000	16390,06	0,89	0,88	-2,54	0,89	0,88	-6,36
6	56891900	9829,83	0,79	0,83	-0,27	0,70	0,68	14,01
7	56920000	4852,85	0,91	0,90	-2,59	0,91	0,88	-2,16
8	56940002	3242,74	0,71	0,84	0,08	0,66	0,82	2,01
9	56990000	8746,29	0,76	0,79	-0,39	0,84	0,83	8,01
10	56992000	2154,55	0,71	0,75	-0,39	0,69	0,70	19,96
11	56994500	7258,24	0,92	0,90	1,72	0,90	0,89	-2,76

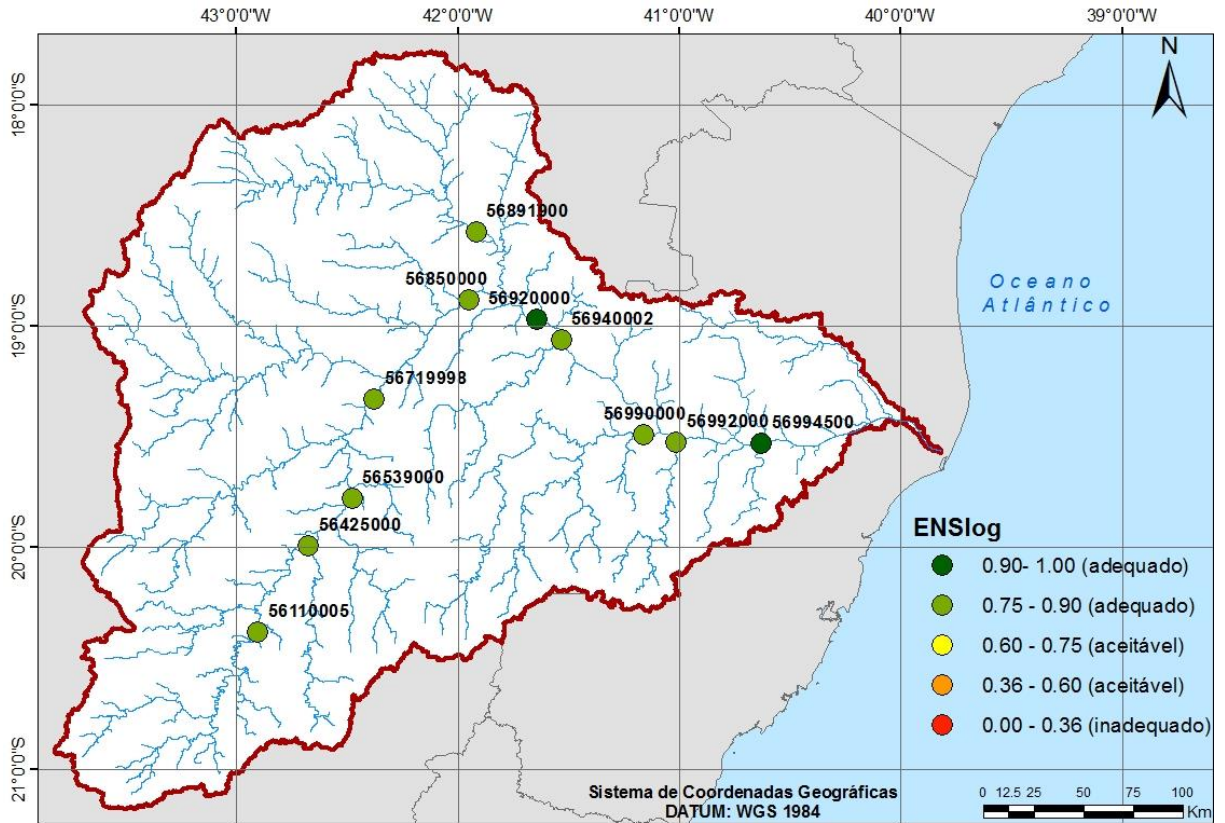
Fonte: Autoria Própria.

Figura 5.1 – Estações classificadas por valores da função objetivo ENS na etapa de calibração.



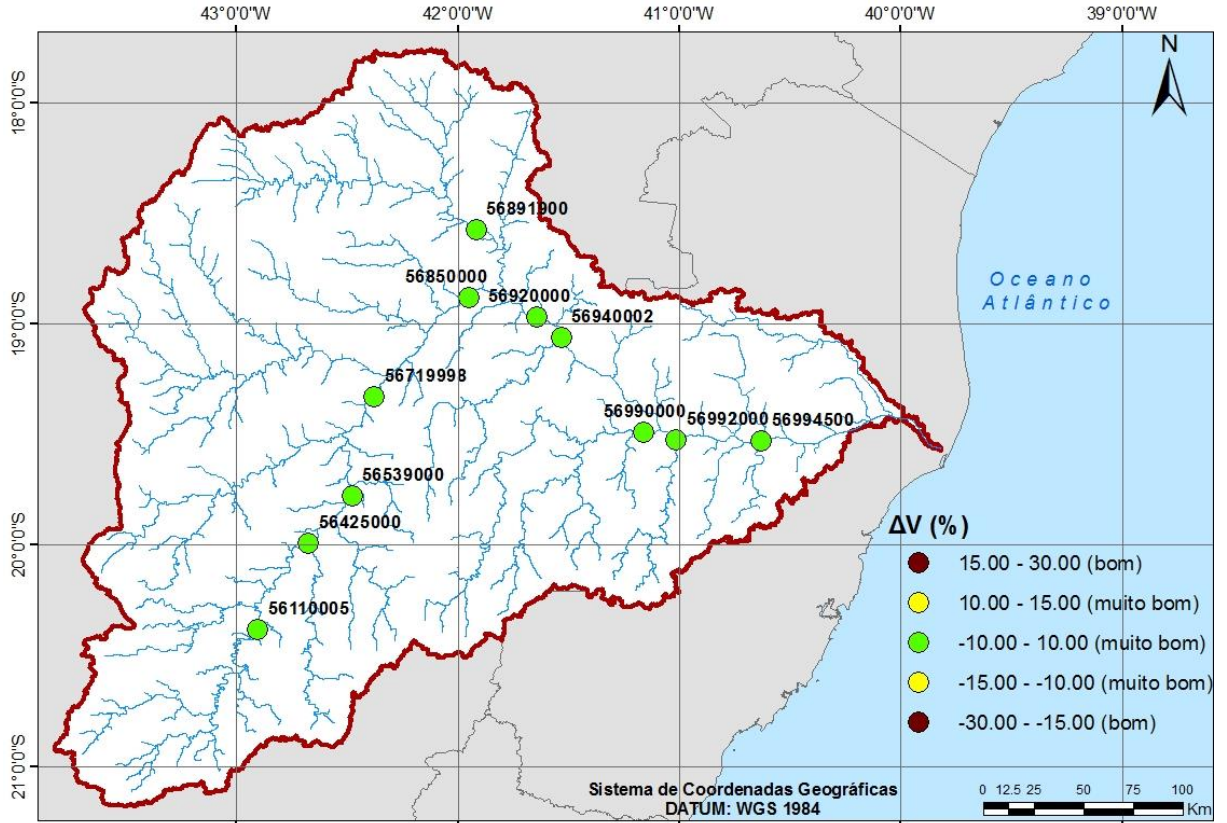
Fonte: Autoria Própria.

Figura 5.2 - Estações classificadas por valores da função objetivo ENSlog na etapa de calibração.



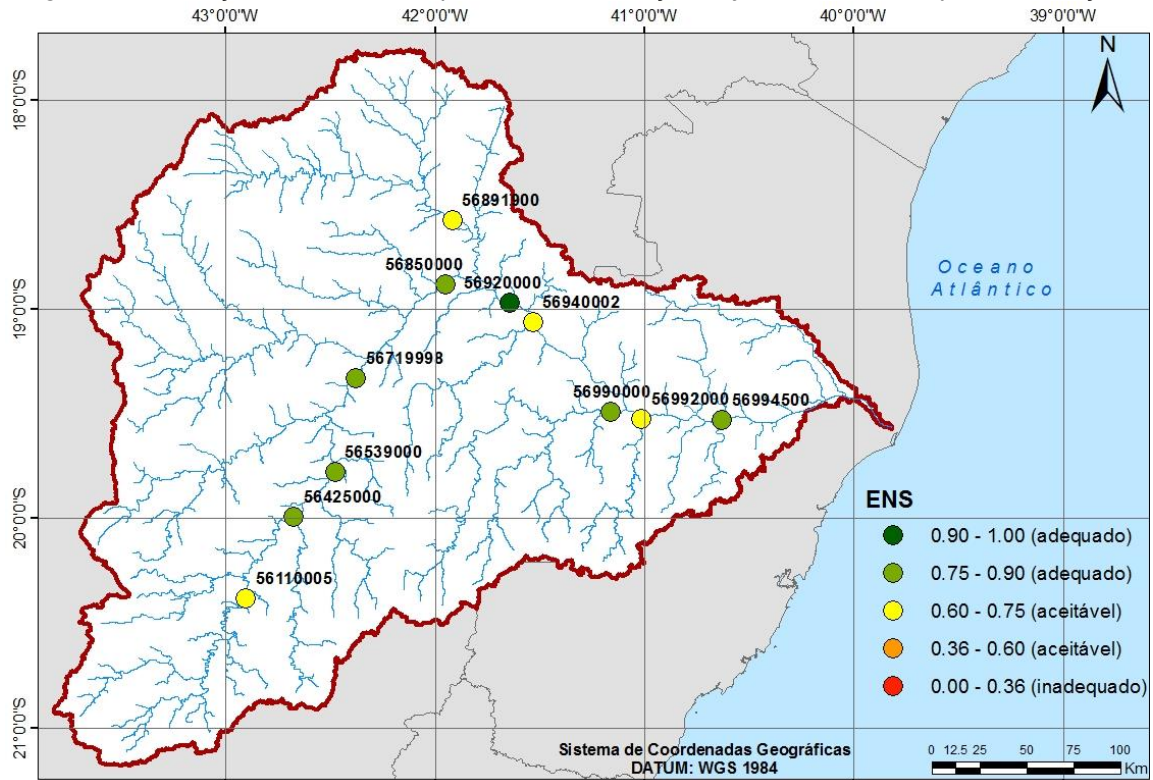
Fonte: Autoria Própria.

Figura 5.3 - Estações classificadas por valores da função objetivo ΔV (%) na etapa de calibração.



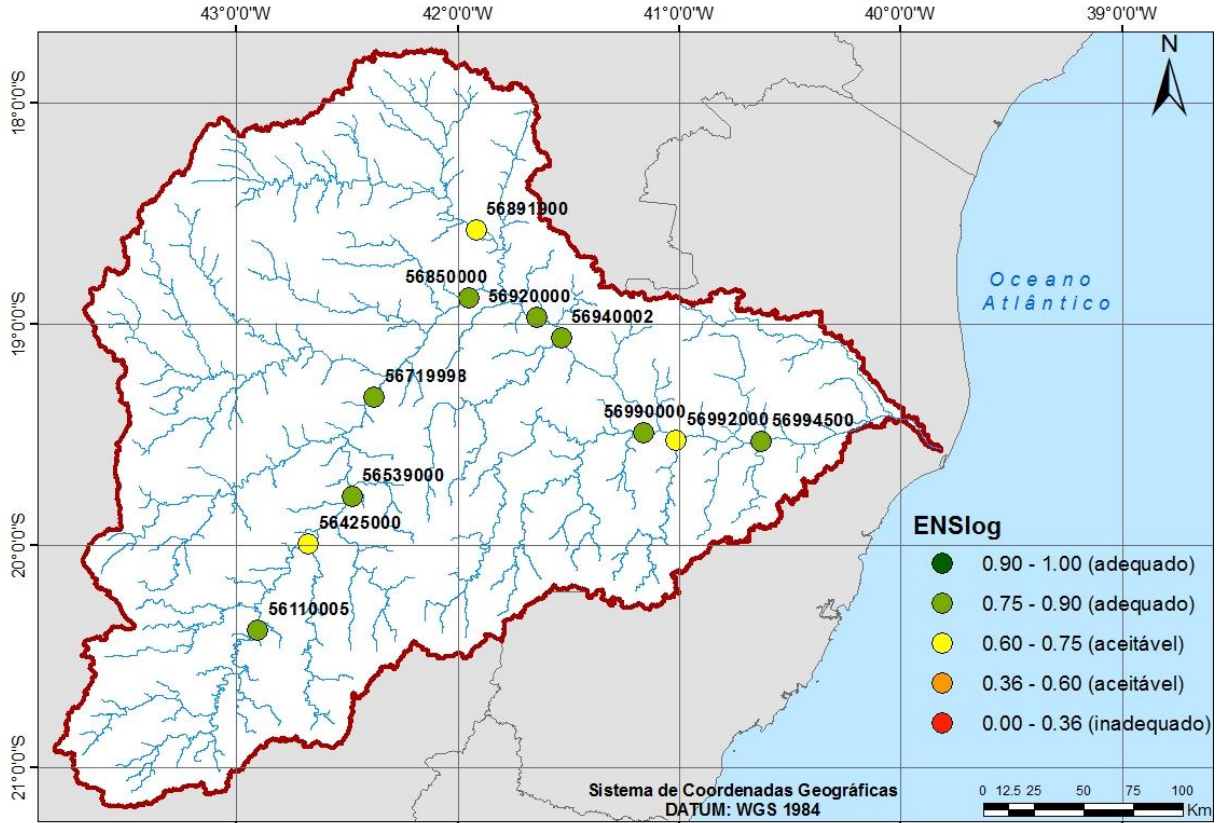
Fonte: Autoria Própria.

Figura 5.4 - Estações classificadas por valores da função objetivo ENS na etapa de validação.



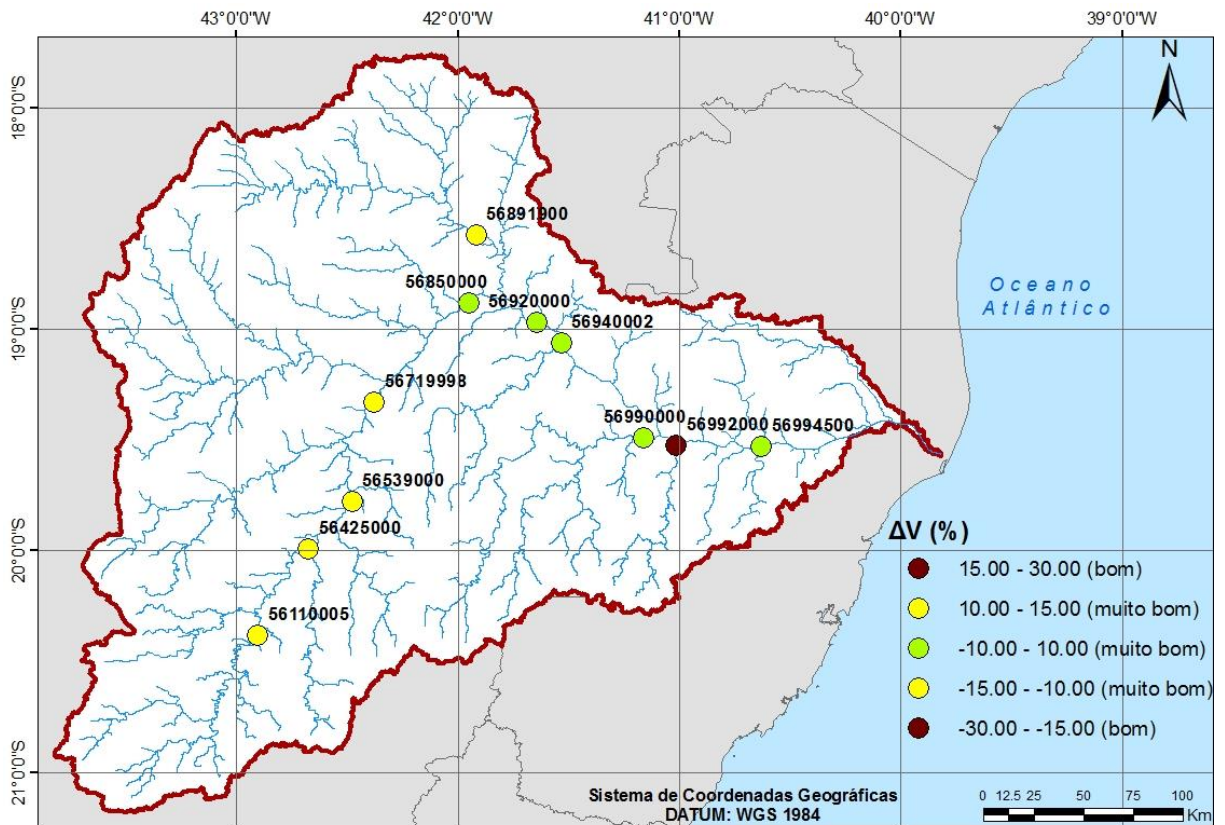
Fonte: Autoria Própria.

Figura 5.5 - Estações classificadas por valores da função objetivo ENSlog na etapa de validação.



Fonte: Autoria Própria.

Figura 5.6 - Estações classificadas por valores da função objetivo ΔV (%) na etapa de validação.

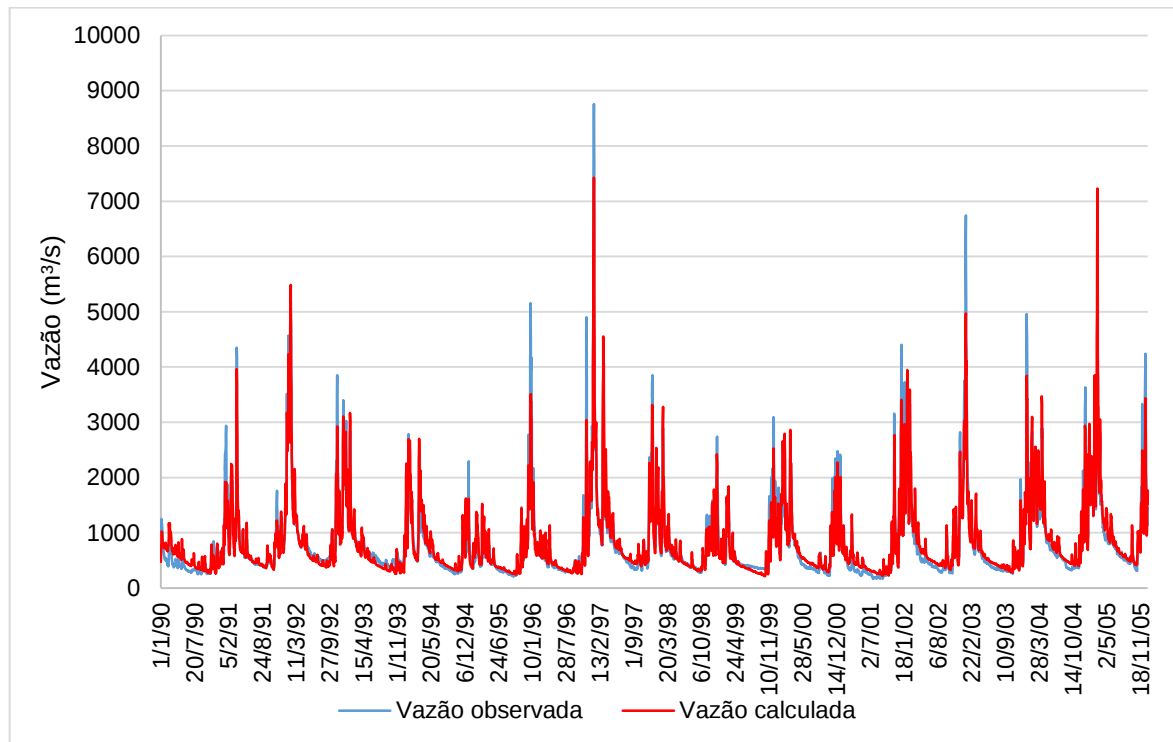


Fonte: Autoria Própria.

De uma maneira geral, a grande maioria das estações apresentou valores adequados, indicando um bom ajuste das vazões. Algumas estações que apresentaram ajustes inferiores ao que se considera adequado foram estações com menores áreas de contribuição. Tal fato pode ser exemplificado com a estação 56992000, que possui a menor área de contribuição (2154,55 Km²), sendo o posto fluviométrico que apresentou a maior recorrência de ajustes inferiores ao que se considera adequado. Segundo Fagundes (2018), postos com pequenas áreas de drenagem tendem a apresentar resultados piores se comparados àqueles localizados no rio principal, cujas áreas de drenagem são maiores, devido a uma compensação dos erros gerados nas estimativas de vazões em postos de montante nas estimativas de vazões em postos de jusante.

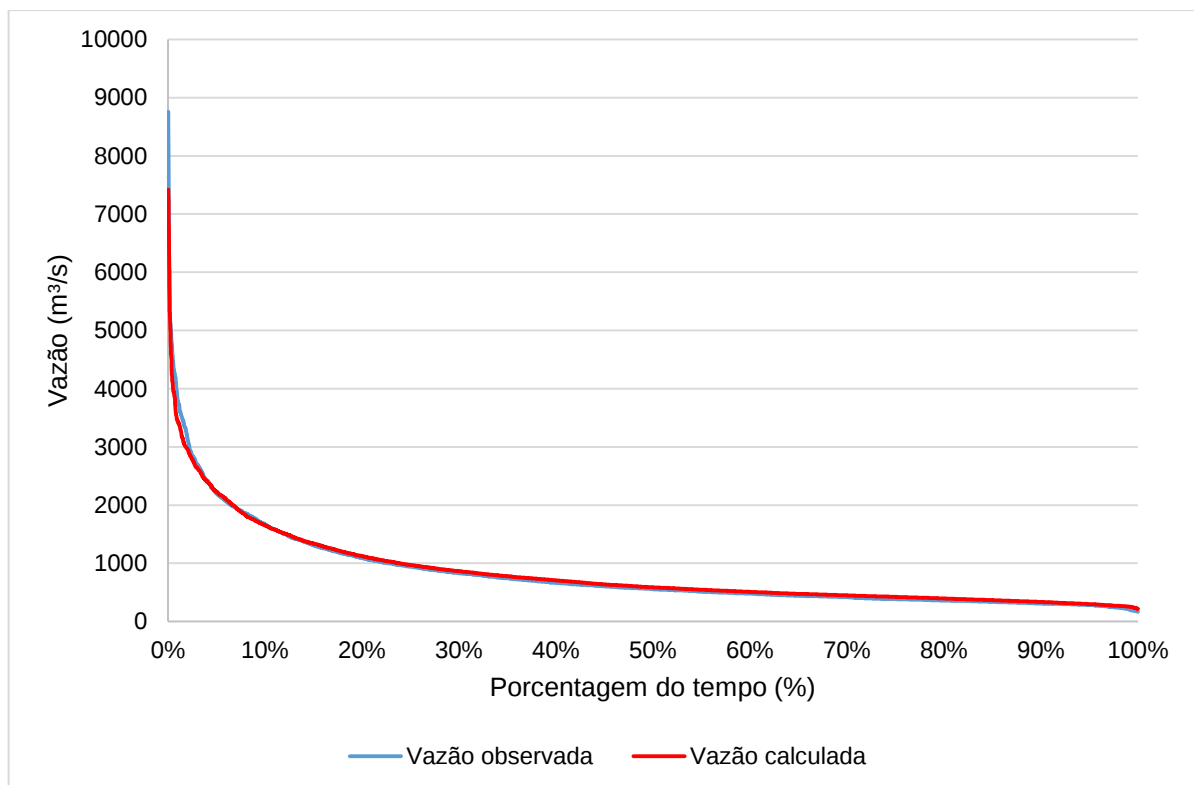
A qualidade da calibração pode ser notada graficamente, a partir da comparação dos hidrogramas observados e calculados e da curva de permanência da sub-bacia 11, com posto fluviométrico localizado em Colatina, presentes nas Figuras 5.7 e 5.8, para o período de calibração e nas Figuras 5.9 e 5.10, referentes ao período de validação. Após as calibrações manual e automática, a sub-bacia 11 alcançou os melhores resultados das funções objetivas, em relação às demais. Assim como Fagundes (2018) observou em seus hidrogramas, com as Figuras 5.7 e 5.9 é possível observar que os hidrogramas possuem forte comportamento sazonal, com um período chuvoso com muitos picos e uma recessão longa, mostrando que a resposta da bacia às precipitações é rápida e que a água que infiltra tem um papel muito importante na manutenção das vazões no período de estiagem.

Figura 5.7 - Hidrogramas observados e calculados da sub-bacia 11, no período de calibração.



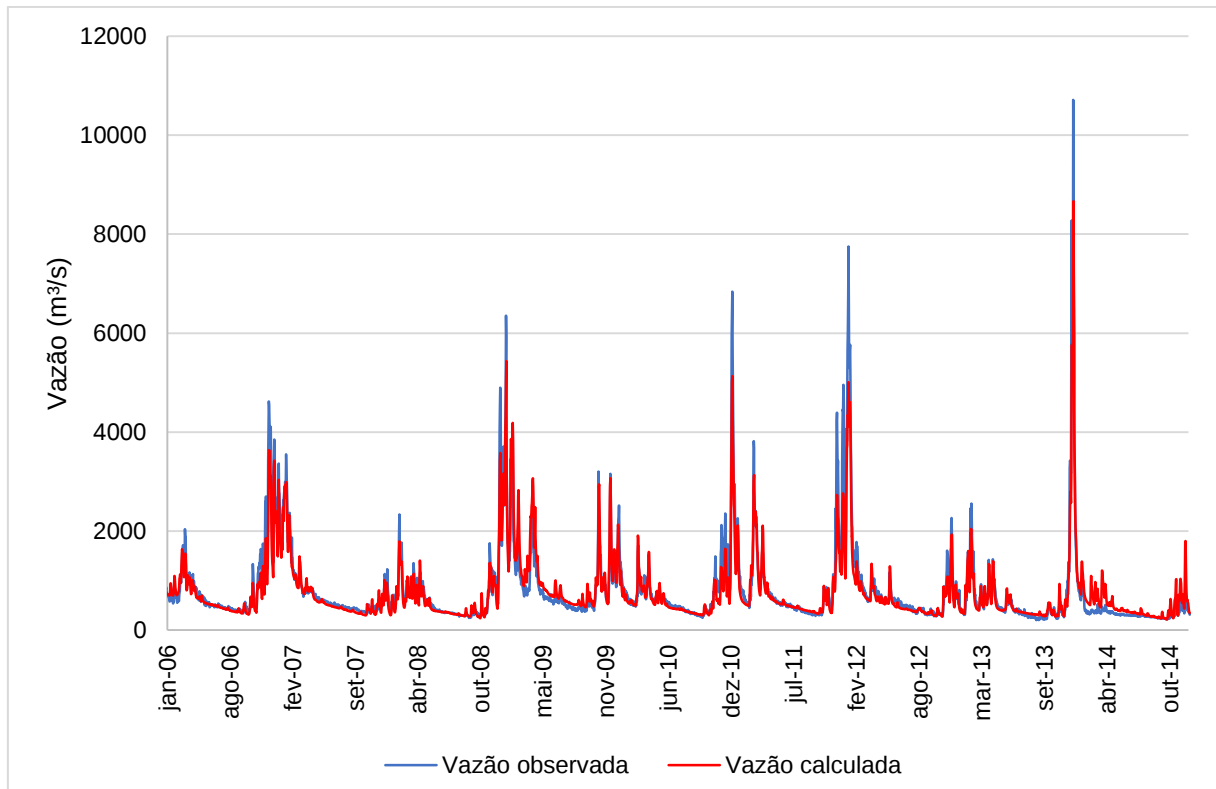
Fonte: Autoria Própria.

Figura 5.8 - Curva de permanência da sub-bacia 11, no período de calibração.



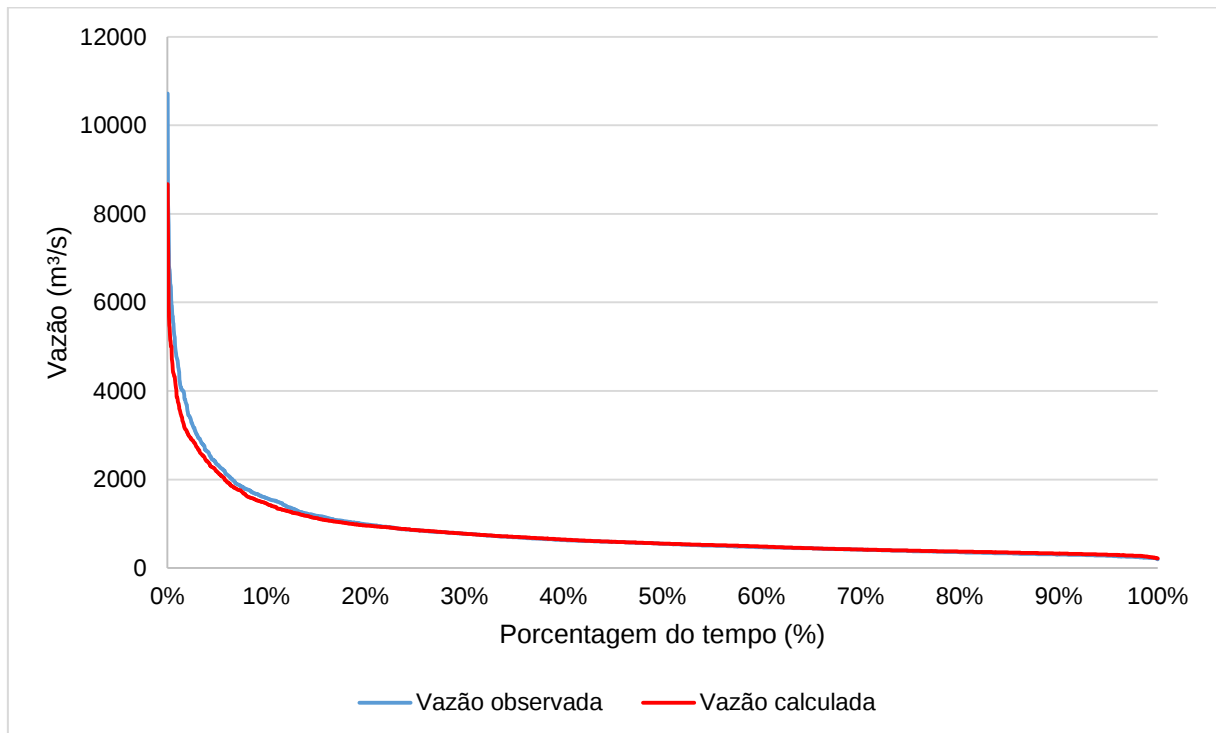
Fonte: Autoria Própria.

Figura 5.9 - Hidrogramas observados e calculados da sub-bacia 11, no período de validação.



Fonte: Autoria Própria.

Figura 5.10 - Curva de permanência da sub-bacia 11, no período de validação.



Fonte: Autoria Própria.

Em geral, a vazão simulada pelo modelo representou, de maneira satisfatória, os dados observados, em que se verificou a representação da sazonalidade do ciclo hidrológico e satisfatório ajuste nas vazões mínimas. Entretanto, notam-se algumas deficiências no ajuste para alguns picos de vazão, onde o MGB-IPH representou quase todos os picos, embora a amplitude inferior ao observado. Os valores dos coeficientes obtidos para todas as sub-bacias foram satisfatórios.

Resultados semelhantes foram encontrados por Gonçalves *et al.* (2013) ao simularem a bacia do rio Doce no MGB-INPE. Seus melhores resultados das funções objetivas também foram alcançados pela sub-bacia com posto fluviométrico localizado em Colatina, com valores de $ENS = 0,84$, $ENSlog = 0,85$ e $ErroVol = 0,86$.

Tschiedel e Colossi (2016) também realizaram uma simulação hidrológica no rio Doce, utilizando o MGB-IPH. Os coeficientes utilizados variaram de 0,33 a 0,65 para as 18 sub-bacias, considerando altas vazões, e de 0,16 a 0,74 considerando as vazões mínimas. No exutório considerado para a bacia, o ajuste ficou em 0,53 e 0,70 para o ENS e $ENSlog$, respectivamente. Observa-se que valores dos coeficientes de eficiência encontrados são inferiores aos do presente estudo.

Na modelagem hidrológica com o MGB-IPH, Fagundes (2018) conseguiu, no geral, resultados satisfatórios com a calibração manual, semelhantemente ao presente estudo. Em uma de suas validações, os resultados encontrados para os postos localizados no rio principal apresentaram valores de ENS e $ENSlog$ superiores a 0,75 e erros de volume entre -10% e 10%, com exceção do posto mais a montante do rio.

5.2. CENÁRIOS ANALISADOS

5.2.1. Pastagens degradadas

Após a simulação do cenário com pastagem degradada, seus resultados foram comparados com a simulação do cenário controle.

Vazão e Escoamento superficial médios

Os resultados de todas as sub-bacias, para todo o período simulado, quanto à chuva anual média, à vazão média anual e à lâmina escoada por ano, para os cenários Controle e Degradação de pastagens, se encontram resumidos na Tabela 5.2. Observa-se que a degradação da pastagem ocasiona um incremento na vazão anual média simulada, fato que ocorreu em todas as sub-bacias.

Tabela 5.2 - Vazões médias anuais, lâmina escoada e diferença de escoamento anual entre os cenários controle e degradação, e chuva média anual de todas as sub-bacias.

SUB-BACIAS	Q _{MÉD} (m ³ /s)			Q _{MÉD} (mm/ano)			CHUVA ANUAL MÉDIA (mm)
	Controle	Degradação	ΔQ_{rel} (%)	Controle	Degradação	ΔQ_{abs}	
1	97,54	97,73	0,19	485,78	486,76	0,99	1289,36
2	158,17	159,46	0,82	1310,80	1321,45	10,65	1298,75
3	215,15	221,95	3,16	1163,30	1200,08	36,78	1269,03
4	321,83	330,92	2,82	1203,87	1237,88	34,01	1323,64
5	529,15	544,61	2,92	1018,14	1047,88	29,74	1281,95
6	66,83	74,86	12,02	214,39	240,16	25,77	1115,93
7	657,86	688,91	4,72	4275,06	4476,87	201,81	990,53
8	30,61	33,66	9,96	297,64	327,35	29,70	1111,33
9	110,61	120,00	8,49	398,84	432,67	33,84	1184,49
10	23,58	25,22	6,96	345,10	369,09	23,99	1091,16
11	847,09	903,31	6,64	3680,47	3924,75	244,28	1002,39

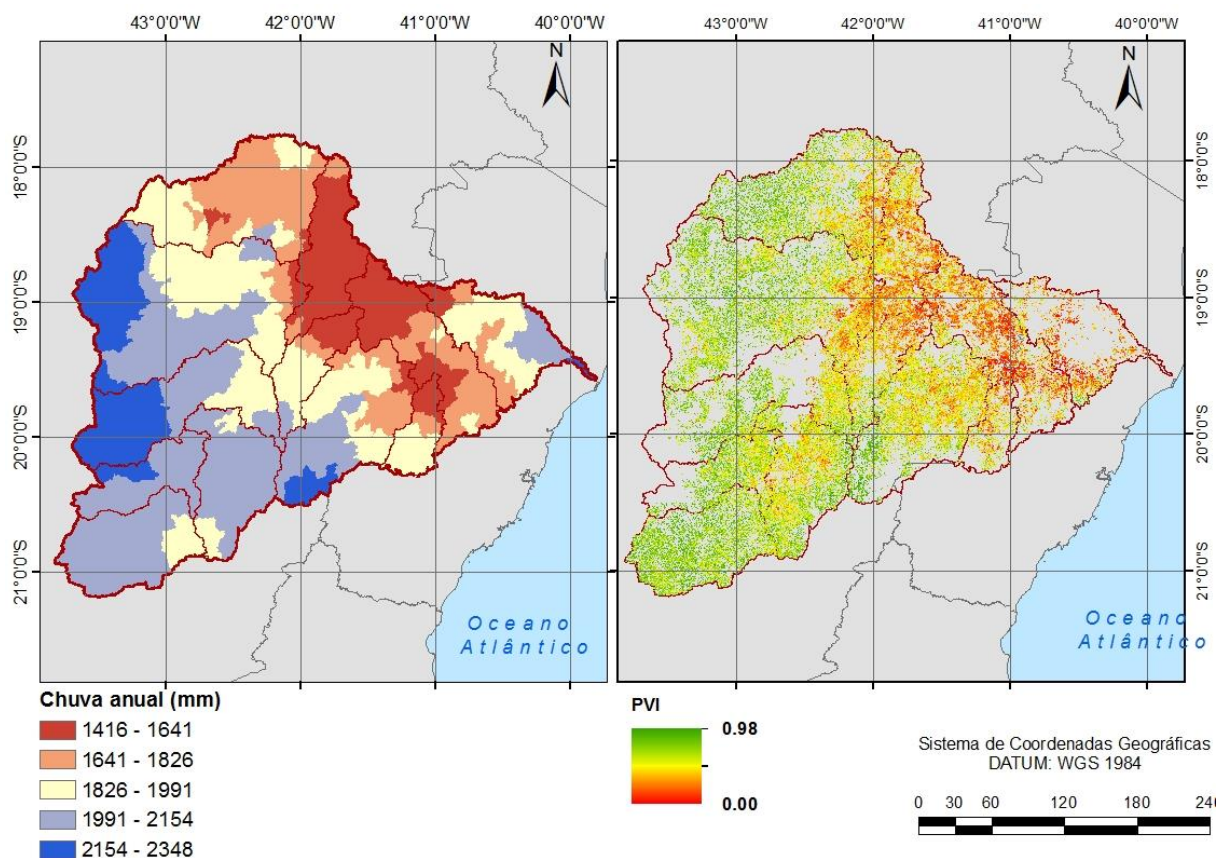
Fonte: Autoria Própria.

É possível fazer uma análise das sub-bacias com maiores incidências de pastagem degradada, as sub-bacias 07 (41,17%) e 11 (32,45%), em relação à mudança nas vazões médias anuais, para todo o período analisado. Nota-se que, apesar da sub-bacia 07 possuir a maior área com pastagem degradada, o incremento na vazão média anual da mesma, devido ao cenário de pastagens degradadas, não foi o maior tanto em termos relativos (4,72%), quanto em termos absolutos (201,81 mm), em relação às outras sub-bacias. Além disso, o maior incremento da vazão média anual em termos relativos se deu na sub-bacia 06 (12,02%), enquanto que a sub-bacia 11, obteve o maior aumento na vazão média anual em termos absolutos (244,28 mm).

Estes resultados sugerem que outras variáveis, como por exemplo a precipitação, podem ter maiores influências na vazão média, se comparadas à mudança de uso da

terra. Ao analisar a Tabela 5.2, é possível notar que as sub-bacias que apresentaram as maiores diferenças de escoamento anual entre os cenários controle e degradação foram as sub-bacias 07 (201,81 mm) e 11 (244,28 mm), as quais também apresentaram os menores valores de precipitação média anual, 990,53 mm e 1002,39 mm, respectivamente. Além disso, a Figura 5.11 demonstra que os menores valores de precipitação anual estão relacionados com os menores valores de PVI, os quais demonstram maior degradação das pastagens.

Figura 5.11 - Variação espacial da precipitação anual e valores de PVI na bacia do rio Doce.



Fonte: Autoria Própria.

Vale ressaltar também que os valores dos parâmetros adotados para representar as pastagens degradadas não foram medidos para a bacia em questão, e sim, adotados como uma aproximação baseada na revisão de literatura de vários locais com características distintas (seção 3.6.1). Sendo assim, cabe salientar que aos resultados das simulações estão associadas algumas incertezas que devem ser levadas em consideração. No entanto, os resultados das simulações dão uma boa estimativa do papel da degradação das pastagens nas alterações da vazão média.

Optou-se por realizar análises mais detalhadas com os resultados da sub-bacia 11, já que a mesma se encontra mais próxima ao exutório da bacia, além de ter obtido os valores mais eficientes na calibração e o maior aumento na vazão média anual em termos absolutos. A Tabela 5.3 mostra os resultados das simulações na sub-bacia 11, em vazões médias anuais.

Tabela 5.3 - Resultados das vazões médias anuais dos cenários controle e de pastagens degradadas para a sub-bacia 11.

ANO	VAZÕES MÉDIAS ANUAIS (m³/s)		
	Cenário Controle	Cenário Degradação	ΔQ_{rel} (%)
2000	902,63	968,31	7,28
2001	569,01	624,16	9,69
2002	988,48	1066,79	7,92
2003	792,60	840,91	6,10
2004	1116,92	1218,75	9,12
2005	1269,66	1364,80	7,49
2006	754,34	821,29	8,88
2007	847,08	884,53	4,42
2008	627,59	690,25	9,98
2009	1221,00	1315,14	7,71
2010	663,60	717,92	8,19
2011	876,31	955,21	9,00
2012	748,88	795,05	6,17
2013	738,00	837,90	13,54
2014	523,31	541,93	3,56

Fonte: Autoria Própria.

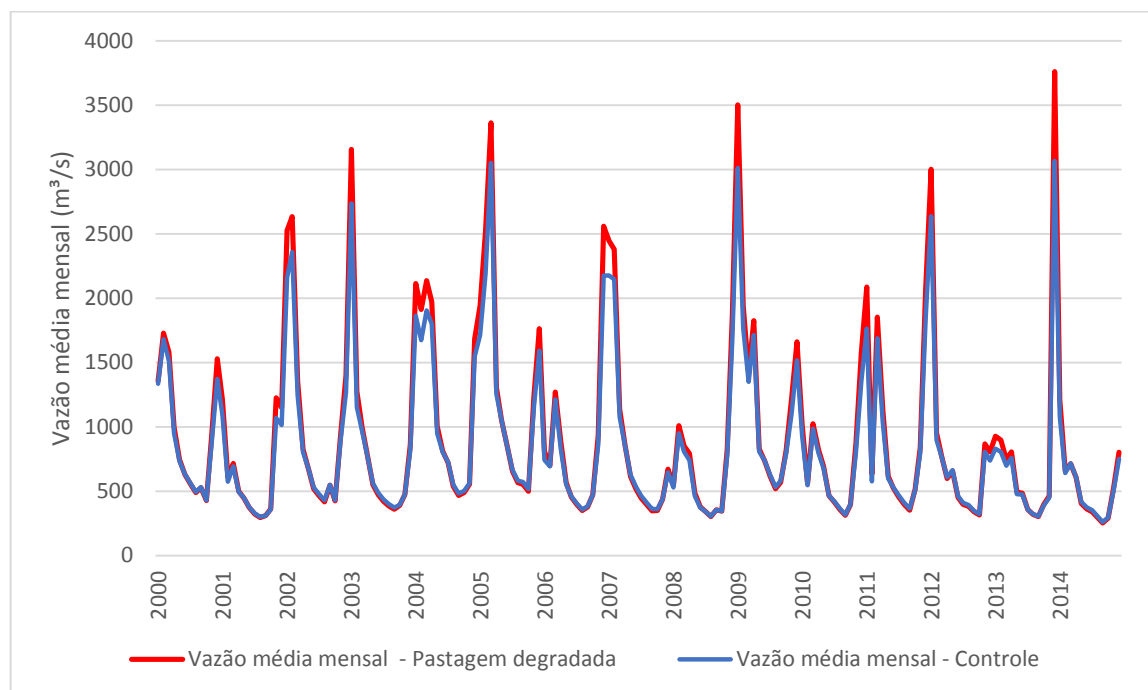
Observa-se que os maiores incrementos ocorreram nos anos de 2008 e 2013. Para o ano de 2008, a vazão média anual passou de 627,59 m³/s, na simulação controle, para 690,25 m³/s, na simulação considerando a degradação das pastagens, ou seja, um incremento na vazão de 62,66 m³/s (cerca de 9,98%). No ano de 2013, a vazão média anual para a simulação controle foi de 738,00 m³/s, enquanto na simulação considerando as pastagens degradadas a vazão média anual foi de 837,90 m³/s. Logo, pode-se observar um incremento na vazão média anual devido ao cenário de degradação das pastagens de 99,9 m³/s (cerca de 13,54%).

De maneira semelhante e com valores praticamente similares, os resultados do escoamento superficial médio anual gerado, na bacia do rio Doce, também demonstraram que o cenário de degradação de pastagens produziu valores maiores

de escoamento superficial quando comparado ao cenário controle, em todos os anos. Sendo assim, os anos que obtiveram os maiores percentuais de incremento também foram os anos de 2008 (10%) e 2013 (13,6%). Tais resultados estão coerentes com os resultados encontrados em outros estudos (ANDRADE *et al.*, 2014; STRUNK, 2003; LELIS, 2011), onde também foram verificados incrementos no escoamento superficial devido a degradação de pastagens.

Na Figura 5.12, podem ser vistos os hidrogramas com as séries de vazões médias mensais para o cenário controle e para o cenário de pastagens degradadas, da sub-bacia 11. É possível observar no gráfico que as maiores diferenças nos dois cenários analisados se encontram nas vazões extremas. Para a análise das vazões extremas foram extraídas das séries originais os correspondentes valores máximos e mínimos anuais. As séries de vazões médias mensais das outras sub-bacias também seguem o mesmo comportamento e podem ser vistas no Apêndice C.

Figura 5.12 - Séries de vazões médias mensais para os cenários controle e de pastagens degradadas da sub-bacia 11.



Fonte: Autoria Própria.

Vazões extremas

As vazões máximas anuais registradas em cada ano na sub-bacia 11 da bacia hidrográfica do rio Doce podem ser vistas na Tabela 5.4. O cenário de degradação das pastagens produziu incrementos de magnitudes maiores na vazão de pico, quando comparado aos incrementos produzidos na vazão média anual. Os dois maiores incrementos ocorreram nos anos de 2001 e 2006. No ano de 2001, este incremento foi de 1074,82 m³/s (cerca de 38,73%), fazendo com que a vazão máxima anual aumentasse de 2774,85 m³/s, na simulação controle, para 3849,67 m³/s, na simulação considerando alterações na vegetação. Para o ano de 2006, a vazão máxima anual passou de 3735,93 m³/s, na simulação controle, para 4837,32 m³/s, na simulação considerando a degradação das pastagens, ou seja, um incremento na vazão máxima anual de 1101,39 m³/s (cerca de 29,48%).

Tabela 5.4 - Vazões máximas anuais registradas em cada ano na sub-bacia 11.

ANO	VAZÕES MÁXIMAS ANUAIS (m ³ /s)		
	Cenário Controle	Cenário Degradação	ΔQ_{rel} (%)
2000	2763,23	3134,90	13,45
2001	2774,85	3849,67	38,73
2002	3972,08	4553,29	14,63
2003	4968,84	5737,18	15,46
2004	3845,27	4842,58	25,94
2005	7257,32	8043,69	10,84
2006	3735,93	4837,32	29,48
2007	3233,24	3789,04	17,19
2008	3565,22	4149,45	16,39
2009	5469,34	6630,18	21,22
2010	5060,67	6461,71	27,68
2011	5184,30	6529,34	25,94
2012	5015,77	5929,55	18,22
2013	8693,03	10690,93	22,98
2014	2132,69	2378,17	11,51

Fonte: Autoria Própria.

As vazões mínimas anuais são apresentadas na Tabela 5.5.

Tabela 5.5 - Vazões mínimas anuais registradas em cada ano na sub-bacia 11.

ANO	VAZÕES MÍNIMAS ANUAIS (m³/s)		
	Cenário Controle	Cenário Degradação	ΔQ_{rel} (%)
2000	331,06	326,32	-1,43
2001	227,91	224,36	-1,56
2002	327,09	315,14	-3,65
2003	276,55	266,56	-3,61
2004	394,54	386,20	-2,11
2005	411,76	392,17	-4,76
2006	280,08	276,36	-1,33
2007	282,89	270,42	-4,41
2008	232,99	230,59	-1,03
2009	452,50	435,52	-3,75
2010	283,69	276,25	-2,62
2011	317,75	303,10	-4,61
2012	262,23	255,36	-2,62
2013	264,92	263,34	-0,60
2014	208,15	200,10	-3,87

Fonte: Autoria Própria.

No período analisado foram observados impactos nas vazões mínimas anuais devido ao cenário de degradação de pastagens. Ao contrário do ocorrido nas vazões médias e máximas anuais, estes impactos ocorreram no sentido de reduções nas vazões mínimas anuais. As maiores reduções ocorreram nos anos de 2005 e 2011, em torno de 4,76% e de 4,61%, respectivamente. Para o ano de 2005, a redução foi de 19,59 m³/s e para o ano de 2011, a redução foi de 14,65 m³/s.

Desta maneira, pode-se dizer que na bacia hidrográfica do rio Doce, o cenário de degradação de pastagens produziu incrementos nas vazões máximas anuais, sendo estes mais expressivos que os impactos de redução das vazões mínimas anuais. Incrementos nas vazões máximas inferem agravamento nas inundações, que constituem um grande problema para a bacia do rio Doce, assim como diminuições das vazões mínimas prejudicam os usos para os quais a bacia se destina.

Evapotranspiração

Além dos impactos na vazão, também foram analisados os impactos da degradação de pastagens na evapotranspiração. As médias anuais para a evapotranspiração

diária na bacia hidrográfica do rio Doce são apresentadas na Tabela 5.6. Ao analisar o impacto do cenário de pastagem degradada sobre a variável evapotranspiração observa-se uma redução em todos os anos. As maiores reduções ocorreram em 2003 e 2008. Para o ano de 2003, a evapotranspiração diária passou de 2,01 mm/dia para 1,68 mm/dia, ao ser considerada a degradação de pastagens em relação a simulação controle. Isto representou uma redução de cerca de 16,42% na evapotranspiração, ou seja, de 0,32 mm/dia. No ano de 2008, a redução foi de 0,31 mm/dia (13,48%).

Os resultados referentes à evapotranspiração estão de acordo com Andrade *et al.* (2014), que encontraram valores de evapotranspiração diário em pastagem degradada inferiores à pastagem de boa qualidade, com 1,05 mm/dia se comparado a 1,50 mm/dia. Além disso, Barbosa (2015), ao realizar modelagens hidrológicas em duas microbacias no Alto rio Doce, encontrou que a evapotranspiração diária na microbacia com eucalipto foi maior que a da microbacia com pastagem degradada, onde obteve-se evapotranspiração real de 2,12 mm/dia para o eucalipto e 0,95 mm/dia para pastagem degradada.

Tabela 5.6 - Médias anuais para a evapotranspiração na bacia hidrográfica do rio Doce.

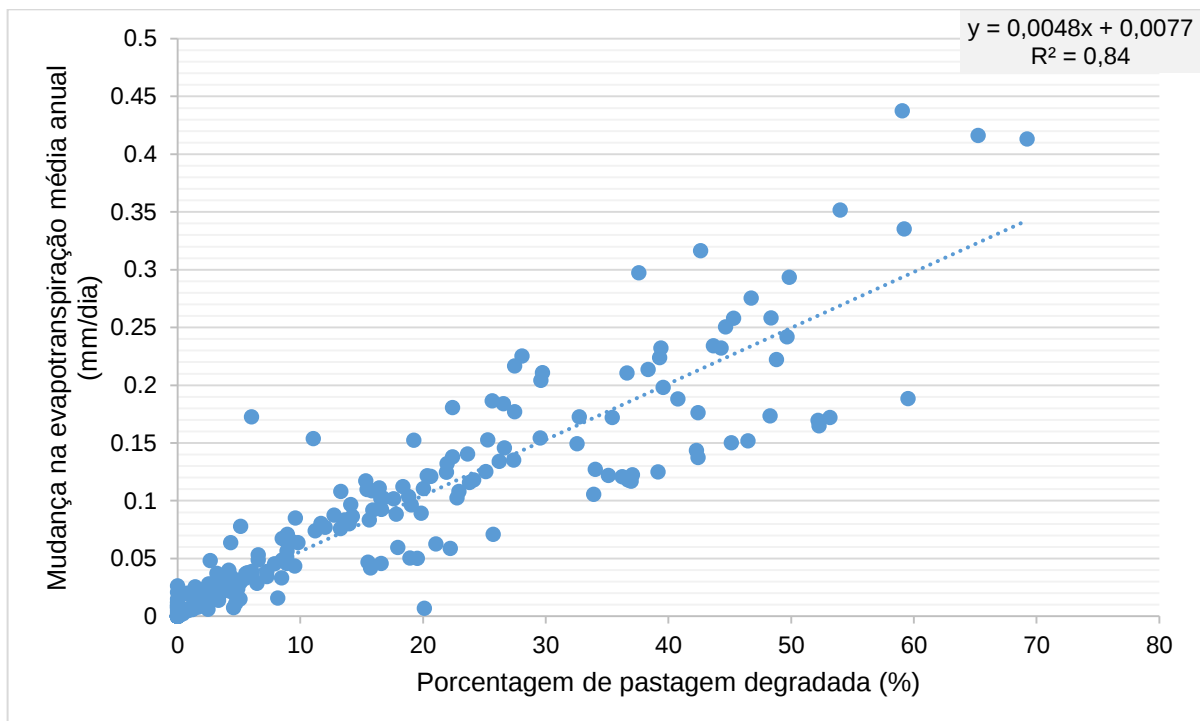
ANO	MÉDIA ANUAL DA EVAPOTRANSPIRAÇÃO DIÁRIA (mm/dia)		
	Cenário Controle	Cenário Degradação	ΔEv_{rel} (%)
2000	2,60	2,40	-7,69
2001	2,62	2,36	-9,92
2002	3,12	2,88	-7,69
2003	2,01	1,68	-16,42
2004	2,67	2,42	-9,36
2005	3,09	2,83	-8,41
2006	2,56	2,32	-9,38
2007	2,27	1,98	-12,78
2008	2,30	1,99	-13,48
2009	2,72	2,46	-9,56
2010	2,57	2,31	-10,12
2011	2,78	2,55	-8,27
2012	2,59	2,34	-9,65
2013	2,32	2,03	-12,50
2014	2,55	2,28	-10,59

Fonte: Autoria Própria.

A Figura 5.13 apresenta a correlação entre a mudança na evapotranspiração diária e a porcentagem de pastagem degradada. Observa-se uma tendência de aumento do

impacto em função de um aumento no percentual de área de pastagem degradada, apesar de ser possível notar certa dispersão nos dados. A tendência citada é mais evidenciada com o ajuste de dados através de uma análise de regressão, que obteve um coeficiente de determinação (R^2) de 0,84. A equação de regressão proposta é $y = 0,0048x + 0,0077$, onde y é a alteração na evapotranspiração (mm/dia) e x o percentual de área da bacia com pastagem degradada. Esta equação permite estimar, de maneira simplificada, o impacto na evapotranspiração a partir do conhecimento do percentual de área de pastagem degradada.

Figura 5.13 - Efeito da pastagem degradada na evapotranspiração média anual na bacia do rio Doce.



Fonte: Autoria Própria.

5.2.3. Desmatamento

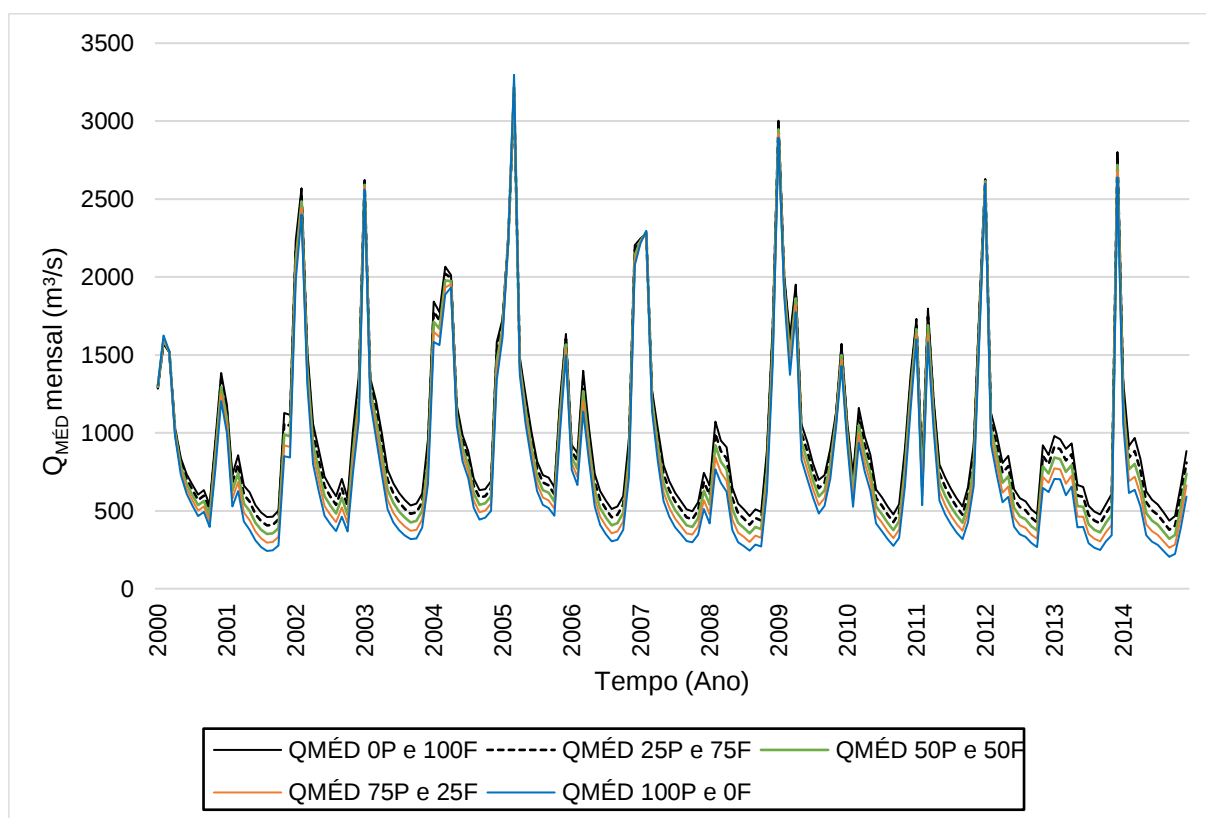
Os resultados das vazões na bacia do rio Doce para os cenários de progressão de desmatamento simulados, para o período de 2000 a 2014 estão apresentados na Tabela 5.7 e demonstrados, graficamente, na Figura 5.14.

Tabela 5.7 - Vazões máxima, mínima e média anuais, lâmina escoada por ano e diferença de escoamento anual em relação à situação real do ano de 2000, obtida para o período entre 2000 a 2014 para a sub-bacia 11.

CENÁRIO	Q _{MÉD} (m³/s)	ΔQ _{MÉD} (%)	Q _{MÁX} (m³/s)	ΔQ _{MÁX} (%)	Q _{MÍN} (m³/s)	ΔQ _{MÍN} (%)	Q _{MÉD} (mm/ano)	ΔQ (%)
SIMULADO (uso de 2000)	847,09	-	4495,97	-	316,41	-	3656,76	-
0% Pastagem e 100% Floresta	985,12	16,29	4055,55	-9,80	483,28	52,74	4275,82	16,93
25% Pastagem e 75% Floresta	937,92	10,72	4124,24	-8,27	430,43	36,04	4070,43	-4,80
50% Pastagem e 50% Floresta	890,72	5,15	4198,59	-6,61	377,57	19,33	3865,02	-5,05
75% Pastagem e 25% Floresta	843,53	-0,42	4274,67	-4,92	324,67	2,61	3659,61	-5,31
100% Pastagem e 0% Floresta	796,33	-5,99	4353,98	-3,16	271,74	-14,12	3454,22	-5,61

Fonte: Autoria Própria.

Figura 5.14 - Vazão média mensal (m³/s) dos cenários de desmatamento para a sub-bacia 11.



Fonte: Autoria Própria.

Conforme os resultados, houve um aumento nas vazões médias anuais para todos os três primeiros cenários alternativos na bacia do rio Doce, em relação ao cenário simulado com uso do solo de 2000, e para as situações de 75% e de 100% de pastagem ocorreu o inverso. Este resultado é explicado pelo fato do cenário simulado com uso do solo de 2000 ser representado por 70,29% de usos de pastagens e agropecuária, e assim, apenas os cenários com uma porcentagem de pastagens (75%

e 100%) implicou em reduções nas vazões médias anuais. Já em relação às vazões máximas anuais, em todos os cenários houve um decréscimo em comparação ao cenário de 2000. Quanto às vazões mínimas anuais, ocorreu um aumento nas mesmas em todos os cenários, exceto no cenário de 100% de pastagem, que apresentou uma redução nas vazões mínimas anuais em relação ao cenário de 2000. Considerando todos os cenários, a situação de 100% floresta, foi onde ocorreu o maior aumento da vazão média anual em relação à situação real, de 16,29% (142,5 m³/s), que corresponde a 619 mm de incremento no escoamento anual. A vazão média anual para a situação de 100% floresta foi de 985,12 m³/s.

O incremento de 25% de pastagem, causou aumento da vazão máxima anual de 68,69 m³/s e redução nas vazões mínima anual de 52,85 m³/s e média anual de 47,2 m³/s, que corresponde a uma diminuição do escoamento médio de 205.4 mm/ano, em relação ao cenário de 100% de floresta. Este resultado não está coerente com os dados encontrados por Bosch e Hewlett (1982) e Collischonn (2001), que estimaram o incremento médio de 10 a 25 mm e de 9 mm, respectivamente, para cada 10% de redução de área coberta por florestas decíduas de pequeno porte. Porém, estes resultados foram medidos em pequenas bacias (BOSCH E HEWLETT, 1982) ou em bacia de 26.900 Km² com alta declividade e tipo de solo que favorece a geração rápida de grande cheias (COLLISCHONN, 2001). Da mesma maneira, quando foram simulados os incrementos de 50, 75 e 100% de pastagem, ocorreram reduções nas vazões média e mínima anuais e aumento na vazão máxima anual.

Foi observado que a transformação da bacia para 100% pastagem em relação ao cenário simulado com uso do solo do ano de 2000, causou uma redução de 5,99% (50,76 m³/s) da vazão média anual, enquanto que no cenário de 100% floresta ocorreu um aumento de 16,29% (138,03 m³/s).

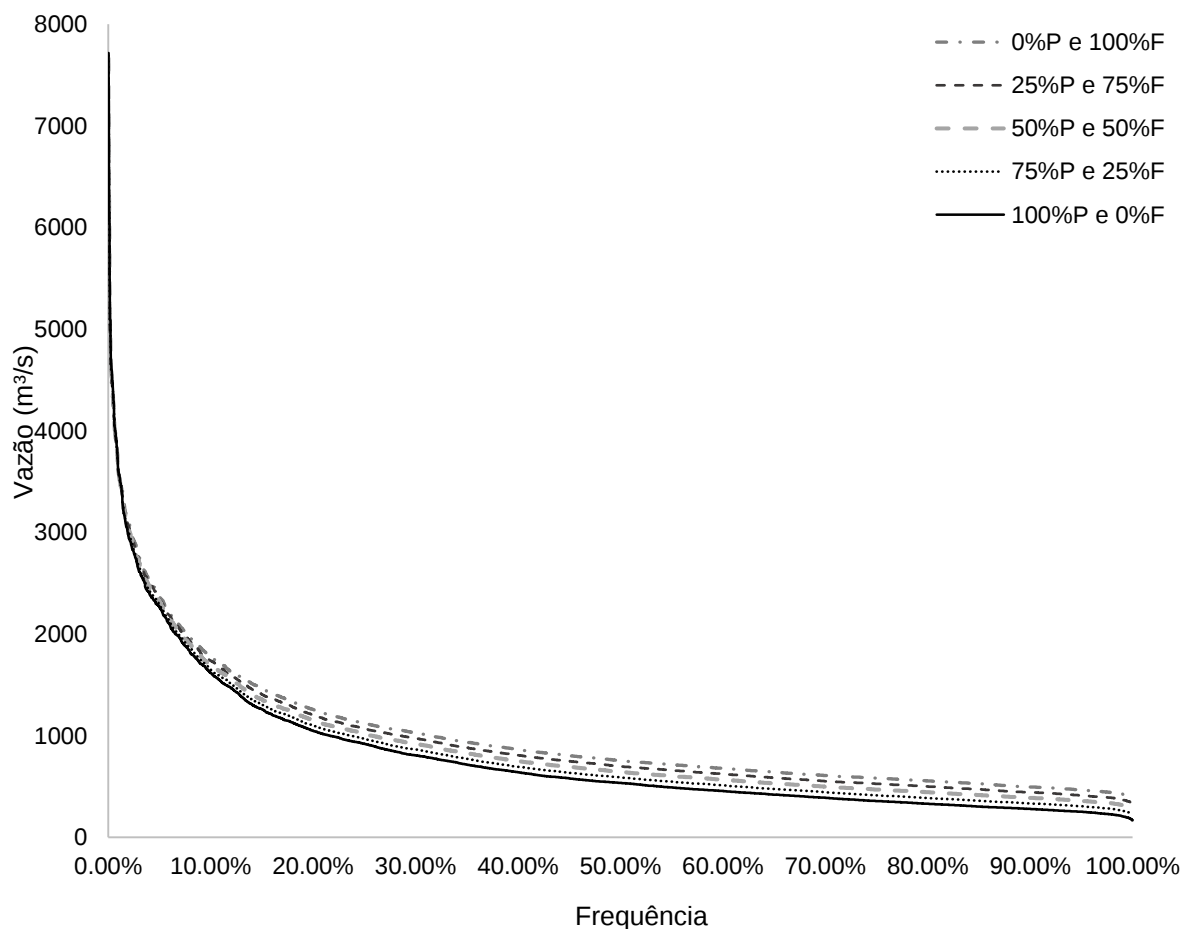
Em geral, observou-se uma redução da vazão média no cenário em que a bacia está completamente coberta por pastagem em relação ao cenário oposto, em que a bacia está completamente coberta por floresta. Este resultado indica uma diminuição das vazões médias anuais em cenários de desmatamento, o que vai de encontro ao comportamento médio dos resultados obtidos em bacias experimentais. Entretanto, Caram (2010) e Beserra (2016), ao realizarem simulações hidrológicas com o MGB-IPH em bacias hidrográficas localizadas na região sudeste, assim como bacia do rio Doce, também encontraram resultados contrários ao comportamento médio em bacias

experimentais. Além disso, em períodos longos de estiagem, os valores da vazão média tendem a sofrer maior influência dos valores da vazão de base, o que explica a redução observada nos valores das vazões médias anuais.

Quanto ao comportamento das cheias, em que o desmatamento provocou o aumento das mesmas, está coerente com os resultados encontrados por Bayer (2014) e Andreásson (2004). Entretanto, as vazões mínimas anuais mostraram uma redução com o desmatamento, estando em acordo com os resultados encontrados por Caram (2010) e Beserra (2016).

Também foi analisada a curva de permanência da sub-bacia 11 (Figura 5.15). Em relação ao impacto do desmatamento nas vazões mínimas, foram avaliadas as vazões Q_{95} , ou seja, as vazões associadas à permanência de 95%. Verifica-se uma redução na Q_{95} de 11%, para 25% de desmatamento, 23%, para 50% de desmatamento, 34%, para 75% de desmatamento e de 46%, para 100% de desmatamento.

Figura 5.15 - Curva de permanência da sub-bacia 11.



Fonte: Autoria Própria.

6. CONCLUSÃO

O modelo MGB-IPH se mostrou eficiente em reproduzir os hidrogramas da área de estudo, apresentando bons ajustes para simulação das vazões diárias, tanto no período de calibração (1990 – 2005), quanto no período de validação (2006 - 2014). Apesar do período de validação, na maioria dos postos fluviométricos, ter obtido ajustes inferiores ao período de calibração, pode-se afirmar que o modelo pode ser um importante instrumento no manejo dos recursos hídricos desta bacia.

Além da vazão média anual, também se considerou importante a avaliação de outras variáveis hidrológicas. Neste trabalho, foram analisadas as vazões médias, escoamento superficial, vazões extremas e evapotranspiração diária para o cenário de pastagens degradadas. Quanto aos cenários de desmatamento, foram analisadas as variáveis vazões máxima, mínima e média e lâmina escoada.

Em relação ao cenário de pastagens degradadas, pôde-se observar que o mesmo provocou incrementos na vazão anual média simulada em todas as sub-bacias. Quanto à vazão de pico anual, a degradação das pastagens produziu incrementos de magnitudes ainda maiores, quando comparado aos incrementos produzidos na vazão média. Entretanto, ao contrário do ocorrido nas vazões médias e máximas anuais, os impactos observados nas vazões mínimas anuais ocorreram no sentido de reduções das mesmas. A aplicação da metodologia se mostrou eficiente na detecção das alterações na vazão, no entanto, a quantificação dessas mudanças não se mostrou conclusiva, uma vez que as mudanças detectadas nas vazões médias anuais não acompanharam as mudanças na cobertura do solo nas sub-bacias, já que o maior incremento na vazão média anual não correspondeu à sub-bacia em que se encontra a maior área de pastagens degradadas.

No entanto, analisando a variável evapotranspiração, foi encontrada uma correlação com R^2 de 0,84, entre a mudança na evapotranspiração e porcentagem de pastagem degradada. Com isso, foi evidenciada uma tendência de aumento do impacto na evapotranspiração, em função de um aumento no percentual de área de vegetação alterada.

Em relação às mudanças nas vazões causadas pelo desmatamento, foi constatado que a substituição de florestas por pastagens provocou reduções nas vazões médias

anuais, indicando uma diminuição das vazões médias em cenários de desmatamento. Quanto ao comportamento das cheias, o desmatamento provocou o aumento das mesmas, diferentemente do ocorrido com as vazões mínimas anuais, as quais reduziram com o desmatamento. Apesar destes resultados irem de encontro ao comportamento médio dos resultados obtidos em bacias experimentais, eles estão coerentes com estudos realizados em bacias da região sudeste, assim como a bacia do rio Doce, os quais também encontraram resultados contrários ao comportamento médio em bacias experimentais. Além disso, em períodos longos de estiagem, a vazão média tende a sofrer mais influência da vazão de base, o que reduziu os valores das vazões médias anuais.

Estes resultados demonstram os agravamentos que estes cenários simulados podem acarretar nos problemas já encontrados na bacia, como inundações, devido aos incrementos nas vazões máximas, e escassez de água para suprimento dos usos para os quais a bacia se destina, devido às reduções das vazões mínimas.

Vários experimentos foram realizados neste trabalho, porém muitos outros ainda podem ser feitos. Percebeu-se que a escassez de dados observados, principalmente em relação às pastagens degradadas é um grande limitante para melhorar a performance e confiabilidade dos resultados. Com isso, seria importante um monitoramento maior da degradação das pastagens, obtendo dados mais precisos quanto à área de pastagens degradadas e seus correspondentes níveis de degradação. Posteriormente, poderiam ser realizados estudos com resultados mais confiáveis quanto às consequências dessa degradação no comportamento hidrológico. Além disso, durante as calibrações do modelo não foram utilizados valores dos parâmetros de vegetação e do solo medidos na bacia do rio Doce, e sim, valores de parâmetros encontrados na literatura e em outras regiões. Para trabalhos futuros nessa área, recomenda-se o uso de parâmetros de vegetação medidos na bacia em questão ou baseados em modelos de sensoriamento remoto, podendo assim ser considerada a variabilidade espacial e temporal.

REFERÊNCIAS

- ABBASPOUR, K.C.; ROUHOLAHNEJAD, E.; VAGHEFI, S.; SRINIVASAN, R.; YANG, H.; KLØVE, B. A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. **Journal of Hydrology**. v. 524, p. 733–752, 2015.
- ALFIERI, J.G.; NIYOGI, D.; BLANKEN, P.D.; CHEN, F.; LEMONE, M.A.; MITCHELL, K.E.; EK, M.B.; KUMAR, A. Estimation of the Minimum Canopy Resistance for Croplands and Grasslands Using Data from the 2002 International H₂O Project. **Mon. Wea. Rev.** 2008, v. 136, p. 4452–4469. Disponível em: <<https://doi.org/10.1175/2008MWR2524.1>>. Acesso em: 9 mar. 2017.
- ALLEN, R.G.; PEREIRA, L.S.; RAES, D.; SMITH, M. Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. **Technical report, FAO - Food and Agriculture Organization of United Nations, Irrigation and drainage**, v. 56, p. 300, 1998.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Encarte Especial sobre a Bacia do Rio Doce: Rompimento da Barragem em Mariana/MG**. Brasília (DF): s.n. 2016.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Hidroweb - Sistema de Informações Hidrológicas**. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br>>. Acesso em 4 jul. 2017.
- ANDRADE, R. G.; RODRIGUES, C. A. G.; SANCHES, I. D. A.; TORRESAN, F. E.; QUARTAROLI, C. F. Uso de técnicas de sensoriamento remoto na detecção de processos de degradação de pastagens. **REVENG, Engenharia na agricultura**, Viçosa, v. 21, n. 3, p. 234-243, 2013.
- ANDRADE, R. G.; TEIXEIRA, A. H. C.; SANO, E. E.; LEIVAS, J. F.; VICTORIA, D. C.; NOGUEIRA, S. F. Evapotranspiração em Pastagens com Indicativos de Degradação na Bacia Hidrográfica do Alto Tocantins. In: II Inovagri International Meeting, Fortaleza, 2014.
- ANDRÉASSIAN, V. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 291, p. 1-27, mai. 2004.
- ARANTES, A. E. **Caracterização Biofísica e Potencial à Intensificação Sustentável da Pecuária Brasileira em Pastagens**. Goiânia, GO. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Universidade Federal de Goiás, p.136, 2017.
- ARAÚJO, A. S. **Calibração do modelo MGB-IPH na bacia hidrográfica do rio Apodi/ Mossoró**. Natal, RN. Originalmente apresentada como monografia de graduação, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, p.18, 2017.
- BALDISSERA, G. C. **Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool), para a bacia hidrográfica do Rio Cuiabá/MT**. Cuiabá, MT. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso, p. 132, 2005.

BARBOSA, V. H. B. **Modelagem hidrológica em microbacia de eucalipto e pastagem no alto rio Doce**. Viçosa, MG. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade Federal de Viçosa, p. 85, 2015.

BARTH, F. T.; POMPEU, C. T.; FILL, H. D.; TUCCI, C. E. M.; KELMAN, J.; BRAGA Jr., B. P. F. Modelo para gerenciamento de recursos hídricos. **Coleção ABRH de Recursos Hídricos**, São Paulo, v. 21, p. 526, 1987.

BAYER, D.M. **Efeitos das mudanças de uso da terra no regime hidrológico de bacias de grande escala**. Porto Alegre, RS. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, p. 172, 2014.

BESERRA, P. S. **Avaliação dos efeitos das alterações na cobertura e uso do solo sobre o regime de vazões via modelagem hidrológica considerando incerteza paramétrica**. Brasília, DF. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade de Brasília, 2016.

BOSH, 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**, v. 55, p. 3-23. 1982.

BRESSIANI, D. A.; SRINIVASAN, R.; JONES, C. A; MENDIONDO, E. M. Data resolutions on streamflow modeling of a semi-arid basin, Northeast Brazil. **Int J Agric & Biol Eng.**, v. 8, n. 3, p. 125-139, 2015.

BRUIJNZEEL, L.A. Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: A state of knowledge review. **IAHS, IHP-UNESCO, ITC, VUA**, Amsterdam, p. 172, 1990.

BRUTSAERT, W. Hydrology: An Introduction. **Cambridge University Press**, Nova Iorque, p. 616, 2005.

BUARQUE, D. C. **Simulação da geração e do transporte de sedimentos em grandes bacias: estudo de caso do rio Madeira**. Porto Alegre, RS. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, p. 166, 2015.

CALDER, I. R. Hydrologic effects of land-use change. In: Maidment, D. R. **Handbook of hydrology**, Nova Iorque, 1993.

CALDER, I.R. Water-resource and land-use issues. **SWIM Paper 3**. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute, 1998.

CARAM, R. O. **Mudanças no uso e cobertura do solo e resposta hidrológica da bacia do rio Piracicaba**. São Paulo. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Universidade de São Paulo, p. 141, 2010.

CBH-DOCE: Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce (2006), Agência Nacional das Águas.

CGIAR - Consultative Group on International Agricultural Research. **STRM 90m**. Disponível em: <<http://www.cgiar.org/>>. Acesso em: 29 dez. 2017.

COELHO, A. L. N. Bacia hidrográfica do rio Doce (MG/ES): Uma análise socioambiental integrada. **Geografares**, n. 7, p. 131 – 146, 2009.

COLLISCHONN, W. **Simulação hidrológica de grandes bacias**. Porto Alegre, RS. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, p. 270, 2001.

CUPOLILLO, F. **Diagnóstico hidroclimatológico da bacia do rio doce. Instituto de Geociências da UFMG**. Belo Horizonte, MG. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Universidade Federal de Minas Gerais, 2008.

ECKHARDT, K; BREUER, L; FREDE, HG. Parameter uncertainty and the significance of simulated land use change effects. **Journal of Hydrology**, 273, 164–176. 2003.

EMBRAPA. **Mapa de solos do Brasil**, 2001. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/Ambdata/mapa_solos.php>. Acesso em: 27 abr. 2017.

FAGUNDES, H. **Modelagem hidrossedimentológica de grandes bacias com apoio de dados in situ e sensoriamento remoto**. Porto Alegre, RS. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, p. 201, 2018.

FAN, F.M. **Acoplamento entre modelos hidrológicos e sistemas de informação geográfica: integração do modelo MGB-IPH**. Porto Alegre, RS. Originalmente apresentada como monografia de graduação, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, p. 186, 2011.

FERNANDES, J. G. **Estimativa de vazão e produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio São Francisco, utilizando o modelo SWAT**. Recife, PE. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Universidade Federal de Pernambuco, p. 185, 2015.

FIGUEIREDO, C. C.; RAMOS, M. L. G; TOSTES, R. Propriedades físicas e matéria orgânica de um latossolo vermelho sob sistemas de manejo e cerrado nativo. **Biosci. J.**, Uberlândia, v. 24, n. 3, p. 24-30. 2008.

FILHO, E. P. S. Velocidade de infiltração em área pastagem degradada e floresta natural no município de Porto Velho (RO). **Revista franco-brasileira de geografia**. Rondônia, n. 29, p. 9, 2016. Disponível em: <<https://journals.openedition.org/confins/11635>>. Acesso em: 25 jul. 2018.

GEBREHIWOT, S. G.; SEIBERT, J.; GARDENAS; A.I.; MELLANDER; P. BISHOP, K. Hydrological Change Detection Using Modeling: Half a Century of Runoff from Four Rivers in the Blue Nile Basin. **Water Resources Research**, n. 49, p. 3842-3851, 2013.

GOTTSCHALK, L.; MOTOVILOV, Y. 2000. Macro-scale hydrological modelling – a Scandinavian experience. International Symposium on: 'Can science and society save

the water crisis in the 21st century – Reports from the World’. **Japan Society of Hydrology and Water Resources**. Tokyo. pp. 38-45.

GONÇALVES, A. S.; CARAM, R. O.; SCOFIELD, G.B.; MORAES, M. A. E.; DUARTE, A. G.; LINHARES, C. A.; TOMASELLA, J. Utilização do modelo hidrológico de grandes bacias para previsão de desastres hidrológicos na bacia do rio Doce. In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Bento Gonçalves, RS, p. 8, 17-22 nov. 2013.

HODNETT, M. G.; OYAMA, M. D.; TOMASELLA, J. MARQUES FILHO, O. Comparisons of long term water storage behaviour under pasture and forest in three areas of Amazonia. In: Gash, J. H. C.; Nobre, C. A.; Roberts, J. M.; Victoria, R. L. Amazonian deforestation and climate. Wiley.1996.

HOUGH, M.N.; JONES, R.J.A. **The United Kingdom Meteorological Office Rainfall and evaporation calculation system: MORECS version 2.0 – an overview.** *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 1 (2), p. 227-230, 1997.

IBGE. **Mapa de Uso da Terra 2000**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias-novoportal/informacoes-ambientais/cobertura-e-uso-da-terra.html>>. Acesso em: 02 jan. 2018.

INMET. **Estações climatológicas**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/>>. Acesso em: 09 fev. 2017.

JARDIM, P. F. *et al.* Manual de exemplo de aplicação do modelo MGB-IPH 2017 utilizando o IPH-Hydro Tools. Porto Alegre (RS). 2017.

LAPIG. **Índice de vigor das pastagens no Brasil – PVI**. 2017. Disponível em: <<http://maps.lapig.iesa.ufg.br/lapig.html>>. Acesso em: 20 mar. 2018.

LELIS, T.A. **Modelagem do escoamento superficial e perda de solo na bacia do Ribeirão São Bartolomeu, zona da Mata de Minas Gerais, utilizando o simulador SWAT**. Viçosa, MG. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Universidade Federal de Viçosa, p. 178, 2011.

Li, S. G.; Harazono, Y.; Oikawa, T.; Zhao, H. L.; He, Z. Y.; Chang, X. L. Grassland desertification by grazing and the resulting micrometeorological changes in Inner Mongolia. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 102, p. 125–137, 2000.

MACEDO, M. C. M. Pastagens no ecossistema do cerrado: pesquisas para o desenvolvimento sustentável. Andrade, R.P.; Barcelos, A.O.; Rocha, C.M.C. In: Simpósio Sobre Pastagens nos Ecossistemas Brasileiros – Pesquisas Para o Desenvolvimento Sustentável, n. 32, Brasília, 1995.

MCLEOD, M.K.; MACLEOD, D.A.; DANIEL, H. The effect of degradation of phalaris + white clover pasture on soil water regimes of a Brown Chromosol on the Northern Tablelands of NSW, Australia. **Agricultural Water Management**, v. 82, p. 318–342. 2006.

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. **Eng Sanit Ambient**, v.14, n.1, p. 89-98, 2009.

MORIASI, D. N.; ARNOLD, J. G.; VAN LIEW, M. W.; BINGNER, R. L.; HARMEL, R. D.; VEITH, T. L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **Trans. Asabe**, v. 50, n. 3, p. 885-900, 2007.

MORIASI, D. N.; WILSON, B. N.; DOUGLAS-MANKIN, K. R.; ARNOLD, J. G. e GOWDA, P. H. Hydrologic and Water Quality Models: Use, Calibration and Validations. **ASABE – American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 55, n. 4, 2012.

NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models Part I: A discussion of principles. **Journal of Hydrology**, v. 10, n. 3, p. 282-290, 1970.

NOBRE, C. A.; SELLERS, P. J; SHUKLA, J. Amazonian Deforestation and Regional Climate Change. **Journal of Climate**, v. 4, p. 957-988, 1991.

PIRH-BACIA DO RIO DOCE. **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce – PIRH Bacia do Rio Doce – Volume I**. Consorcio Ecoplan–Lume. 2010. Disponível em: <http://www.cbhdoce.org.br/wp-content/uploads/2014/10/PIRH_Doce_Volume_I.pdf>. Acesso em: 12 dez 2016.

POLCHER, I.; LAVAL, K. The impact of African and Amazonian deforestation on tropical climate. **Journal of hydrology**, v. 155, p. 389-405, 1994.

PRADO, T.B.G. **Evolução do uso das terras e produção de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Jundiá-Mirim**. Campinas, SP. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade de Campinas, p. 72, 2005.

RODRIGUES, J. O.; ANDRADE, E. M.; TEIXEIRA, A. S.; SILVA, B. B. Sazonalidade de variáveis biofísicas em regiões semiáridas pelo emprego do sensoriamento remoto. **Engenharia Agrícola**, n. 29 (3), p. 452-465, 2009.

RODRIGUEZ, D. A.; TOMASELLA, J.; LINHARES, C. Is the forest conversion to pasture affecting the hydrological response of Amazonian catchments? Signals in the Ji-Paraná Basin. **Hydrological Processes**, n. 24, p. 1254–1269, 2010.

SALLES, L.A. **Calibração e validação do modelo SWAT para a predição de vazões na bacia do Ribeirão Pipiripau**. Brasília, DF. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade de Brasília, p. 114, 2012.

SILVA, A.P.N.; MOURA, G.B.A.; GIONGO, P.R.; SILVA, B.B. Albedo de superfície estimado a partir de imagens Landsat 5–TM no semiárido brasileiro. **Revista de Geografia**, Recife, PE – DCG/NAPA, v. 27, n. 1, 2010.

SILVA, M. K. A. **Modelagem hidrológica aplicada ao estudo da vazão da bacia hidrográfica do rio Araguari - MG, a partir das mudanças do uso da terra e**

cobertura vegetal nativa. Uberlândia, MG. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Universidade Federal de Uberlândia, p. 196, 2014.

STRUNK, H. Soil degradation and overland flow as causes of gully erosion on mountain pastures and in forests. **Elsevier Science**, Catena, v. 50, p. 185–198. 2003.

SHUTTLEWORTH, W. J. Evaporation In: Maidment, D. R. **Handbook of hydrology** McGraw-Hill, New York. 1993.

TSCHIEDEL, A. F.; COLOSSI, B. R. Estudo hidrológico e modelagem chuva-vazão da bacia do rio Doce. **Revista Águas Subterrâneas**, p. 14, 2016.

TRANCOSO, R.; CARNEIRO FILHO, A.; TOMASELLA, J. Amazônia, desflorestamento e água. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 40, n. 239, p. 30-37, jul. 2007.

TUCCI, C. E. M. Modelos determinísticos. In: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Modelos para gerenciamento de recursos hídricos, Nobel/ABRH, p. 211-324, 1987.

TUCCI, C.E.M.; CLARKE, R.T. Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: Revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 2(1), p. 135-152, 1997.

VELOSO, G.; FERREIRA, M.; ROSA, R.; SILVA, B.B. Determinação do albedo de superfície em áreas irrigadas do projeto Jaíba (Minas Gerais) mediante imagens Landsat 5 – TM. R. **Ra’e Ga**, Curitiba, v. 35, p. 126 - 146, 2015.

WANG, Q.; TAKAHASHI, H. Regional hydrological effects of grassland degradation in the Loess Plateau of China. **Hydrological processes**, v. 12, p. 2279-2288, 1998.

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

Yapo, P. O, Gupta, H. V, Sorooshian, S. Multi-objective global optimization for hydrologic models. *Journal of hydrology*, v. 204, n. 1-4, p. 83-97, 1998.

ZHANG, L., DAWES, W.R. E WALKER, G.R. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. **Water Resources Research**, v. 37(3), p. 701-708. 2001.

ZHANG, L; VERTESSY, R; WALKER, G; GILFEDDER, M; HAIRSINE, P. Afforestation in a catchment context: understanding the impacts on water yield and salinity. **Technical report**, Industry report 1/07, eWater CRC, Melbourne, Austrália. 2007.

ZHANG, A.; ZHANG, C.; FU, G.; WANG, B.; BAO, Z.; ZHENG, H. Assessments of Impacts of Climate Change and Human Activities on Runoff with SWAT for the Huifa River Basin, Northeast China. **Water Resour Manage**. v. 26, p.2199–2217, 2012.

APÊNDICE A -
Parâmetros da vegetação do MGB-IPH para a bacia do rio Doce

Tabela A.1 - Valores de Albedo adotados para a bacia do rio Doce.

[illegible]

Tabela A.2 - Valores de IAF adotados para a bacia do rio Doce.

[illegible]

Tabela A.3 - Valores de altura do dossel (m) adotados para a bacia do rio Doce.

[illegible]

APÊNDICE B -
Parâmetros do solo do MGB-IPH para a bacia do rio Doce

Tabela B.1 - Parâmetros calibráveis da sub-bacia 01.

URH	Wm	b	Kbas	Kint	XL	CAP	Wc
Past_Prof	1469	0,59	2,36	5,62	0,67	0	0,1
Flor_Prof	843,7	0,24	2,1	5,29	0,67	0	0,1
Agropec_Prof	1537,2	0,72	3,32	6,01	0,67	0	0,1
Agr_Prof	1160,9	0,64	2,93	4,06	0,67	0	0,1
Past_Raso	631,1	0,79	1,48	2,63	0,67	0	0,1
Flor_Raso	1491	1,01	2,48	6,09	0,67	0	0,1
Agropec_Raso	223,5	0,94	2,34	3,32	0,67	0	0,1
Agr_Raso	643,5	0,39	1,33	3,36	0,67	0	0,1
Urbano	1500,5	0,48	2,82	3,3	0,67	0	0,1
Água	0	0	0	0	0	0	0
CS	20,62						
CI	134,2						
CB (h)	3892,2						
QB (m³/s.km²)	0,01						

Tabela B.2 - Parâmetros calibráveis da sub-bacia 02.

URH	Wm	b	Kbas	Kint	XL	CAP	Wc
Past_Prof	830	0,4	2	5,6	0,67	0	0,1
Flor_Prof	900	0,4	2,5	5,6	0,67	0	0,1
Agropec_Prof	830	0,4	2	5,6	0,67	0	0,1
Agr_Prof	850	0,4	2,2	5,6	0,67	0	0,1
Past_Raso	300	0,4	2	5,6	0,67	0	0,1
Flor_Raso	300	0,4	2	5,6	0,67	0	0,1
Agropec_Raso	300	0,4	2	5,6	0,67	0	0,1
Agr_Raso	300	0,4	2	5,6	0,67	0	0,1
Urbano	585	0,4	2	5,6	0,67	0	0,1
Água	0	0	0	0	0	0	0
CS	16						
CI	100						
CB (h)	3900						
QB (m³/s.km²)	0,01						

Tabela B.3 - Parâmetros calibráveis da sub-bacia 03.

URH	Wm	b	Kbas	Kint	XL	CAP	Wc
Past_Prof	1500	0,12	0,5	4	0,67	0	0,1
Flor_Prof	1700	0,12	2	4	0,67	0	0,1
Agropec_Prof	1500	0,12	0,8	4	0,67	0	0,1
Agr_Prof	1600	0,12	1	4	0,67	0	0,1
Past_Raso	500	0,12	0,5	4	0,67	0	0,1
Flor_Raso	500	0,12	0,5	4	0,67	0	0,1
Agropec_Raso	500	0,12	0,5	4	0,67	0	0,1
Agr_Raso	500	0,12	0,5	4	0,67	0	0,1
Urbano	600	0,12	0,5	4	0,67	0	0,1
Água	0	0	0	0	0	0	0
CS	20						
CI	100						
CB (h)	3900						
QB (m³/s.km²)	0,01						

Tabela B.4 - Parâmetros calibráveis da sub-bacia 04.

URH	Wm	b	Kbas	Kint	XL	CAP	Wc
Past_Prof	1000	0,3	1,4	5,6	0,67	0	0,1
Flor_Prof	1000	0,3	1,8	5,6	0,67	0	0,1
Agropec_Prof	1000	0,3	1,5	5,6	0,67	0	0,1
Agr_Prof	1000	0,3	1,7	5,6	0,67	0	0,1
Past_Raso	900	0,3	1,3	5,6	0,67	0	0,1
Flor_Raso	900	0,3	1,3	5,6	0,67	0	0,1
Agropec_Raso	900	0,3	1,3	5,6	0,67	0	0,1
Agr_Raso	900	0,3	1,3	5,6	0,67	0	0,1
Urbano	950	0,3	1,8	5,6	0,67	0	0,1
Água	0	0	0	0	0	0	0
CS	16						
CI	100						
CB (h)	3900						
QB (m³/s.km²)	0,01						

Tabela B.5 - Parâmetros calibráveis da sub-bacia 05.

URH	Wm	b	Kbas	Kint	XL	CAP	Wc
Past_Prof	650	0,3	1,2	5,6	0,67	0	0,1
Flor_Prof	850	0,3	1,6	5,6	0,67	0	0,1
Agropec_Prof	700	0,3	1,3	5,6	0,67	0	0,1
Agr_Prof	750	0,3	1,4	5,6	0,67	0	0,1
Past_Raso	300	0,3	1	5,6	0,67	0	0,1
Flor_Raso	300	0,3	1	5,6	0,67	0	0,1
Agropec_Raso	300	0,3	1	5,6	0,67	0	0,1
Agr_Raso	300	0,3	1	5,6	0,67	0	0,1
Urbano	585	0,3	1,6	5,6	0,67	0	0,1
Água	0	0	0	0	0	0	0
CS	16						
CI	100						
CB (h)	3900						
QB (m³/s.km²)	0,01						

Tabela B.6 - Parâmetros calibráveis da sub-bacia 06.

URH	Wm	b	Kbas	Kint	XL	CAP	Wc
Past_Prof	659,4	0,08	0,24	6,74	0,67	0	0,1
Flor_Prof	629,9	0,12	0,32	6,12	0,67	0	0,1
Agropec_Prof	1192	0,11	0,72	7,33	0,67	0	0,1
Agr_Prof	687,6	0,09	0,57	5,37	0,67	0	0,1
Past_Raso	478	0,08	0,28	7,44	0,67	0	0,1
Flor_Raso	284,8	0,11	0,37	4,76	0,67	0	0,1
Agropec_Raso	408	0,13	0,38	6,59	0,67	0	0,1
Agr_Raso	452	0,14	0,23	4,85	0,67	0	0,1
Urbano	817,8	0,12	0,43	6,1	0,67	0	0,1
Água	0	0	0	0	0	0	0
CS	16,96						
CI	83,5						
CB (h)	6368						
QB (m³/s.km²)	0,01						

Tabela B.7 - Parâmetros calibráveis da sub-bacia 07.

URH	Wm	b	Kbas	Kint	XL	CAP	Wc
Past_Prof	200	0,3	5	5,6	0,67	0	0,1
Flor_Prof	500	0,3	5	5,6	0,67	0	0,1
Agropec_Prof	200	0,3	5	5,6	0,67	0	0,1
Agr_Prof	300	0,3	5	5,6	0,67	0	0,1
Past_Raso	300	0,3	5	5,6	0,67	0	0,1
Flor_Raso	300	0,3	5	5,6	0,67	0	0,1
Agropec_Raso	300	0,3	5	5,6	0,67	0	0,1
Agr_Raso	300	0,3	5	5,6	0,67	0	0,1
Urbano	300	0,3	5	5,6	0,67	0	0,1
Água	0	0	0	0	0	0	0
CS	16						
CI	100						
CB (h)	3900						
QB (m³/s.km²)	0,01						

Tabela B.8 - Parâmetros calibráveis da sub-bacia 08.

URH	Wm	b	Kbas	Kint	XL	CAP	Wc
Past_Prof	820	0,13	0,56	9,65	0,67	0	0,1
Flor_Prof	1265,6	0,51	0,9	8,74	0,67	0	0,1
Agropec_Prof	561,6	0,33	1,5	1,94	0,67	0	0,1
Agr_Prof	666	0,38	1,33	6,19	0,67	0	0,1
Past_Raso	128,4	0,25	0,71	5,5	0,67	0	0,1
Flor_Raso	237,3	0,2	1,54	3,78	0,67	0	0,1
Agropec_Raso	221,7	0,23	1,24	7,86	0,67	0	0,1
Agr_Raso	340,2	0,51	0,96	9,37	0,67	0	0,1
Urbano	127,6	0,31	1,15	3,53	0,67	0	0,1
Água	0	0	0	0	0	0	0
CS	20,75						
CI	155,5						
CB (h)	5382						
QB (m³/s.km²)	0,01						

Tabela B.9 - Parâmetros calibráveis da sub-bacia 09.

URH	Wm	b	Kbas	Kint	XL	CAP	Wc
Past_Prof	700	0,3	2	5,6	0,67	0	0,1
Flor_Prof	1000	0,3	3,5	5,6	0,67	0	0,1
Agropec_Prof	700	0,3	2,5	5,6	0,67	0	0,1
Agr_Prof	600	0,3	3	5,6	0,67	0	0,1
Past_Raso	300	0,3	1	5,6	0,67	0	0,1
Flor_Raso	300	0,3	0,05	5,6	0,67	0	0,1
Agropec_Raso	400	0,3	0,05	5,6	0,67	0	0,1
Agr_Raso	300	0,3	1	5,6	0,67	0	0,1
Urbano	585	0,3	1	5,6	0,67	0	0,1
Água	0	0	0	0	0	0	0
CS	16						
CI	100						
CB (h)	3900						
QB (m³/s.km²)	0,01						

Tabela B.10 - Parâmetros calibráveis da sub-bacia 10.

URH	Wm	b	Kbas	Kint	XL	CAP	Wc
Past_Prof	550	0,3	3	5,6	0,67	0	0,1
Flor_Prof	700	0,3	5	5,6	0,67	0	0,1
Agropec_Prof	550	0,3	3	5,6	0,67	0	0,1
Agr_Prof	600	0,3	4	5,6	0,67	0	0,1
Past_Raso	300	0,3	1,6	5,6	0,67	0	0,1
Flor_Raso	100	0,3	2,5	5,6	0,67	0	0,1
Agropec_Raso	200	0,3	1,5	5,6	0,67	0	0,1
Agr_Raso	200	0,3	1,5	5,6	0,67	0	0,1
Urbano	585	0,3	1,6	5,6	0,67	0	0,1
Água	0	0	0	5,6	0	0	0
CS	16						
CI	100						
CB (h)	3900						
QB (m³/s.km²)	0,01						

Tabela B.11 - Parâmetros calibráveis da sub-bacia 11.

URH	Wm	b	Kbas	Kint	XL	CAP	Wc
Past_Prof	800	0,3	0,1	5,6	0,67	0	0,1
Flor_Prof	1000	0,3	0,2	5,6	0,67	0	0,1
Agropec_Prof	800	0,3	0,1	5,6	0,67	0	0,1
Agr_Prof	900	0,3	0,1	5,6	0,67	0	0,1
Past_Raso	300	0,3	0,1	5,6	0,67	0	0,1
Flor_Raso	200	0,3	0,05	5,6	0,67	0	0,1
Agropec_Raso	300	0,3	0,05	5,6	0,67	0	0,1
Agr_Raso	300	0,3	0,1	5,6	0,67	0	0,1
Urbano	585	0,3	0,1	5,6	0,67	0	0,1
Água	0	0	0	0	0	0	0
CS	16						
CI	100						
CB (h)	3900						
QB (m ³ /s.km ²)	0,01						

APÊNDICE C -

Série de vazões médias mensais das sub-bacias

Figura C.0.1 - Série de vazões médias mensais para a sub-bacia 01.

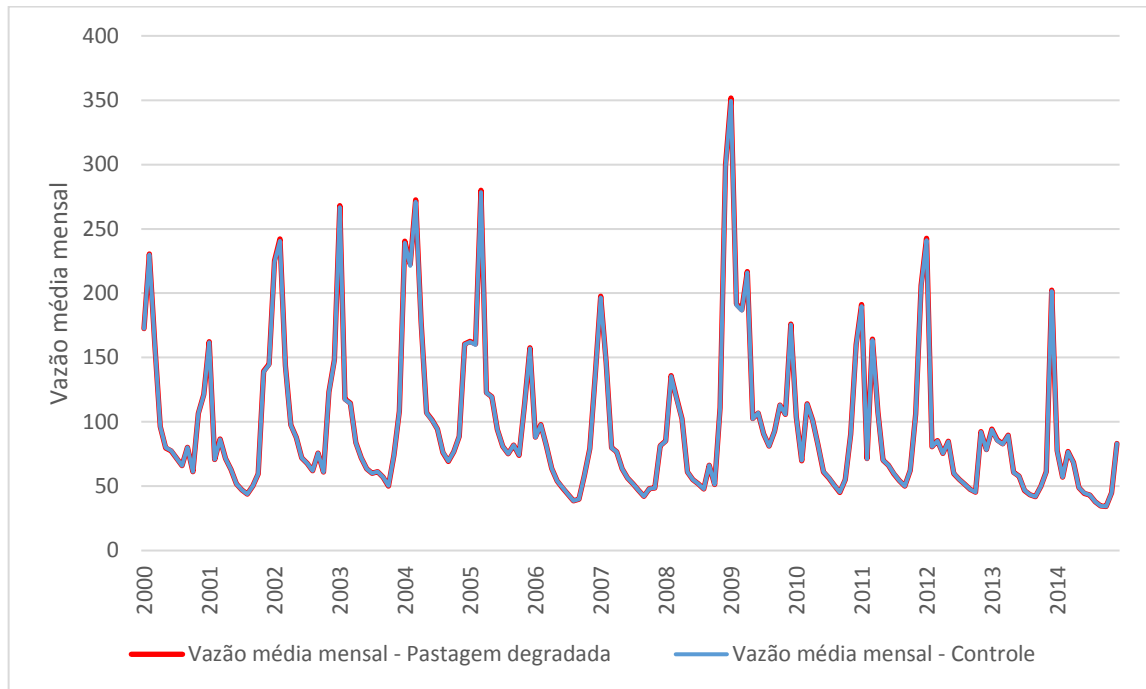


Figura C.0.2 - Série de vazões médias mensais para a sub-bacia 02.

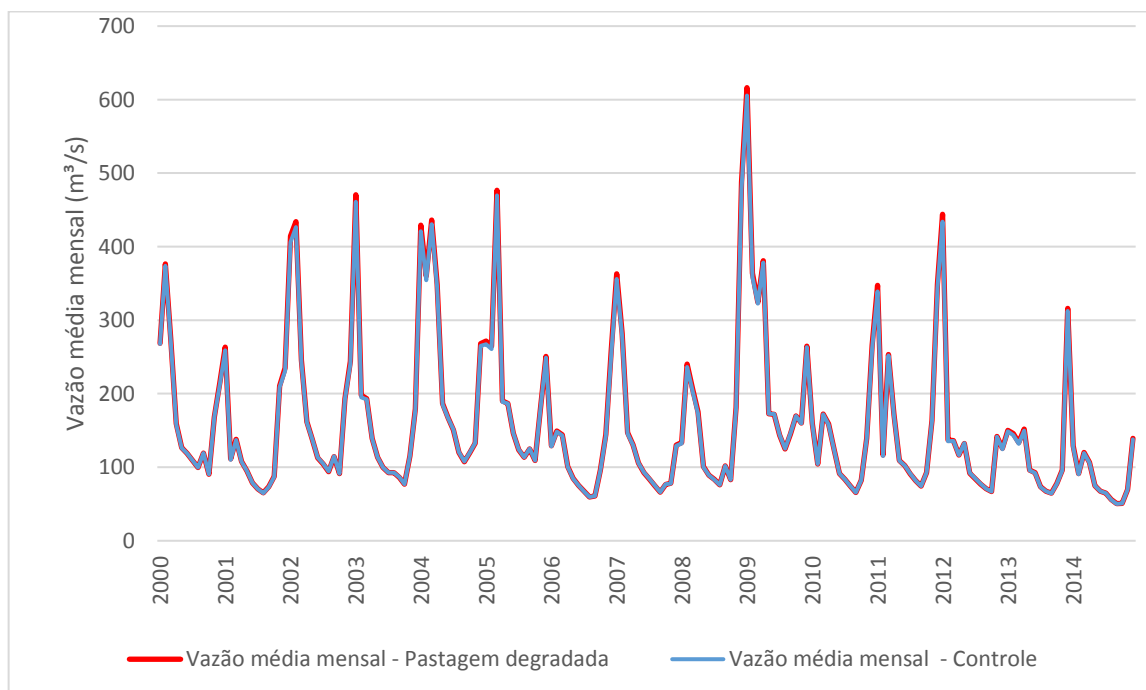


Figura C.0.3 - Série de vazões médias mensais para a sub-bacia 03.

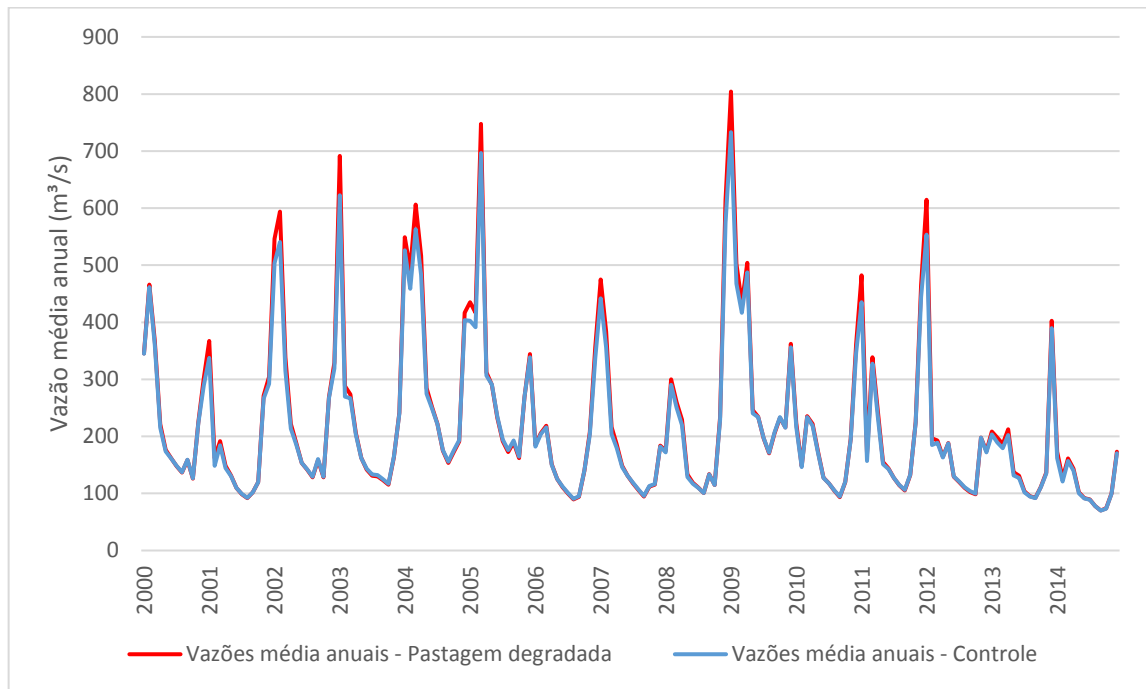


Figura C.0.4 - Série de vazões médias mensais para a sub-bacia 04.

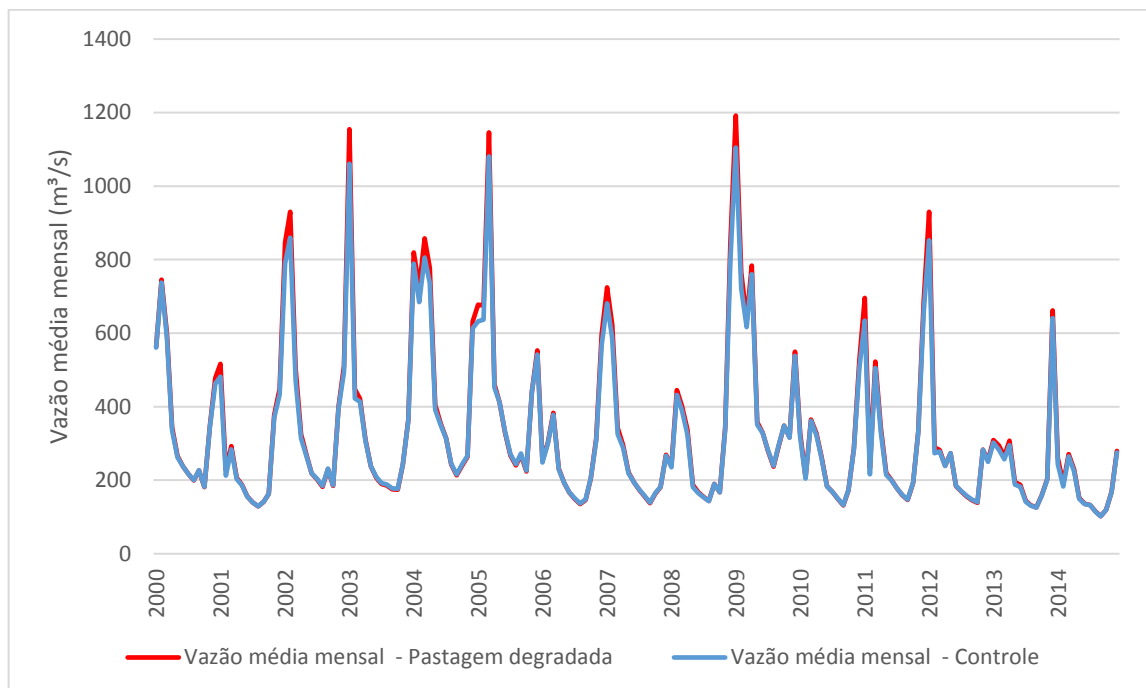


Figura C.0.5 - Série de vazões médias mensais para a sub-bacia 05.

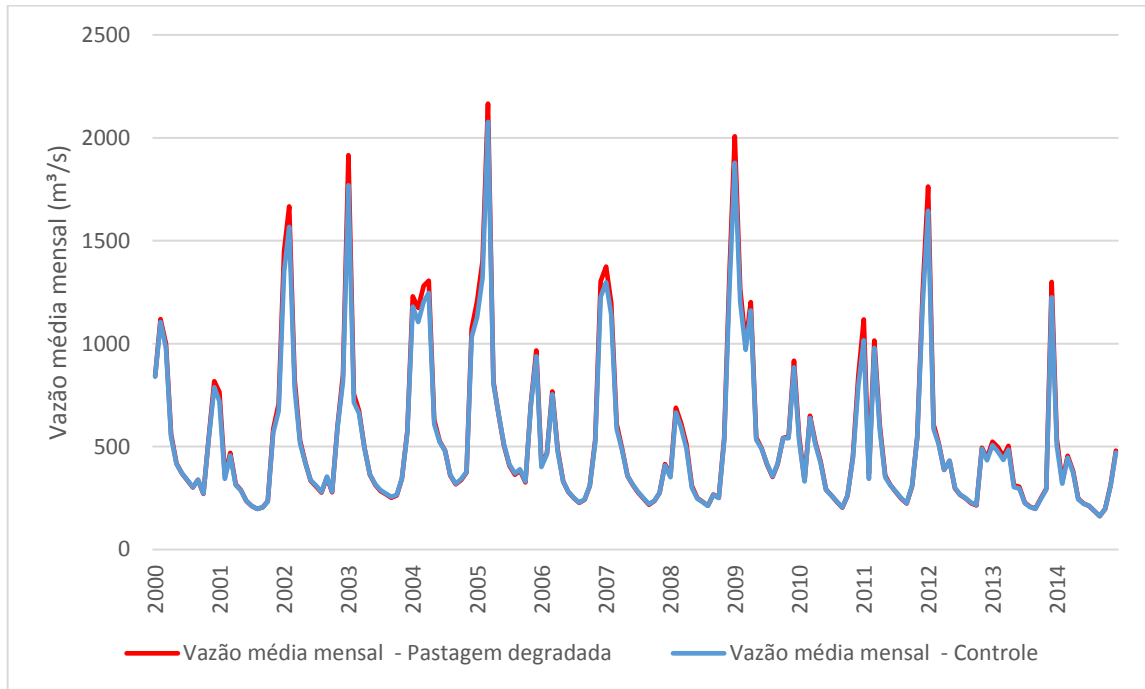


Figura C.0.6 - Série de vazões médias mensais para a sub-bacia 06.

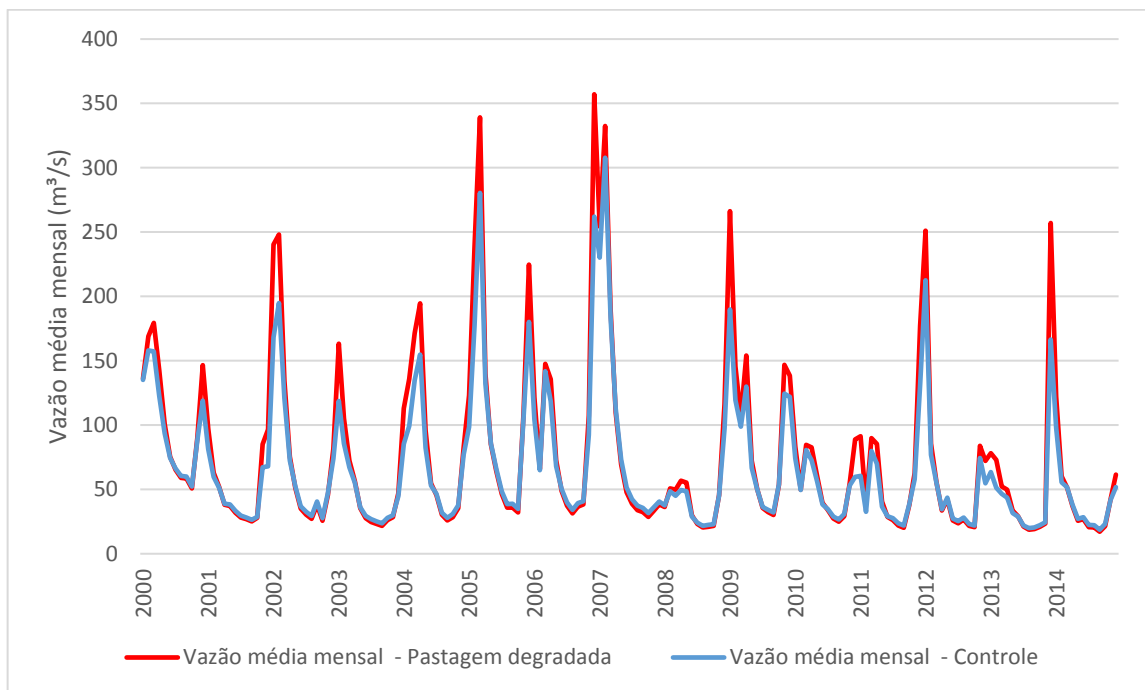


Figura C.0.7 - Série de vazões médias mensais para a sub-bacia 07.

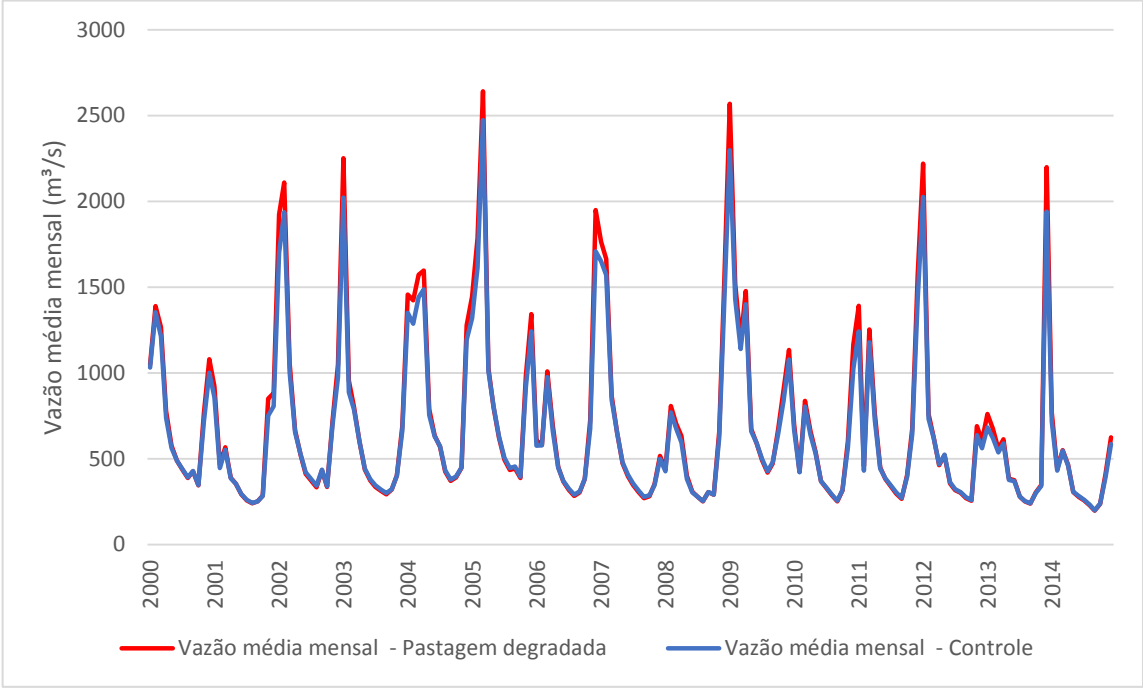


Figura C.0.8 - Série de vazões médias mensais para a sub-bacia 08.

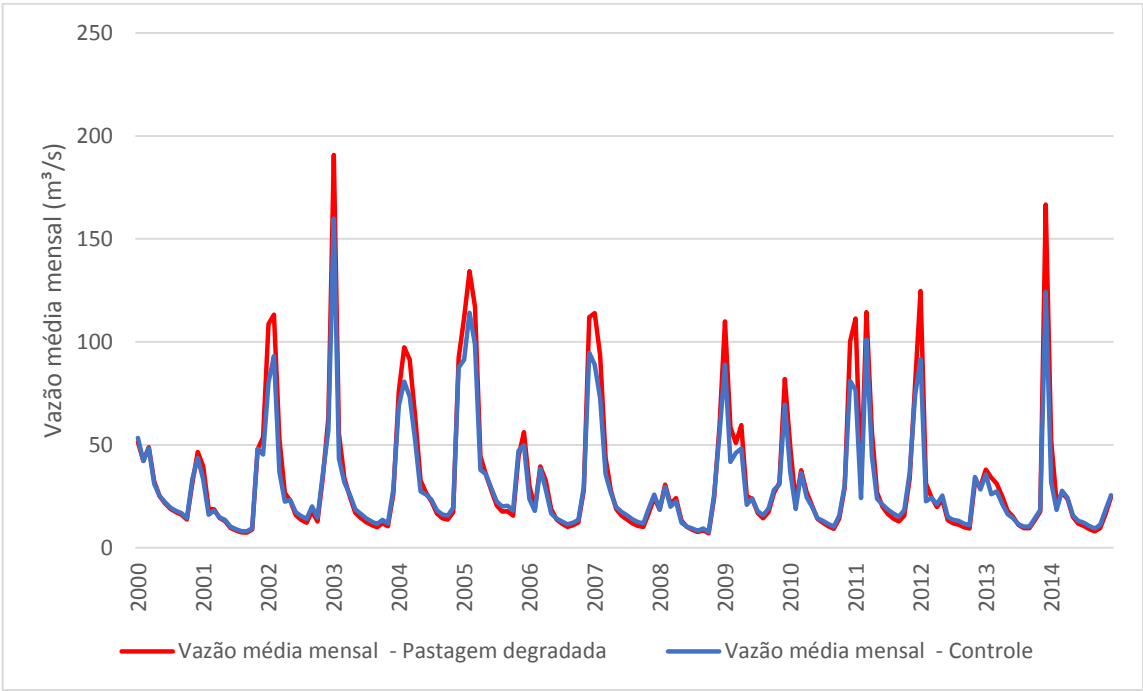


Figura C.0.9 - Série de vazões médias mensais para a sub-bacia 09.

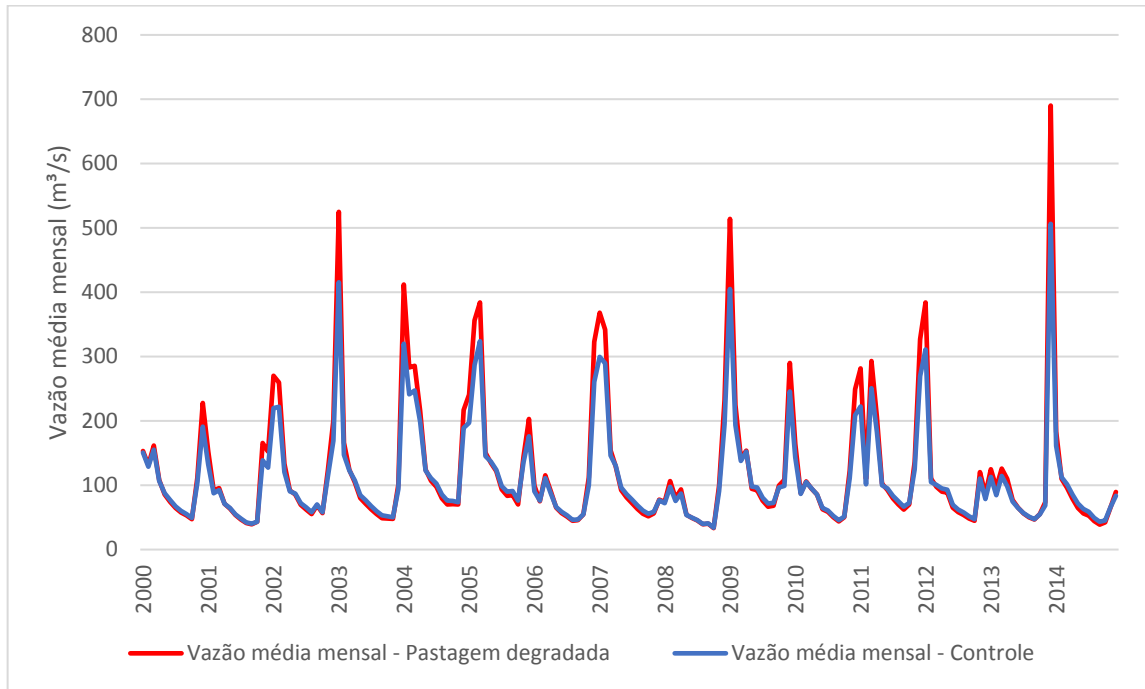


Figura C.0.10 - Série de vazões médias mensais para a sub-bacia 10.

