

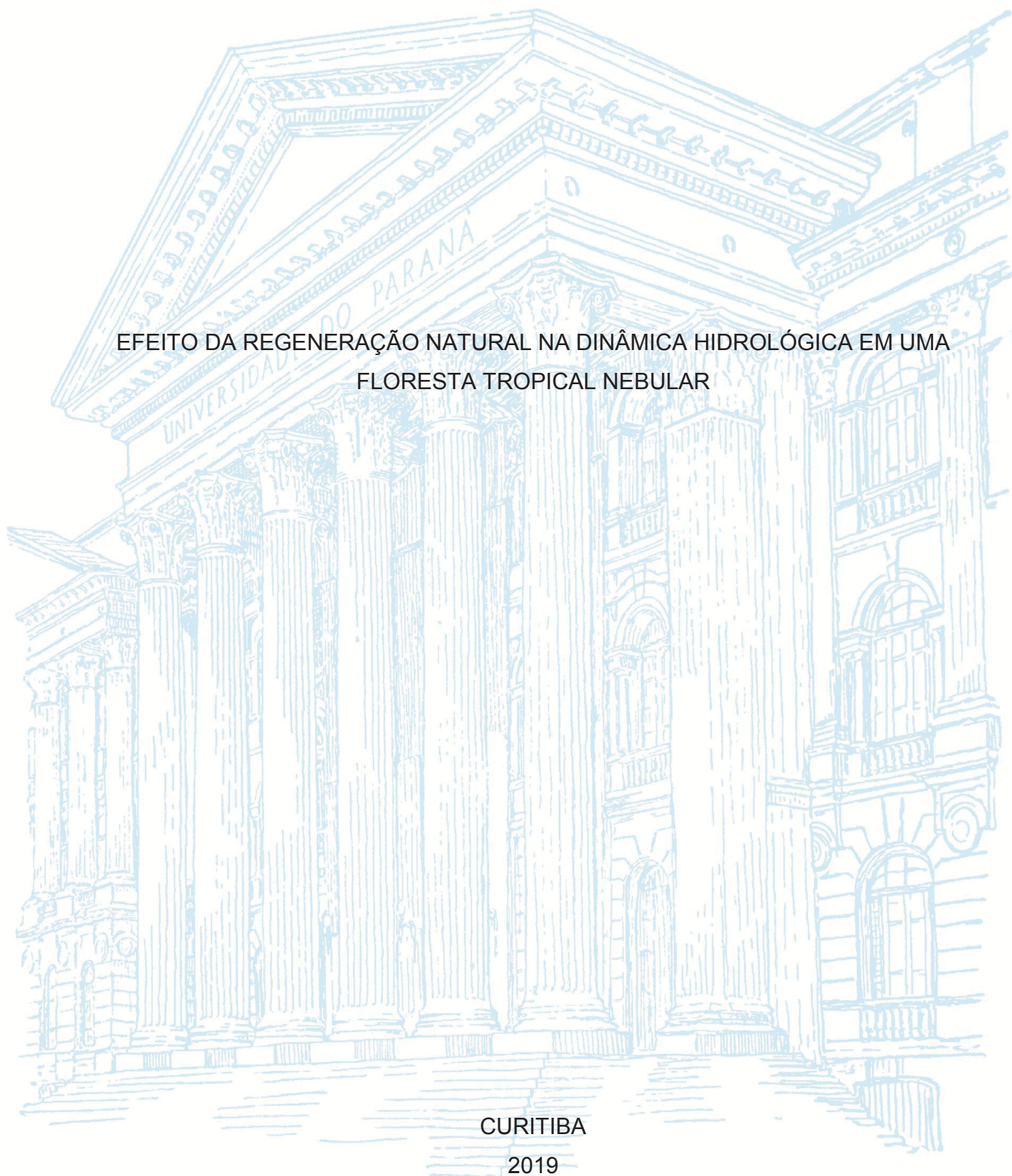
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

GABRIELA MIRANDA TEIXEIRA

EFEITO DA REGENERAÇÃO NATURAL NA DINÂMICA HIDROLÓGICA EM UMA  
FLORESTA TROPICAL NEBULAR

CURITIBA

2019



GABRIELA MIRANDA TEIXEIRA

EFEITO DA REGENERAÇÃO NATURAL NA DINÂMICA HIDROLÓGICA EM UMA  
FLORESTA TROPICAL NEBULAR

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Engenharia Florestal.

Orientador: Prof. Dr. Nivaldo Eduardo Rizzi

Coorientadores: Prof. Dr. Silvio Frosini de Barros Ferraz, Dr. Mauricio Ranzini e Prof. Dr. Luiz Felipe Salemi

CURITIBA

2019

Ficha catalográfica elaborada pela  
Biblioteca de Ciências Florestais e da Madeira - UFPR

Teixeira, Gabriela Miranda

Efeito da regeneração natural na dinâmica hidrológica em uma  
Floresta Tropical Nebular / Gabriela Miranda Teixeira. – Curitiba, 2019.  
108 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Nivaldo Eduardo Rizzi

Coorientadores: Prof. Dr. Silvio Frosini de Barros Ferraz

Prof. Dr. Luiz Felipe Salem; Dr. Maurício Ranzini

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de  
Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia  
Florestal. Defesa: Curitiba, 28/06/2019.

Área de concentração: Conservação da Natureza.

1. Hidrologia florestal. 2. Bacias hidrográficas. 3. Florestas -  
Reprodução. 4. Vegetação e clima. 5. Teses. I. Rizzi, Nivaldo Eduardo. II.  
Ferraz, Silvio Frosini de Barros. III. Ranzini, Maurício. IV. Salem, Luiz  
Felipe. V. Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias.  
VI. Título.

CDD – 634.9

CDU – 634.0.116

## TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA FLORESTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **GABRIELA MIRANDA TEIXEIRA** intitulada: "**Efeito da regeneração natural na dinâmica hidrológica em uma Floresta Tropical Nebular**", após terem inquirido a aluna e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua Aprovação no rito de defesa.

A outorga do título de doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 28 de Junho de 2019.



NIVALDO EDUARDO RIZZI  
Presidente da Banca Examinadora



DROMAR JOÃO BERTOL  
Avaliador Externo (EMATER)



MARILIA BORG  
Avaliador Externo (UFPR)



TANIA LUCIA GRAF DE MIRANDA  
Avaliador Externo (LACTEC)



IRANI DOS SANTOS  
Avaliador Externo (UFPR)



A todos que de alguma forma me inspiraram e motivaram, em especial aos meus pais, Lidiane (*in memorian*) e Mauricio, e aos meus avós, Nilce (*in memorian*), Nelson e Maninha,  
**DEDICO.**

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que de alguma forma contribuíram para concretização deste trabalho. Ao professor Nivaldo Rizzi por toda confiança demonstrada ao longo desses anos. Aos membros do comitê de orientação Silvio Ferraz, Luiz Felipe Salemi e Maurício Ranzini pelas contribuições, sugestões e revisões dos textos.

À toda equipe do Laboratório de Hidrologia Florestal Eng. Agr. Walter Emmerich, pela coleta, organização e disponibilização dos dados hidrológicos utilizados neste estudo.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudo concedida e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal pela oportunidade e apoio.

Ao meu antigo orientador, Ricardo Valcarcel por me inserir na hidrologia florestal e por torcer por mim, mesmo de longe. Serei sempre grata a todo aprendizado adquirido no LMBH da UFRRJ.

Aos amigos que estão sempre por perto, mesmo que não fisicamente, pelo incentivo, pelo carinho, pela compreensão da minha ausência, principalmente nessa reta final do doutorado, e por fazerem essa jornada mais leve e alegre. Em especial ao casal Luiza e Pedro, pela revisão das traduções e discussões construtivas sobre meus resultados.

À minha família, pela confiança que sempre depositaram em mim, por terem me permitido viver livremente minhas escolhas, por me apoiarem em todas elas e por serem meu porto seguro. Amo muito todos vocês!

Ao Sivuca, por me ensinar diariamente sobre companheirismo, amizade e amor incondicional.

À Rubi, pelo incentivo, por ter posto no mundo um cara tão bacana e por ter sido para ele um referencial de mulher forte e independente, isso fez toda a diferença.

Por fim, um agradecimento mais do que especial e merecido ao meu companheiro Pablo, que participou ativamente de todas as etapas deste trabalho, que ouviu, acreditou e ajudou a executar todas as minhas elucubrações. Obrigada, meu amor, a vida fica leve compartilhada com você!



## RESUMO

O efeito da cobertura vegetal sobre o funcionamento hidrológico de bacias hidrográficas têm sido objeto de estudo e de debates há décadas. Apesar de existir um certo consenso sobre os conhecimentos já adquiridos em hidrologia florestal, ainda existem muitas lacunas a serem esclarecidas. Uma dessas lacunas consiste no efeito hidrológico da regeneração de Florestas Tropicais Nebulares Montana (TMCF). Essas florestas caracterizam-se pela presença frequente de nevoeiros no nível da vegetação e possuem grande importância para o fornecimento de água, pois, devido às condições climáticas a que estão expostas apresentam baixa evapotranspiração e entrada adicional de água via interceptação de nevoeiros. Nesse contexto, nosso principal objetivo foi analisar os dados do monitoramento hidrológico de três microbacias situadas em uma TMCF na costa Atlântica do Brasil, sob a ótica das mudanças que ocorreram naturalmente na cobertura florestal durante o período de monitoramento, de modo a compreender como alterações na vegetação e o clima influenciaram as variáveis hidrológicas. Consideramos a hipótese de que a regeneração natural dessas florestas promove um aumento na produção de água das microbacias e que os efeitos hidrológicos promovidos por mudanças na cobertura florestal são mais pronunciados durante a estação seca. Para isso, no primeiro capítulo desse manuscrito estabelecemos uma metodologia para seleção de imagens e classificação dos estágios sucessionais em área de TMCF a partir de imagens Landsat 5 TM. Com base na metodologia desenvolvida, no segundo capítulo reconstruímos o histórico da dinâmica da cobertura florestal das três microbacias para o período de 1984 a 2011 e, em seguida, utilizamos essa informação em conjunto com variáveis hidro-climáticas para avaliação da influência sobre o comportamento hidrológico das microbacias. Nossos resultados mostraram que o aumento da cobertura de TMCF foi fundamental para o aumento da produção de água. Esse padrão foi evidente na microbacia onde houve um aumento de aproximadamente 20% da cobertura florestal. Nas microbacias em que durante o período de monitoramento não houve aumento da cobertura florestal ou que o aumento foi de apenas 3,88%, a produção de água e o caminho dos fluxos foram determinados por variáveis hidro-climáticas, como a temperatura e a precipitação. O efeito de redução da produção de água conforme o aumento da temperatura média, lança luz sobre possíveis consequências das mudanças climáticas sobre serviços ecossistêmicos produzidos em ambientes nebulares. Em escala sazonal, concluímos que o aumento na produção de água ocasionado pelo aumento da cobertura florestal é mais pronunciado durante o período com menores volumes de precipitação. Desse modo, a interceptação de nevoeiros e a redução das perdas evapotranspirativas por eles proporcionada podem ser fundamentais para o fornecimento estável de água à jusante durante o período mais seco do ano. Conforme os resultados, recomendamos que regiões frequentemente afetadas por nevoeiros sejam consideradas prioritárias para ações de restauração ou conservação florestal cujo objetivo seja o aumento na produção de água. Para que os efeitos das intervenções sejam perceptíveis, as mesmas devem assegurar o aumento e/ou desenvolvimento sucessional da cobertura florestal em, no mínimo, 20% da área da bacia hidrográfica.

Palavras-chave: Hidrologia Florestal. Classificação da vegetação. Balanço Hídrico. Nevoeiros. Regeneração natural.



## ABSTRACT

The effect of vegetation cover on the hydrological functioning of microcatchments has been studied and debated for decades. Although there is some consensus on the knowledge already acquired in forest hydrology, there are still many gaps to be clarified. One of these gaps consists in the hydrological effect of the Tropical Montane Cloud Forests (TMCF) regeneration. These forests are characterized by the frequent presence of fog at the vegetation level and are of great importance for the water supply. The climatic conditions to which they are exposed promote low evapotranspiration and additional water intake through fog interception. Aiming to better understand how climate and forest cover variation affects hydrological dynamics in a local scale, we analyzed data from long-term hydrological monitoring of three microcatchments of TMCF at the Atlantic coast of Brazil. We hypothesized that (1) natural regeneration of TMCF promotes an increase in the water production of the microcatchments; and (2) that the effects of forest cover changes at hydrological dynamics of microcatchments are more pronounced during the dry season than on wet season. To test our hypothesis, in the first chapter of this manuscript we developed a methodology for selecting images and classifying the successional stages in TMCF area from Landsat 5 TM images. Based on this methodology, in the second chapter we reconstructed forest cover expansion of the three microcatchments between the period of 1984 to 2011. We then modeled the effects of forest cover and hydro-climatic variables on hydrological dynamics of microcatchments. We found an increase of water yield associated to the expansion of TMCF coverage. This pattern was evident in the microcatchment where there was an increase of approximately 20% of the forest cover. For microcatchments that had little (3.88%) to no (0%) increase in forest cover during the monitoring period, water yield and flow path were explained by hydro-climatic variables such as temperature and precipitation. Water yield was negative related to temperature, and the decrease of water yield with the average temperature increases sheds light on the possible consequences of climate change on ecosystem services produced in nebular environments. At seasonal scale, we conclude that the increase in water yield related to forest cover expansion were more pronounced during dry season due lower precipitation volumes. Thus, the fog interception and the reduction on the evapotranspiratory losses that TMCF provide may be critical to maintain water supply stability downstream during the driest period of the year. According to our results, we recommend that, for increasing water yield, regions frequently affected by fog be considered as priorities for forest conservation and/or restoration actions; and projects should ensure at least 20% of the microcatchment area for forest cover succession.

Keywords: Forest Hydrology. Classification of vegetation. Hydric balance. Fogs. Natural regeneration.

## LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1 – LOCALIZAÇÃO DO NÚCLEO CUNHA DO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO MAR (PESM – CUNHA), SÃO PAULO, BRASIL .....24
- FIGURA 2 – TRECHO DO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO MAR - NÚCLEO CUNHA, COM AMOSTRAS DE TREINAMENTO DOS ESTÁGIOS AVANÇADO, MÉDIO E INICIAL, EXEMPLIFICANDO OS CRITÉRIOS VISUAIS DE ALOCAÇÃO DOS MESMOS.....30
- FIGURA 3 – BOX-PLOTS DA RESPOSTA ESPECTRAL DAS BANDAS 1 (A), 2 (B), 3 (C), 4 (D), 5 (E) E 7 (F) DE IMAGENS ADQUIRIDAS DE DEZEMBRO A FEVEREIRO E DE JUNHO A AGOSTO. CLASSIFICAÇÃO DE ESTÁGIO SUCESSIONAL.....34
- FIGURA 4 – LOCALIZAÇÃO DAS TRÊS MICROBACIAS EXPERIMENTAIS DO LABORATÓRIO DE HIDROLOGIA FLORESTAL ENG. AGR. WALTER EMMERICH NO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO MAR – NÚCLEO CUNHA .....43
- FIGURA 5 – MODELO DIGITAL DO TERRENO (MDT) PARA AS MICROBACIAS A (A), B (C) E D (E) COM RESOLUÇÃO ESPACIAL DE 3X3 METROS E INTERPOLADO A PARTIR DAS INFORMAÇÕES DE CURVAS DE NÍVEL, PONTOS COTADOS E HIDROGRAFIA OBTIDAS NA CARTA TOPOGRÁFICA DO IGC COM ESCALA DE 1:10.000. CLASSES DE DECLIVIDADE DAS MICROBACIAS A (B), B (D), E D (F), LOCALIZADAS NO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO MAR - NÚCLEO CUNHA. ....44
- FIGURA 6 – EVOLUÇÃO DA COBERTURA VEGETAL NAS MICROBACIAS EXPERIMENTAIS A (A), B (B) E D (C) LOCALIZADAS NO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO MAR - NÚCLEO CUNHA, DURANTE O PERÍODO DE 1984 A 2011 .....51
- FIGURA 7 – EVOLUÇÃO DA COBERTURA FLORESTAL NAS MICROBACIAS A (A), B (B) E D (C), SITUADAS NO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO MAR - NÚCLEO CUNHA, AO LONGO DO PERÍODO DE 1984 A 2011 .....52
- FIGURA 8 – PRECIPITAÇÃO, DEFLÚVIO E PERDA DE ÁGUA AO LONGO DOS ANOS DE MONITORAMENTO DAS MICROBACIAS A (A), B (B) E D

	(C) LOCALIZADAS NO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO MAR - NÚCLEO CUNHA .....	59
FIGURA 9 –	PRECIPITAÇÃO E DEFLÚVIO MENSAL MÉDIO OBTIDOS AO LONGO DO PERÍODO DE MONITORAMENTO NAS MICROBACIAS A (A), B (B) E D (C), LOCALIZADAS NO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO MAR, NÚCLEO CUNHA.....	60
FIGURA 10 –	RELAÇÃO ENTRE O RENDIMENTO HÍDRICO (A), O ÍNDICE DE ESCOAMENTO DE BASE (B) E O COEFICIENTE DE ESCOAMENTO DIRETO (C), COM AS VARIÁVEIS PREDITORAS DE MAIOR PESO DOS MODELOS OBTIDOS PARA MICROBACIA A, EM ESCALA ANUAL .....	62
FIGURA 11 –	RELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS HIDROLÓGICAS (RENDIMENTO HÍDRICO, ÍNDICE DE ESCOAMENTO DE BASE E COEFICIENTE DE ESCOAMENTO DIRETO) COM AS VARIÁVEIS PREDITORAS DE MAIOR PESO DOS MODELOS OBTIDOS PARA MICROBACIA A NAS ESTAÇÕES CHUVOSA (A, B, C) E SECA (D, E, F).....	63
FIGURA 12 –	RELAÇÃO ENTRE O RENDIMENTO HÍDRICO (A), O ÍNDICE DE ESCOAMENTO DE BASE (B) E O COEFICIENTE DE ESCOAMENTO DIRETO (C), COM AS VARIÁVEIS PREDITORAS DE MAIOR PESO DOS MODELOS OBTIDOS PARA MICROBACIA B, EM ESCALA ANUAL .....	65
FIGURA 13 –	RELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS HIDROLÓGICAS (RENDIMENTO HÍDRICO, ÍNDICE DE ESCOAMENTO DE BASE E COEFICIENTE DE ESCOAMENTO DIRETO) COM AS VARIÁVEIS PREDITORAS DE MAIOR PESO DOS MODELOS OBTIDOS PARA MICROBACIA B NAS ESTAÇÕES CHUVOSA (A, B, C) E SECA (D, E, F).....	66
FIGURA 14 –	RELAÇÃO ENTRE O RENDIMENTO HÍDRICO (A), O ÍNDICE DE ESCOAMENTO DE BASE (B) E O COEFICIENTE DE ESCOAMENTO DIRETO (C), COM AS VARIÁVEIS PREDITORAS DE MAIOR PESO DOS MODELOS OBTIDOS PARA MICROBACIA D, EM ESCALA ANUAL .....	68
FIGURA 15 –	RELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS HIDROLÓGICAS (RENDIMENTO HÍDRICO, ÍNDICE DE ESCOAMENTO DE BASE E COEFICIENTE DE ESCOAMENTO DIRETO) COM AS VARIÁVEIS PREDITORAS DE	

MAIOR PESO DOS MODELOS OBTIDOS PARA MICROBACIA D NAS ESTAÇÕES CHUVOSA (A, B, C) E SECA (D, E, F).....	69
FIGURA 16 – RELAÇÃO DAS VARIÁVEIS HIDROLÓGICAS RENDIMENTO HÍDRICO (RH), ÍNDICE DE ESCOAMENTO DE BASE (IQB) E COEFICIENTE DE ESCOAMENTO DIRETO (CQD) COM A COBERTURA FLORESTAL EM ESTÁGIO AVANÇADO PARA A MICROBACIA D.....	70



## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – VALORES DE RADIÂNCIA ESPECTRAL MÍNIMA (LMIN $\lambda$ ), RADIÂNCIA ESPECTRAL MÁXIMA (LMAX $\lambda$ ) E IRRADIÂNCIA NO TOPO DA ATMOSFERA (ESUN $\lambda$ ).....	28
TABELA 2 – MÉDIA E DESVIO PADRÃO (SD) DA RESPOSTA ESPECTRAL DE CADA BANDA, PARA CADA CLASSE SUCESSIONAL E ÉPOCA DE AQUISIÇÃO DAS IMAGENS .....	33
TABELA 3 – MÉDIA E DESVIO PADRÃO (SD) DOS ÍNDICES DE VEGETAÇÃO PARA CADA CLASSE SUCESSIONAL.....	35
TABELA 4 – PERCENTUAL DE ACERTO OBTIDO A PARTIR DA MATRIZ DE VALIDAÇÃO CRUZADA DA CLASSIFICAÇÃO DA VEGETAÇÃO FEITA ATRAVÉS DOS ÍNDICES DE VEGETAÇÃO NDVI, EVI E MDI E DA ANÁLISE DISCRIMINANTE QUADRÁTICA (QDA) .....	35
TABELA 5 – CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DA MICROBACIAS A, B E D MONITORADAS PELA EQUIPE DO LABORATÓRIO DE HIDROLOGIA FLORESTAL ENG. AGR. WALTER EMMERICH NO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO MAR – NÚCLEO CUNHA.....	43
TABELA 6 – COMPONENTES DO BALANÇO HÍDRICO DA MICROBACIA A, PARA O PERÍODO DE 1992 A 2013.....	54
TABELA 7 – COMPONENTES DO BALANÇO HÍDRICO DA MICROBACIA B, PARA O PERÍODO DE 1986 A 2013.....	56
TABELA 8 – COMPONENTES DO BALANÇO HÍDRICO DA MICROBACIA D, PARA O PERÍODO DE 1982 A 2013.....	57
TABELA 9 – VALORES MÉDIOS ANUAIS DE TEMPERATURA (T), PRECIPITAÇÃO (P), DEFLÚVIO (Q), ESCOAMENTO DIRETO (QD), ESCOAMENTO DE BASE (QB) E PERDA DE ÁGUA (PD) OBTIDOS AO LONGO DO PERÍODO DE MONITORAMENTO PARA AS MICROBACIAS A, B E D .....	58
TABELA 10 – COEFICIENTES E ÍNDICES DE CORRELAÇÃO AJUSTADOS (R <sup>2</sup> ) DOS MELHORES MODELOS QUE REPRESENTARAM A RELAÇÃO ENTRE PRECIPITAÇÃO (P), TEMPERATURA (T) E COBERTURA FLORESTAL EM ESTÁGIO AVANÇADO (V) COM OS PARÂMETROS HIDROLÓGICOS RENDIMENTO HÍDRICO (RH), ÍNDICE DE	

ESCOAMENTO DE BASE ( $IQ_B$ ) E COEFICIENTE DE ESCOAMENTO ( $CQ_D$ ) EM ESCALA ANUAL E SAZONAL PARA MICROBACIA A ....61

TABELA 11 – COEFICIENTES E ÍNDICES DE CORRELAÇÃO AJUSTADOS ( $R^2$ ) DOS MELHORES MODELOS QUE REPRESENTARAM A RELAÇÃO ENTRE PRECIPITAÇÃO (P), TEMPERATURA (T) E COBERTURA FLORESTAL EM ESTÁGIO AVANÇADO (V) COM OS PARÂMETROS HIDROLÓGICOS RENDIMENTO HÍDRICO (RH), ÍNDICE DE ESCOAMENTO DE BASE ( $IQ_B$ ) E COEFICIENTE DE ESCOAMENTO ( $CQ_D$ ) EM ESCALA ANUAL E SAZONAL PARA MICROBACIA B ....64

TABELA 12 – COEFICIENTES E ÍNDICES DE CORRELAÇÃO AJUSTADOS ( $R^2$ ) DOS MELHORES MODELOS QUE REPRESENTARAM A RELAÇÃO ENTRE PRECIPITAÇÃO (P), TEMPERATURA (T) E COBERTURA FLORESTAL EM ESTÁGIO AVANÇADO (V) COM OS PARÂMETROS HIDROLÓGICOS RENDIMENTO HÍDRICO (RH), ÍNDICE DE ESCOAMENTO DE BASE ( $IQ_B$ ) E COEFICIENTE DE ESCOAMENTO ( $CQ_D$ ) EM ESCALA ANUAL E SAZONAL PARA MICROBACIA D ....67

## LISTA DE ABREVIATURAS OU SIGLAS

TMCF	- Floresta Tropical Nebular Montana
PESM	- Parque Estadual da Serra do Mar
JICA	- <i>Japan International Cooperation Agency</i>
LHFWE	- Laboratório de Hidrologia Florestal Eng. Agr. Walter Emmerich
IV	- Índice de Vegetação
IBGE	- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
USGS	- <i>United States Geological Survey</i>
DOS	- <i>Dark Object Subtraction</i>
ND	- Números Digitais
NDVI	- <i>Normalized Difference Vegetation Index</i>
EVI	- <i>Enhanced Vegetation Index</i>
NDMI	- <i>Normalized Difference Moisture Index</i>
QDA	- Análise Discriminante Quadrática
SD	- Desvio Padrão
RH	- Rendimento hídrico
IQb	- Índice de escoamento de base
CQd	- Coeficiente de escoamento direto
MDT	- Modelo digital do terreno
Q	- Deflúvio
P	- Precipitação
T	- Temperatura
ET	- Evapotranspiração
PD	- Perda de água
V	- Cobertura florestal em estágio avançado de sucessão
Qb	- Escoamento de base
Qd	- Escoamento direto
AIC	- Critério de informação de Akaike

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>16</b>
<b>2 ANÁLISE DE CLASSIFICADORES DE ESTÁGIOS SUCESSIONAIS DA FLORESTA ATLÂNTICA.....</b>	<b>20</b>
2.1 INTRODUÇÃO .....	22
2.2 MATERIAL E MÉTODOS .....	23
2.2.1 Área de estudo .....	23
2.2.2 Base de dados .....	26
2.2.3 Pré-processamento das imagens.....	27
2.2.4 Coleta de amostras de treinamento .....	28
2.2.5 Comparação das épocas de aquisição das imagens .....	29
2.2.6 Comparação dos classificadores da cobertura vegetal .....	29
2.3 RESULTADOS .....	32
2.3.1 Sazonalidade da resposta espectral .....	32
2.4 DISCUSSÃO .....	35
2.4.1 Sazonalidade da resposta espectral .....	35
2.4.2 Classificação de estágio sucessional .....	36
2.5 CONCLUSÕES .....	37
<b>3 EFEITOS DA REGENERAÇÃO NATURAL SOBRE O FUNCIONAMENTO HIDROLÓGICO DE MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS.....</b>	<b>38</b>
3.1 INTRODUÇÃO .....	40
3.2 MATERIAL E MÉTODOS .....	42
3.2.1 Área de estudo .....	42
3.2.2 Determinação da dinâmica da cobertura florestal .....	45
3.2.3 Coleta de dados hidro-climáticos .....	46
3.2.4 Análise de tendência dos dados hidroclimatológicos .....	47
3.2.5 Seleção dos modelos .....	47
3.3 RESULTADOS .....	50
3.3.1 Dinâmica da vegetação .....	50
3.3.2 Condições climáticas.....	52
3.3.3 Dinâmica hidrológica das microbacias .....	53
3.3.3.1 Microbacia A.....	53
3.3.3.2 Microbacia B.....	55



3.3.3.3 Microbacia D.....	56
3.3.4 Seleção dos modelos .....	61
3.3.4.1 Microbacia A.....	61
3.3.4.2 Microbacia B.....	64
3.3.4.3 Microbacia D.....	67
3.4 DISCUSSÃO .....	70
3.4.1 Dinâmica da vegetação.....	70
3.4.2 Condições climáticas e dinâmica hidrológica das microbacias .....	71
3.4.3 Seleção de modelos para escala anual.....	74
3.4.3.1 Variáveis preditoras do Rendimento hídrico .....	74
3.4.3.2 Variáveis preditoras do Índice de escoamento de base .....	79
3.4.3.3 Variáveis preditoras do Coeficiente de escoamento direto.....	82
3.4.4 Seleção de modelos para escala sazonal .....	84
3.5 CONCLUSÕES .....	87
<b>4 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>89</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>91</b>
<b>ANEXO 1 – MAPAS DE CLASSIFICAÇÃO DA VEGETAÇÃO DE UM TRECHO DO PESM - NÚCLEO CUNHA ONDE ESTÃO INSERIDAS AS MICROBACIAS EXPERIMENTAIS A, B E D, PRODUZIDO PARA CADA DÉCADA DO PERÍODO DE 1984 A 2011.....</b>	<b>105</b>

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

O efeito da cobertura vegetal sobre o funcionamento hidrológico de bacias hidrográficas têm sido objeto de estudo e de debates há décadas. Inicialmente, acreditava-se que as florestas exerciam um efeito ‘esponja’, armazenando a água da chuva e liberando-a lentamente para manutenção dos escoamentos subterrâneos e dos cursos d’água durante os períodos secos (SPEARS, 1982; MYERS, 1983). Nas últimas décadas, no entanto, essas ideias perderam credibilidade, uma vez que diversos estudos mostraram que o desmatamento, geralmente, conduz a um aumento na produção de água, enquanto o reflorestamento produz uma diminuição nos fluxos (ZHANG et al., 2001; BRUIJNZEEL, 2004; JACKSON et al., 2005; FARLEY et al., 2005; BROWN et al., 2013). Essa relação é comumente explicada pelas maiores taxas de evapotranspiração (CALDER, 1998; ZHANG et al., 2001; VERTESSY et al., 2001; ROBERTS et al., 2001) e interceptação (FUJIEDA et al., 1997; SCHELLEKENS et al., 1999) observadas em bacias com cobertura florestal. Isso ocorre pelo fato da vegetação arbórea apresentar sistema radicular mais profundo quando comparado ao de vegetação arbustiva ou herbácea, o que as torna capazes de extrair um maior volume de água do solo, inclusive em períodos secos (HODNETT et al., 1995). Além disso, a vegetação arbórea apresenta maior índice de área foliar, onde ocorrem as perdas por evapotranspiração e a interceptação (FLEMING, 1993). Desse modo, entende-se que a proporção de água da chuva que será convertida em deflúvio é inversamente proporcional à biomassa da vegetação arbórea (CALDER, 2007; JACKSON et al., 2005; OLIVEIRA et al. 2017). Entretanto, existe uma linha de pensamento que sugere que caso a remoção da cobertura florestal seja acompanhada de compactação do solo e, conseqüentemente, de redução da sua capacidade de infiltração, o aumento na produção de água poderá não ocorrer (BRUIJNZEEL, 2004). Essa teoria, conhecida como *trade-off* da cobertura florestal, sugere, portanto, que o aumento na produção de água após remoção florestal só ocorrerá se a redução nas perdas evapotranspirativas for acompanhada de manutenção ou melhoria da capacidade de infiltração de água no solo (BRUIJNZEEL, 2004; GHIMIRE et al., 2014; KRISHNASWAMY et al., 2013).

Contudo, apesar de existir um certo consenso sobre os conhecimentos já adquiridos em hidrologia florestal, Filoso et al. (2017) identificaram possíveis fontes de viés nas conclusões obtidas em estudos sobre os efeitos da restauração florestal

na produção de água, destacando que a maior parte dos estudos são de curto prazo, com plantios de espécies comerciais exóticas e desenvolvidos em ambiente temperado. E que, portanto, ainda existem diversas lacunas no conhecimento sobre o efeito da restauração florestal no funcionamento hidrológico de bacias hidrográficas.

Uma dessas lacunas consiste na influência da vegetação florestal sobre o balanço hídrico em ambientes tropicais frequentemente afetados por nevoeiros. É possível que nesses ecossistemas a presença de cobertura florestal favoreça a produção de água, pois além da evapotranspiração ser baixa (LIU et al., 2008), podem ocorrer entradas adicionais de água via interceptação de nevoeiros (BRUIJNZEEL, 2004). Essa entrada adicional de água, denominada precipitação oculta (FERREIRA et al., 2005; GABRIEL & JAUZE, 2008), ocorre, pois, as micropartículas de água dos nevoeiros ao entrarem em contato com o dossel da floresta se acumulam sobre as folhas, aglutinam-se por coalescência e, posteriormente, alcançam o piso da floresta na forma de gotas ou escoada pelo tronco das árvores (BRUIJNZEEL, 2001; BRUIJNZEEL & HAMILTON, 2001; FERREIRA et al., 2005; GABRIEL & JAUZE, 2008). A precipitação oculta em florestas nebulares pode contribuir com valores correspondentes a 5-20% das chuvas comuns em florestas tropicais úmidas (BRUIJNZEEL, 2004), o que é especialmente importante durante a estação seca em climas mais sazonais (LIU et al., 2008). Assim, para os locais onde os nevoeiros são constantes, a captação de água da atmosfera constitui um importante processo do ciclo hidrológico (BRUIJNZEEL & HAMILTON, 2001; GARCIA-SANTOS et al., 2004; MCJANNET et al., 2006).

Essas florestas, onde a presença de nuvens ao nível do solo é frequente ou persistente, são conhecidas como *Tropical Montane Cloud Forests* (TMCF; GRUBB, 1977; MULLIGAN, 2010; BRUIJNZEEL et al., 2010; JARVIS & MULLIGAN, 2011) e estão entre os ecossistemas terrestres mais valiosos do mundo em termos de riqueza de espécies e níveis de endemismo (BRUIJNZEEL et al., 2010). Além da relevância ecológica, as TMCF também apresentam grande importância para o fornecimento estável de água de alta qualidade (BROWN et al., 1996; TOGNETTI et al., 2010), pois, devido às condições climáticas a que estão expostas, apresentam rendimentos hídricos superiores a florestas não afetadas por nevoeiros (BRUIJNZEEL, 2001). Embora a importância dessas florestas seja amplamente reconhecida, sua cobertura original foi reduzida através da extração excessiva de madeira e da sua conversão em terras agrícolas e pastagens (BRUIJNZEEL et al., 2011). Adicionalmente, as áreas

remanescentes estão ameaçadas pelos efeitos das mudanças climáticas que podem ocasionar em aumento no nível de condensação das nuvens (STILL et al., 1999; MULLIGAN, 2010; LAWTON et al., 2001), reduzindo a frequência de nevoeiros e impactando os serviços ecossistêmicos fornecidos por esses ambientes (BROWN et al., 1996; MUÑOZ-VILLERS & MCDONNELL, 2013).

No Brasil, esses ecossistemas ocorrem principalmente em áreas com altitudes superiores a 700 m, em duas cadeias de montanhas na costa Atlântica: a Serra do Mar e a Serra da Mantiqueira (POMPEU et al., 2018). Segundo o Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE, 2012), essa formação fisionômica é denominada Floresta Ombrófila Densa. Entretanto, devido a elevada ocorrência de nevoeiros, recebem também a denominação de TMCF. Atualmente, estima-se que no país, cerca de 60% da área original de florestas nebulares foi convertida para outros usos, o que o coloca em segundo lugar em termos de perda de área total de florestas nebulares (MULLIGAN, 2010). Contudo, os impactos de sua conversão para pastagem ou culturas agrícolas, ou de sua regeneração sobre a produção de água são essencialmente desconhecidos (MUÑOZ-VILLERS et al., 2012).

Grande parte da nossa compreensão dos efeitos do uso e cobertura do solo sobre a produção de água é derivada de estudos de bacias pareadas, principalmente em áreas de clima temperado (FILOSO et al., 2017), ou seja, manipulações experimentais controladas da cobertura vegetal (BOSCH & HEWLETT, 1982; BROWN et al., 2005). No entanto, como a maioria das TMCF remanescentes estão oficialmente protegidas em unidades de conservação ou por leis ambientais, o manejo experimental da cobertura florestal para estudos de bacias pareadas geralmente não é possível (BRUIJNZEEL, 2005). Essa é a realidade das três microbacias experimentais instaladas no núcleo Cunha, do Parque Estadual da Serra do Mar (PESM), uma área de TMCF localizada na costa Atlântica do Brasil.

No início de 1979, o Instituto Florestal de São Paulo firmou convênio com o Governo do Japão, por intermédio da *Japan International Cooperation Agency* – JICA, para implementação do Projeto Pesquisas Florestais no Estado de São Paulo (HONDA et al., 2005). Neste projeto foi estabelecido o Programa Manejo de Bacias Hidrográficas e instituído o Laboratório de Hidrologia Florestal Eng. Agr. Walter Emmerich (LHFWE). No contexto dessa parceria, três microbacias foram equipadas para monitorar continuamente as chuvas e as cotas fluviométricas de seus principais riachos. Estes dados são medidos a mais de 30 anos, o que permite uma abordagem



robusta para evidenciar a dinâmica hidrológica das microbacias. A proposta inicial do Programa Manejo de Bacias Hidrográficas era que, após um período de monitoramento, fossem aplicados tratamentos com diferentes percentuais de remoção na cobertura florestal, de forma a verificar os impactos sobre o comportamento hidrológico das microbacias. Entretanto, por se tratar de uma unidade de conservação, a intervenção experimental na cobertura florestal não foi permitida.

Por esse motivo, no presente estudo, nosso objetivo foi analisar os dados hidrológicos da série histórica das três microbacias sob a ótica das mudanças que ocorreram naturalmente na cobertura florestal durante o período de monitoramento, de modo a compreender como alterações na vegetação e o clima influenciaram as variáveis hidrológicas. Consideramos a hipótese de que a regeneração natural dessas florestas promove um aumento na produção de água das microbacias e que os efeitos hidrológicos promovidos por mudanças na cobertura florestal são mais pronunciados durante a estação seca.

Para isso, no primeiro capítulo desse manuscrito (item 2) estabelecemos uma metodologia para seleção de imagens e classificação dos estágios sucessionais em área de TMCF a partir de imagens Landsat 5 TM.

Com base na metodologia desenvolvida, no segundo capítulo (item 3) reconstruímos o histórico da dinâmica da cobertura florestal das três microbacias para o período de 1984 a 2011 e, em seguida, utilizamos essa informação em conjunto com variáveis climáticas para avaliação da influência sobre o comportamento hidrológico das microbacias.

## 2 ANÁLISE DE CLASSIFICADORES DE ESTÁGIOS SUCESSIONAIS DA FLORESTA ATLÂNTICA

### RESUMO

Apesar da reconhecida importância da Mata Atlântica, há uma escassez de estudos utilizando o sensoriamento remoto como ferramenta para identificação e classificação dos diferentes estágios sucessionais de seus remanescentes florestais. Neste estudo comparamos o desempenho de diferentes métodos para classificação de estágio sucessional e investigamos a existência de sazonalidade na resposta espectral de uma floresta tropical densa na Mata Atlântica. Usamos amostras de treinamento de três estágios sucessionais obtidas a partir de uma ortofoto de 2010 e selecionamos imagens Landsat 5 TM para os anos de 2009, 2010 e 2011, considerando os meses de maiores e menores médias históricas de temperatura e precipitação. Para avaliação da sazonalidade da resposta espectral usamos o teste de Mann-Whitney, comparando cada banda do espectro eletromagnético e estágios sucessionais entre as épocas de aquisição das imagens. Para classificação da cobertura vegetal, usamos três Índices de vegetação (NDVI, EVI e NDMI) e Análise Discriminante Quadrática (QDA). Comparamos a acurácia dos classificadores a partir de matrizes de validação cruzada. Nossos resultados mostram diferenças significativas entre os estágios sucessionais para todas as bandas espectrais, com melhor distinção na época de menores temperaturas e precipitação. QDA foi o classificador com maior acerto global (92%), seguido por NDMI (68%), NDVI (67%) e EVI (59%). Concluímos que QDA é, dentre os classificadores avaliados, o mais eficiente para classificação sucessional da floresta e que imagens obtidas em época de menor precipitação e temperatura geram uma melhor distinção entre estágios sucessionais para essa fisionomia florestal.

Palavras-chave: Análise discriminante quadrática. Floresta tropical. Índices de vegetação.

## ABSTRACT

Despite the recognized importance of the Atlantic Forest, there is a shortage of studies using remote sensing as a tool to identify and classify the different successional stages of its forest remnants. In this study we compared the performance of different classifiers on the determination of successional stages and investigated the existence of seasonality in the spectral response of a dense tropical Atlantic Forest area. We used training samples of three successional stages gathered by an orthophoto from the year of 2010 and selected Landsat 5 TM images for the years of 2009, 2010 and 2011, considering the months of higher and lower historical averages of temperature and precipitation. To evaluate the seasonality in forest spectral response we used the Mann-Whitney test, comparing each band and successional stage between the two studied periods. To classify the vegetation cover we used three indices (NDVI, EVI and NDMI) and a Quadratic Discriminant Analysis (QDA). We compared classifiers accuracy using a cross validation matrix. We found significant differences between successional stages on all electromagnetic spectral zones, with finer definitions between stages at the samples of colder and drier periods. QDA was the classifier with higher global accuracy (92%), followed by NDMI (68%), NDVI (67%) and EVI (59%). We concluded that QDA is the most efficient classifier among the ones studied for forest succession and that satellite images taken during colder and drier season show better distinction among successional stages for this forest physiognomy.

Keywords: Quadratic Discriminant Analysis. Tropical forest. Vegetation indices.

## 2.1 INTRODUÇÃO

Considerada um dos *hotspots* mundiais de biodiversidade (MYERS et al., 2000; GARDNER et al., 2010), a Mata Atlântica é um dos biomas brasileiros que mais sofreu com as atividades antrópicas, estando hoje constituída por fragmentos florestais predominantemente pequenos e em diferentes estágios de sucessão (RIBEIRO et al., 2009). Por esse motivo, o conhecimento do desenvolvimento e da dinâmica temporal da cobertura vegetal é uma valiosa ferramenta para o planejamento da paisagem e para decisões sobre estratégias de conservação e restauração dos recursos florestais.

Atualmente, existem diversos estudos dedicados à medição das características biofísicas dos fragmentos florestais visando documentar a biodiversidade e a integridade estrutural e funcional dos mesmos (NORA & MARTINI, 2010). Informações desta ordem são imprescindíveis e fundamentais, entretanto, essas medições geralmente dependem de um trabalho de campo extenso e oneroso, além de abranger áreas de estudo restritas. Neste contexto, as técnicas de sensoriamento remoto apresentam grande potencial para o mapeamento e avaliação das condições estruturais dos recursos florestais (PONZONI & SHIMABUKURO, 2007), permitindo monitorar áreas amplas e em períodos de tempo constantes (FREITAS et al., 2005; DEVRIES et al., 2015).

Apesar da reconhecida importância da Mata Atlântica, há uma escassez de estudos utilizando o sensoriamento remoto como ferramenta para identificação e classificação dos diferentes estágios sucessionais de seus remanescentes e suas florestas secundárias. A maior parte dos estudos disponíveis indicam apenas a existência, ou não, de cobertura florestal, sem fornecer indicações de sua estrutura e maturidade, o que, portanto, restringe sua utilização em pesquisas de dinâmica florestal, ecologia e planejamento de conservação (ASNER et al., 2005).

Os Índices de Vegetação (IV) obtidos de sensoriamento remoto têm sido extensivamente usados em estudos de detecção de mudanças na cobertura florestal (GAMON et al., 1995; ALVES et al., 2009; IZQUIERDO et al., 2011; DEVRIES et al., 2015; SCHULTZ et al., 2016). Nas florestas tropicais, os IV foram associados à diversidade de espécies arbóreas, à biomassa e maturidade florestal (SOUSA & PONZONI, 1998; BOYD, 1999; FOODY et al., 2001).

Atualmente, existe uma grande diversidade de IV, os quais são obtidos a partir da recombinação matemática de valores de respostas espectrais dos alvos na superfície. Imagens da série Landsat, devido à boa resolução espacial e à alta disponibilidade de dados históricos, têm sido amplamente utilizadas para obtenção de IV e monitoramento da cobertura florestal (ALVES et al., 2009).

A resposta espectral da cobertura vegetal é influenciada por condições climáticas, ambientais e ecofisiológicas, podendo variar sazonalmente de acordo com tais fatores. Desse modo, os valores espectrais também podem ser empregados na avaliação dos aspectos sazonais de formações florestais (LIESENBERG et al., 2007; ZHANG et al., 2017).

Considerando que, de uma maneira geral, os IV utilizam as informações de duas ou três bandas do espectro eletromagnético e que os alvos na superfície terrestre interagem com todas as bandas disponíveis, acredita-se que análises que considerem um maior número de bandas para identificação e classificação da cobertura florestal apresentem melhores eficiências.

Desta forma, os objetivos deste estudo foram: (i) distinguir estágios sucessionais em Floresta Ombrófila Densa por meio de classificação de imagens Landsat 5 TM; (ii) verificar a presença de sazonalidade da resposta espectral em área onde não ocorre déficit hídrico ao longo do ano; e (iii) comparar diferentes métodos de classificação de imagens para identificação de estágios sucessionais da floresta.

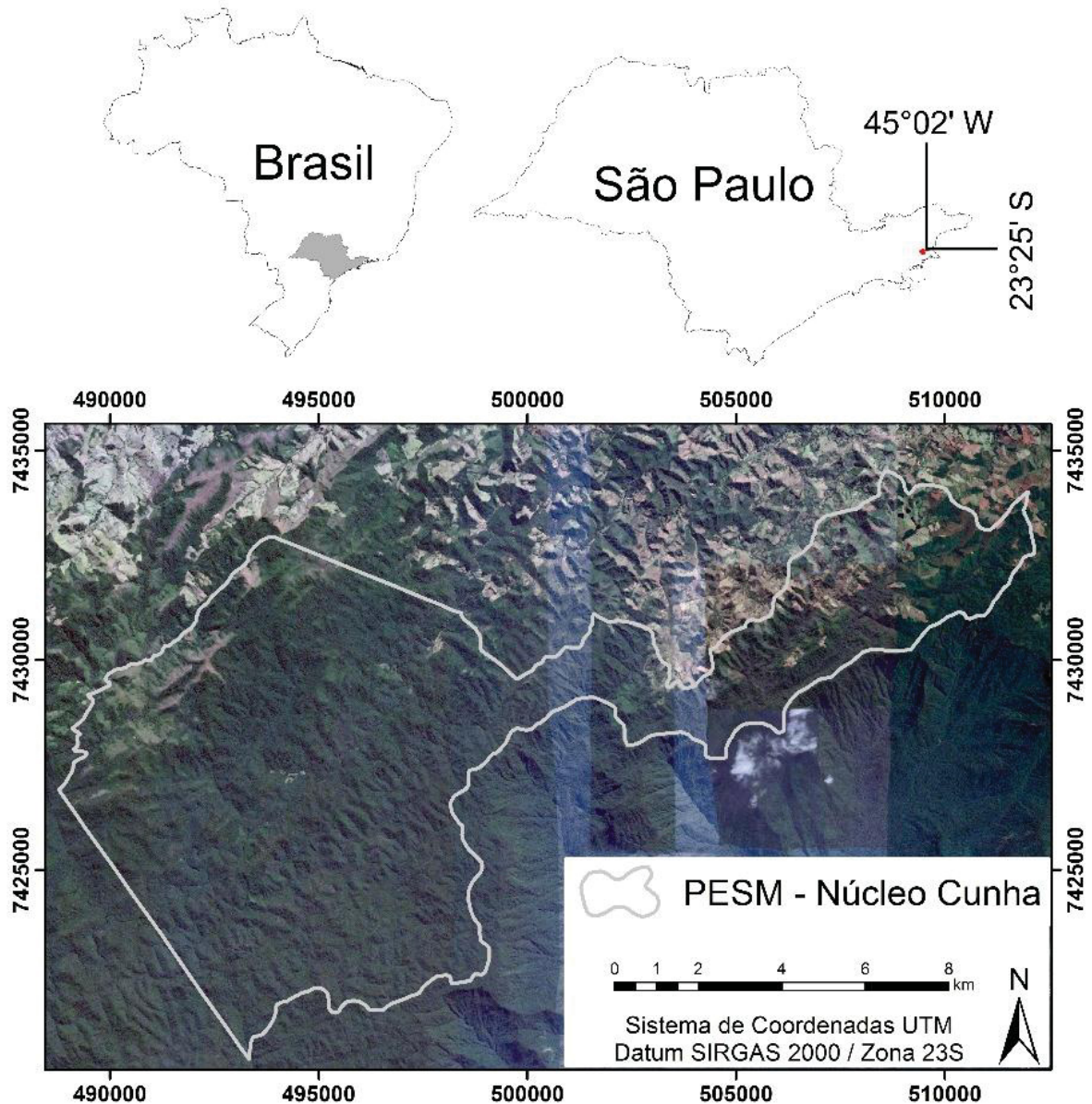
## 2.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.2.1 Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido no Parque Estadual da Serra do Mar (PESM), núcleo Cunha, localizado entre as coordenadas 45°02'W e 23°25'S (FIGURA 1). A área, anteriormente denominada Fazenda São Lourenço, foi desapropriada em 1974 pelo Governo do Estado de São Paulo para criação da Reserva Estadual de Cunha que, em 1977, foi incorporada ao Parque Estadual da Serra do Mar (CICCO, 2009). Antes da consolidação da área como Unidade de Conservação, a vegetação local foi submetida à exploração para produção de carvão e madeira para serraria, sendo parcialmente substituída por pastagens e agricultura de subsistência (AGUIAR et al., 2001). Em locais de difícil acesso, como encostas declivosas e topos de morro

a vegetação foi preservada, bem como em algumas regiões de fundo de vale (CICCO, 2013). Nas áreas exploradas, hoje predomina uma vegetação secundária em franco processo de regeneração natural (RANZINI et al., 2011).

FIGURA 1 – LOCALIZAÇÃO DO NÚCLEO CUNHA DO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO MAR (PESM – CUNHA), SÃO PAULO, BRASIL



FONTE: A AUTORA (2019).

O núcleo Cunha está inserido nos domínios do bioma Mata Atlântica e apresenta formação fisionômica localmente conhecida como Floresta Ombrófila Densa Montana (AGUIAR et al., 2001). Entretanto, pelo fato de permanecerem



frequentemente envoltas em nevoeiro (ARCOVA et al., 2016), recebem também a denominação de *Tropical Montane Cloud Forests* (TMCF; BRUIJNZEEL, 2001; BRUIJNZEEL et al., 2011).

Segundo o Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE, 2012), as formações montanas correspondem, na Região Sul do País, à vegetação situada entre 400 e 1.000 m de altitude. Apesar do núcleo estar situado em altitude superior a 1000 m, a fisionomia local se assemelha mais à formação Montana, uma vez que nessa faixa latitudinal as características climáticas necessárias à conformação de ambientes Alto-Montanos ocorrem em altitudes mais elevadas.

Em caracterização da vegetação em uma microbacia localizada no núcleo Cunha, Aguiar et al. (2001) observaram a presença de três estratos verticais bem definidos: um sub-bosque relativamente fechado, um estrato intermediário com árvores de 10 a 14 metros e um dossel com árvores de 16 a 20 metros com ocorrência de alguns indivíduos emergentes com altura em torno dos 23 metros. Estes dados concordam com a caracterização de ambientes Montanos (IBGE, 2012). Outra característica relevante da vegetação é a abundância de epífitas vasculares e avasculares cobrindo ramos e troncos das árvores vivas e daquelas caídas no chão da floresta (ARCOVA, 2013). O elevado epifitismo ocorre como decorrência da frequência de nevoeiros na região.

De acordo com a classificação climática de Köppen, o clima predominante na região é do tipo Cwb, ou seja, temperado chuvoso e moderadamente quente (RANZINI et al., 2011), com temperatura média anual de 17°C. Os meses mais quentes são janeiro, fevereiro e março. A partir de abril há uma progressiva diminuição da temperatura média até julho, mês que, em geral, apresenta os menores valores, que eventualmente podem ser negativos. A partir de agosto as temperaturas aumentam gradualmente até dezembro (ARMANI, 2004). A proximidade da Serra do Mar com o Oceano Atlântico permite a ocorrência de pluviosidade mesmo no inverno (MONTEIRO, 1973), com precipitação média anual de 2.000 mm (ARCOVA et al., 2016). O período com maior pluviosidade estende-se de outubro a março, enquanto o período menos chuvoso compreende os meses de abril a setembro (CICCO, 2004). Aproximadamente 65% da precipitação ocorre na estação úmida, com o restante das chuvas alcançando as bacias no período seco (ARCOVA & CICCO, 1997). De acordo com os dados da série histórica do período de 1981 a 2001 a umidade relativa média mensal do ar em todos os meses é superior a 80%.



Distante 15 km do litoral norte do Estado de São Paulo e voltado para vertente continental da Serra do Mar (ARMANI, 2004), o núcleo Cunha situa-se em uma região montanhosa, com declividades das encostas superiores à 15°, onde configura-se a aparência de “mares de morros” (FURIAN & PFEIFER, 1986). As classes de níveis de altitude são distribuídas, num plano geral, entre 1000 e 1228 m (FURIAN, 1987). A formação geológica da área pertence ao domínio tectônico do Terreno Embu, formada por depósitos terrígenos de origem incerta do Neoproterozóico ou Pré-Cambriano, com predomínio de gnaisses e presença esparsa de migmatitos e granitos (FURIAN & PFEIFER, 1986). Essas rochas duras, de difícil decomposição, deram origem aos solos, classificados por Furian e Pfeifer (1986), como Latossolo Vermelho Amarelo Câmbico. Estes são ácidos e pobres em minerais, apresentam textura grosseira, elevada porosidade e boa permeabilidade, sendo susceptíveis a erosão e a escorregamentos (CICCO, 2009).

### 2.2.2 Base de dados

Como verdade terrestre utilizou-se uma ortofoto digital colorida do ano de 2010 com resolução espacial de 1 m, a qual foi elaborada pela Base Aerofoto e cedida pela equipe de geoprocessamento do Instituto Florestal de São Paulo.

Para classificação da vegetação e desenvolvimento das análises foram utilizadas imagens do satélite Landsat 5 TM, cena 218/76, para os anos de 2009, 2010 e 2011, as quais foram adquiridas junto ao *United States Geological Survey* (USGS). A utilização de imagens de um ano anterior e um posterior à ortofoto de referência se deu com o intuito de aumentar o tamanho das amostras de treinamento e por considerar que durante esse período as alterações na vegetação foram pequenas, visto que se trata de uma unidade de conservação e sua respectiva zona de amortecimento.

A seleção das imagens considerou o mês de obtenção e a qualidade das mesmas. Ao todo foram selecionadas três imagens para o período com maiores médias históricas de temperatura e precipitação (datas de obtenção: 19/02/2009, 06/02/2010 e 22/02/2010) e seis imagens para o período de menor intensidade de chuvas e menores temperaturas (datas de obtenção: 13/07/2009, 30/08/2009, 14/06/2010, 01/08/2010, 17/06/2011 e 04/08/2011).

### 2.2.3 Pré-processamento das imagens

Inicialmente as imagens do satélite Landsat 5 TM foram reprojctadas para Datum WGS 1984 UTM Zone 23S, visto que as imagens disponibilizadas pelo USGS, apesar de já georreferenciadas, são orientadas ao norte verdadeiro. Para atenuar a interferência atmosférica nas imagens foi realizada uma correção a partir do método DOS (*dark object subtraction*) melhorado (CHAVEZ, 1988), com o auxílio da planilha eletrônica apresentada por Gürtler et al. (2005). Na sequência, as imagens passaram pelo processo de calibração radiométrica, o qual transforma os números digitais (ND) corrigidos em valores de reflectância da superfície. Este processo é realizado em duas etapas. Inicialmente os valores de ND são convertidos para radiância espectral e, em seguida, para reflectância.

A radiância espectral representa a energia solar refletida por cada pixel, por unidade de área, de tempo, de ângulo sólido e de comprimento de onda medidas pelo satélite (BASTIAANSSEN, 2000) e foi calculada de acordo com a equação 1, proposta por Markham & Barker (1987).

$$L_{\lambda} = LMIN_{\lambda} + \frac{(LMAX_{\lambda} - LMIN_{\lambda})}{255} ND \quad (1)$$

Em que:  $L_{\lambda}$  = Radiância espectral na abertura do sensor ( $W/m^2 \cdot sr \cdot \mu m$ );  $LMIN_{\lambda}$  = Radiância espectral mínima ( $W/m^2 \cdot sr \cdot \mu m$ ) (TABELA 1);  $LMAX_{\lambda}$  = Radiância espectral máxima ( $W/m^2 \cdot sr \cdot \mu m$ ) (TABELA 1); ND = número digital do pixel (número inteiro de 0 a 255).

Com os valores de radiância calculou-se então a reflectância, conforme equação 2 (CHANDER et al., 2009).

$$P_{\lambda} = \frac{\pi \cdot L_{\lambda} \cdot d^2}{ESUN_{\lambda} \cdot \cos \theta_s} \quad (2)$$

Em que:  $P_{\lambda}$  = Reflectância;  $L_{\lambda}$  = Radiância espectral na abertura do sensor ( $W/m^2 \cdot sr \cdot \mu m$ ); d = Distância entre a Terra e o Sol (unidades astronômicas);  $ESUN_{\lambda}$  = Irradiância no topo da atmosfera ( $W/m^2 \cdot \mu m$ );  $\theta_s$  = Ângulo zenital solar (graus).

Os coeficientes  $d$  e  $\theta_s$  foram obtidos do arquivo metadata referente a cada imagem, enquanto que o  $ESUN_\lambda$  foi obtido em Chander et al. (2009) (TABELA 1).

Todas as etapas de pré-processamento das imagens foram realizadas no ERDAS Imagine 2014.

TABELA 1 – VALORES DE RADIÂNCIA ESPECTRAL MÍNIMA ( $L_{MIN_\lambda}$ ), RADIÂNCIA ESPECTRAL MÁXIMA ( $L_{MAX_\lambda}$ ) E IRRADIÂNCIA NO TOPO DA ATMOSFERA ( $ESUN_\lambda$ )

<b>Banda</b>	<b><math>L_{MIN_\lambda}</math></b> ( $W/m^2.sr.\mu m$ )	<b><math>L_{MAX_\lambda}</math></b> ( $W/m^2.sr.\mu m$ )	<b><math>ESUN_\lambda</math></b> ( $W/m^2.\mu m$ )
1	-1,52	169 ou 193*	1983
2	-2,84	333 ou 365*	1796
3	-1,17	264	1536
4	-1,51	221	1031
5	-0,37	30,2	220
6	1,2378	15,3032	N/A
7	-0,15	16,5	83,44

FONTE: CHANDER ET AL. (2009).

LEGENDA: \* VALORES UTILIZADOS PARA IMAGENS ADQUIRIDAS A PARTIR DE 1992.

#### 2.2.4 Coleta de amostras de treinamento

Devido à dificuldade de uma classificação mais precisa quanto aos inúmeros estágios de desenvolvimento da vegetação, optou-se por considerar apenas três classes, sendo elas: inicial, médio e avançado. Considerou-se como estágio inicial as áreas de campos antrópicos, com indivíduos arbóreos ausentes ou isolados, sem a formação de um dossel florestal e com predomínio de vegetação arbustiva e herbácea. O estágio médio consistiu de áreas com predominância de espécies arbóreas formando um dossel definido, porém com baixa estratificação, sub-bosque denso e altura inferior às áreas definidas como avançadas. Este último estágio caracterizou-se por áreas com elevada riqueza e abundância de epífitas, elevada estratificação, com ocorrência de plantas emergentes e sub-bosque menos expressivo que no estágio médio (FIGURA 2).

A caracterização dos estágios foi realizada em campanha de campo realizada no ano de 2017. Foram obtidos 50 pontos para cada estágio sucessional com o auxílio de um GPS modelo Garmin MAP76 CSX. Esses pontos foram posteriormente inseridos sobre uma imagem de satélite de alta resolução obtida também em 2017 (Google Earth). Essa etapa teve como objetivo reconhecer as características visuais

de cada estágio sucessional em imagem de alta resolução, de modo a auxiliar na interpretação da ortofoto obtida no ano de 2010.

Desse modo, como amostras de treinamento foram distribuídos 300 pontos sobre a ortofoto do ano de 2010, sendo 100 para cada um dos três estágios sucessionais considerados (FIGURA 2). Os pontos foram alocados no interior do núcleo Cunha e também em áreas adjacentes, respeitando-se um raio de 4 km da sede do núcleo.

As amostras de treinamento foram então sobrepostas às imagens Landsat 5 TM já corrigidas de forma a obter tabelas com valores de reflectância de cada banda para os pontos de estágio sucessional conhecido. Apenas as informações referentes à banda 6 não foram utilizadas por se tratar de uma banda termal.

#### 2.2.5 Comparação das épocas de aquisição das imagens

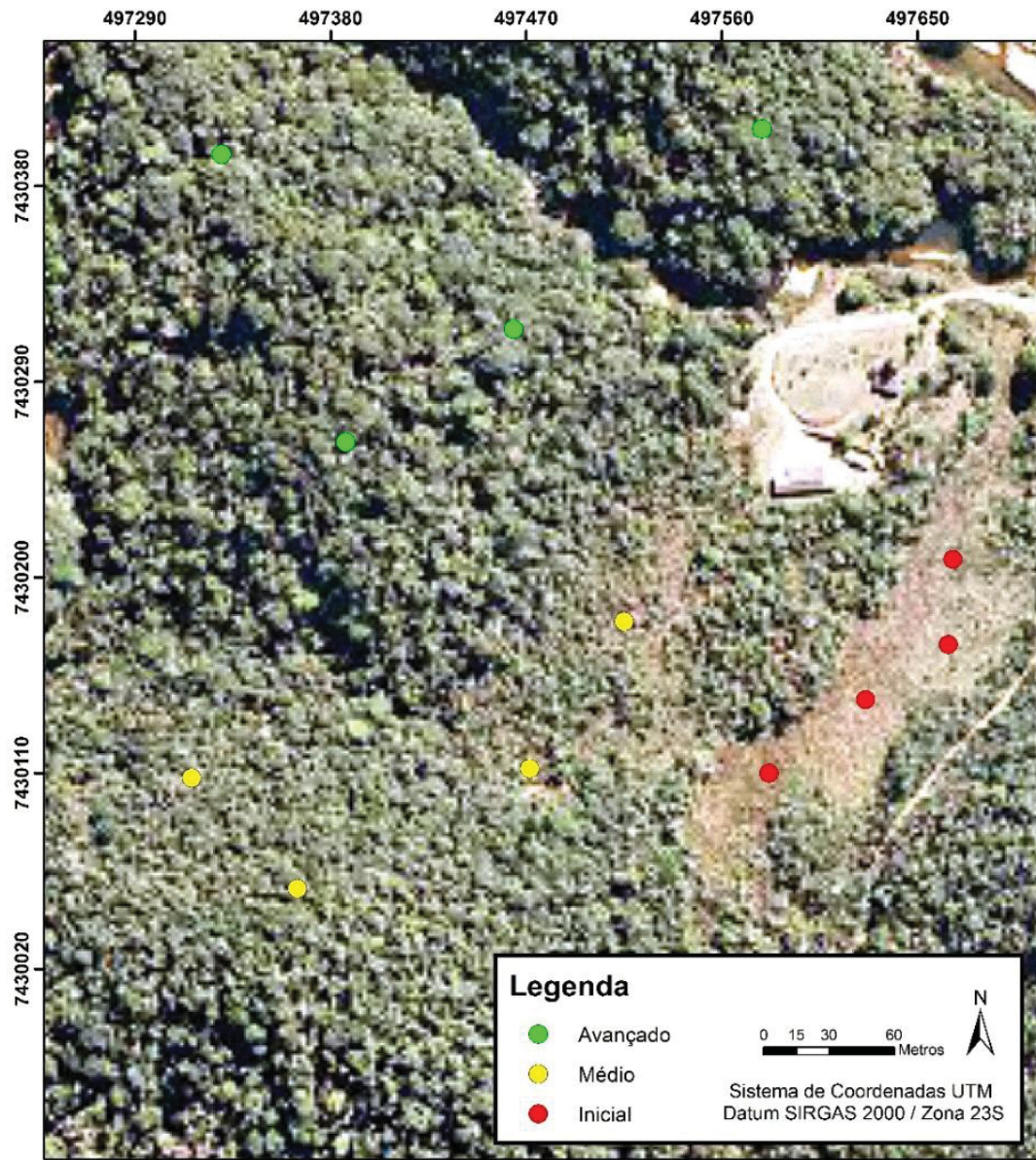
Para avaliação da sazonalidade na resposta espectral da cobertura vegetal foram realizadas comparações entre as épocas de aquisição das imagens para cada banda e classe sucessional. Devido a não normalidade dos dados, todas as comparações foram realizadas com o teste Mann-Whitney, disponível no ambiente computacional R - função `wilcox.test(x, y, paired=FALSE)`, com intervalo de confiança de 99%.

#### 2.2.6 Comparação dos classificadores da cobertura vegetal

Para classificação da cobertura vegetal foram utilizados três IV (*Normalized Difference Vegetation Index* - NDVI, *Enhanced Vegetation Index* - EVI e *Normalized Difference Moisture Index* - NDMI) e Análise Discriminante Quadrática (QDA). Tais técnicas foram aplicadas sobre as três imagens de melhor qualidade obtidas para o período com menor intensidade de chuvas e menores temperaturas (30/08/2009, 01/08/2010 e 04/08/2011). Dessa forma, totalizou-se 300 amostras por estágio sucessional para cada técnica de classificação utilizada.



FIGURA 2 – TRECHO DO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO MAR - NÚCLEO CUNHA, COM AMOSTRAS DE TREINAMENTO DOS ESTÁGIOS AVANÇADO, MÉDIO E INICIAL, EXEMPLIFICANDO OS CRITÉRIOS VISUAIS DE ALOCAÇÃO DOS MESMOS



FONTE: A AUTORA (2019).

O NDVI é o IV mais tradicionalmente utilizado, sendo obtido por meio da razão entre a diferença das refletividades dos comprimentos de onda do infravermelho próximo ( $\rho_{IV}$ ) e do vermelho ( $\rho_V$ ) e a soma das mesmas (ROUSE et al., 1974), conforme equação 3.

$$NDVI = \frac{\rho_{IV} - \rho_V}{\rho_{IV} + \rho_V} \quad (3)$$

O EVI, calculado conforme a equação 4, explora as diferenças na resposta espectral da vegetação nas faixas do azul, do vermelho e do infravermelho próximo (BARET et al., 1989).

$$EVI = G \times \frac{(\rho_{IV} - \rho_V)}{(\rho_{IV} + c_1 \times \rho_V - c_2 \times \rho_A + L)} \quad (4)$$

Em que:  $\rho_A$  = reflectância do azul;  $c_1 = 6$  (coeficiente de correção dos efeitos atmosféricos para a banda do vermelho);  $c_2 = 7,5$  (coeficiente de correção dos efeitos atmosféricos para a banda do azul);  $L = 1$  (fator de correção para a interferência do solo);  $G = 2,5$  (fator de ganho).

O NDMI é um índice de razão simples como o NDVI, porém utiliza a banda do infravermelho médio ( $\rho_{IV_m}$ ; banda 5) no lugar do infravermelho próximo (SOUSA & PONZONI, 1998), conforme equação 5.

$$NDMI = \frac{\rho_V - \rho_{IV_m}}{\rho_V + \rho_{IV_m}} \quad (5)$$

Devido a não normalidade dos dados, as comparações dos IV obtidos para cada classe sucessional foram realizadas com o teste Mann-Whitney, disponível no ambiente computacional R - função `wilcox.test(x, y, paired=FALSE)`, com intervalo de confiança de 99%.

Para classificação da cobertura vegetal nos três estágios considerados neste estudo, obteve-se o valor médio dos três IV para cada classe sucessional e realizou-se uma pós-classificação das amostras de treinamento, sendo atribuída ao pixel a classe com valor médio mais próximo a ele. Após a classificação foi gerada uma matriz de validação cruzada, a partir da qual verificou-se a acurácia de cada IV como classificador da vegetação.

Os dados de reflectância das seis bandas analisadas (1 a 5 e 7) também foram submetidos a uma Análise Discriminante Quadrática (QDA). Utilizou-se a QDA pois os dados não atendiam ao pressuposto de homogeneidade de matrizes de covariância necessário à Análise Discriminante Linear. Esse pressuposto foi verificado através da função `betadisper` disponível no pacote *Vegan* do ambiente R (OKSANEN et al.,

2016), um teste multivariado análogo ao teste de Levene para homogeneidade de variâncias.

No caso do classificador quadrático, estima-se para cada classe um vetor de média e uma matriz de covariância próprios, sendo, portanto, indicado quando as matrizes covariância de cada classe são suficientemente distintas (MANLY, 2008; LANDIM, 2011). Como resultado são obtidas funções de decisão que separam as regiões distintas no espaço multiespectral correspondente a cada classe. Suas fronteiras de decisão assumem a forma de superfícies (ou hiper-superfícies) quadráticas, como elipsóides (ou hiper-elipsóides), justificando o nome atribuído à técnica (MINGOTI, 2007; THESSLER et al., 2008).

A QDA, como outras técnicas de análise multivariada, permite a discriminação entre categorias pelo estabelecimento de pesos às variáveis estatísticas, visando maximizar a variância entre os grupos e minimizando a variabilidade intraclasses (IMANI & GHASSEMIAN, 2015). A possibilidade de que a resposta espectral das bandas auxilie na discriminação dos estágios sucessionais baseia-se no pressuposto de que cada classe apresenta características de reflectância que a difere das demais e, portanto, seria possível utilizar estas variáveis para separação dos estágios.

A acurácia do classificador foi verificada a partir da porcentagem de alocações corretas observadas na matriz de validação cruzada, a qual foi construída a partir do método de classificação Jackknife de indivíduos. Este método aloca cada indivíduo ao seu grupo mais próximo sem usar aqueles indivíduos para ajudar a determinar o centro do grupo (MANLY, 2008).

## 2.3 RESULTADOS

### 2.3.1 Sazonalidade da resposta espectral

Para as três classes sucessionais houve predominância de bandas com valores de reflectância significativamente diferentes entre as épocas avaliadas ( $P < 0,01$ ; TABELA 2). Para o estágio avançado apenas a banda 1 (azul) não diferiu entre as estações. Para o estágio médio não foi verificada variação sazonal para as bandas 3 (vermelho) e 5 (infravermelho médio). Já para o estágio inicial não houve diferença para a banda 2 (verde). As bandas 4 (infravermelho próximo) e 7 (infravermelho médio) foram sazonalmente diferentes para todos os estágios sucessionais.



Para as duas épocas avaliadas foram encontradas diferenças significativas ( $P < 0,01$ ) entre as classes sucessionais para todas as bandas do espectro eletromagnético (TABELA 2). No entanto, de acordo com a FIGURA 3 podemos observar que as diferenças entre as classes sucessionais são mais acentuadas para o período de junho a agosto, quando são observadas menores temperaturas e taxas de precipitação. Para este período, com exceção da banda 4, 50 % das observações de cada estágio apresentam boa separabilidade, o que pode ser percebido pela ausência de sobreposição em suas distribuições.

TABELA 2 – MÉDIA E DESVIO PADRÃO (SD) DA RESPOSTA ESPECTRAL DE CADA BANDA, PARA CADA CLASSE SUCESSIONAL E ÉPOCA DE AQUISIÇÃO DAS IMAGENS

Época	Estágio Banda	Avançado		Médio		Inicial	
		Média	SD	Média	SD	Média	SD
Dez/ Fev	1 (azul)	0,025 <sup>a A</sup>	0,024	0,023 <sup>b A</sup>	0,007	0,031 <sup>c A</sup>	0,009
	2 (verde)	0,031 <sup>a A</sup>	0,027	0,034 <sup>b A</sup>	0,007	0,050 <sup>c A</sup>	0,012
	3 (vermelho)	0,023 <sup>a A</sup>	0,028	0,026 <sup>b A</sup>	0,007	0,042 <sup>c A</sup>	0,013
	4 (infravermelho próximo)	0,229 <sup>a A</sup>	0,037	0,262 <sup>b A</sup>	0,031	0,300 <sup>c A</sup>	0,041
	5 (infravermelho médio)	0,102 <sup>a A</sup>	0,030	0,119 <sup>b A</sup>	0,014	0,161 <sup>c A</sup>	0,031
	7 (infravermelho médio)	0,039 <sup>a A</sup>	0,027	0,047 <sup>b A</sup>	0,008	0,070 <sup>c A</sup>	0,018
	1 (azul)	0,020 <sup>a A</sup>	0,003	0,025 <sup>b B</sup>	0,003	0,036 <sup>c B</sup>	0,008
Jun/ Ago	2 (verde)	0,019 <sup>a B</sup>	0,005	0,031 <sup>b B</sup>	0,005	0,052 <sup>c A</sup>	0,015
	3 (vermelho)	0,015 <sup>a B</sup>	0,004	0,025 <sup>b A</sup>	0,005	0,058 <sup>c B</sup>	0,020
	4 (infravermelho próximo)	0,155 <sup>a B</sup>	0,050	0,271 <sup>b B</sup>	0,039	0,253 <sup>c B</sup>	0,057
	5 (infravermelho médio)	0,066 <sup>a B</sup>	0,025	0,121 <sup>b A</sup>	0,018	0,198 <sup>c B</sup>	0,057
	7 (infravermelho médio)	0,021 <sup>a B</sup>	0,011	0,045 <sup>b B</sup>	0,009	0,097 <sup>c B</sup>	0,039

FONTE: A AUTORA (2019).

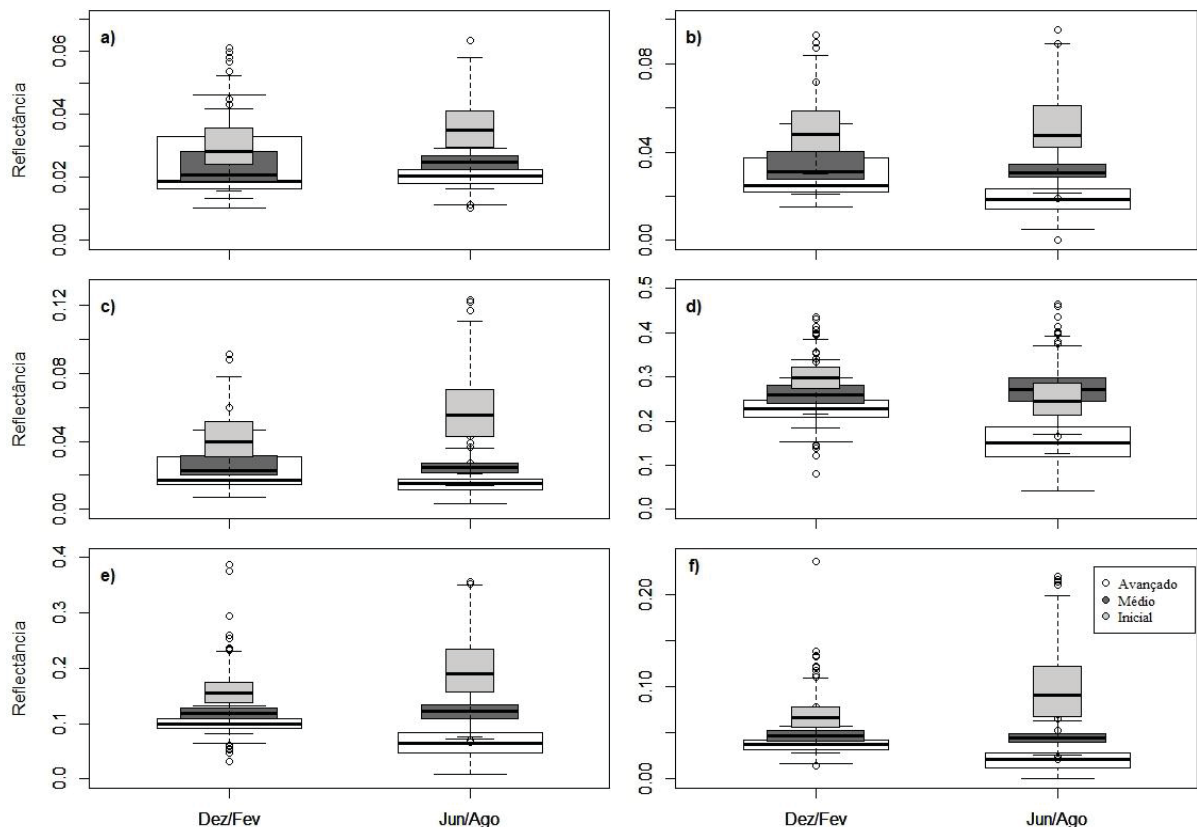
LEGENDA: LETRAS MAIÚSCULAS COMPARAM A RESPOSTA ESPECTRAL DE CADA BANDA PARA CADA ESTÁGIO SUCESSIONAL, ENTRE AS ÉPOCAS ANALISADAS. LETRAS DIFERENTES REPRESENTAM DIFERENÇA ESTATÍSTICA SIGNIFICATIVA E, POR TANTO, SAZONALIDADE NA RESPOSTA ESPECTRAL DA BANDA (TESTE MANN-WHITNEY COM  $P < 0,01$ ). LETRAS MINÚSCULAS COMPARAM A RESPOSTA ESPECTRAL DAS CLASSES SUCESSIONAIS PARA UMA MESMA BANDA E ÉPOCA. LETRAS DIFERENTES REPRESENTAM DIFERENÇA ESTATÍSTICA SIGNIFICANTE ENTRE AS CLASSES SUCESSIONAIS (MANN-WHITNEY COM  $P < 0,01$ ).

De acordo com a TABELA 3, verifica-se que o NDVI foi o índice que gerou os maiores valores para os três estágios, apresentando uma boa separação entre o estágio inicial e as demais classes. Porém, esse índice não foi eficiente para distinção entre os estágios médio e avançado. A distinção entre os estágios médio e avançado obtida pelo EVI foi superior à do NDVI. No entanto, o EVI não foi eficiente para distinção entre os estágios avançado e inicial. O NDMI foi o único índice em que todos os estágios diferiram significativamente entre si.

A pós-classificação das amostras de treinamento de acordo com os valores médios dos IV (TABELA 4), confirmou a eficiência observada na análise exploratória dos dados. O NDMI apresentou o melhor percentual de acerto global (68,44%), seguido pelo NDVI (67,22%) e EVI (59,33%). O NDVI e o NDMI obtiveram maior acerto na classificação do estágio inicial (88,67% e 91%, respectivamente), enquanto o EVI classificou o estágio médio com maior acurácia (91%).

A classificação das amostras de treinamento a partir da QDA resultou na melhor acurácia entre os métodos de classificação testados, com acerto global de 92,44%. Em todas as classes sucessionais foi obtido acerto maior que 90%, mostrando a eficiência do classificador quadrático na identificação dos estágios (TABELA 4).

FIGURA 3 – BOX-PLOTS DA RESPOSTA ESPECTRAL DAS BANDAS 1 (A), 2 (B), 3 (C), 4 (D), 5 (E) E 7 (F) DE IMAGENS ADQUIRIDAS DE DEZEMBRO A FEVEREIRO E DE JUNHO A AGOSTO. CLASSIFICAÇÃO DE ESTÁGIO SUCESSIONAL



FONTE: A AUTORA (2019).

LEGENDA: AS CAIXAS ENGLOBAM 50% DOS DADOS, DO 25° AO 75° PERCENTIL. A LINHA CENTRAL DE CADA CAIXA REPRESENTA A MEDIANA DA AMOSTRA. AS BARRAS ENGLOBAM 90% DOS DADOS, DO 10° AO 90° PERCENTIL E ESTÃO REPRESENTADAS EM LARGURA PROPORCIONAL A SUA RESPECTIVA CAIXA. OUTLIERS ESTÃO REPRESENTADOS COMO PEQUENOS CÍRCULOS.

TABELA 3 – MÉDIA E DESVIO PADRÃO (SD) DOS ÍNDICES DE VEGETAÇÃO PARA CADA CLASSE SUCESSIONAL

Estágio	Avançado		Médio		Inicial	
	Média	SD	Média	SD	Média	SD
<b>Índice</b>						
<b>NDVI</b>	0,835 <sup>a</sup>	0,035	0,825 <sup>a</sup>	0,033	0,592 <sup>b</sup>	0,093
<b>EVI</b>	0,335 <sup>a</sup>	0,081	0,479 <sup>b</sup>	0,055	0,332 <sup>a</sup>	0,074
<b>NDMI</b>	0,385 <sup>a</sup>	0,050	0,356 <sup>b</sup>	0,051	0,063 <sup>c</sup>	0,109

FONTE: A AUTORA (2019).

LEGENDA: LETRAS DIFERENTES REPRESENTAM DIFERENÇA ESTATÍSTICA SIGNIFICANTE DO ÍNDICE DE VEGETAÇÃO ENTRE AS CLASSES SUCESSIONAIS (MANN-WHITNEY COM  $P < 0,01$ ).

TABELA 4 – PERCENTUAL DE ACERTO OBTIDO A PARTIR DA MATRIZ DE VALIDAÇÃO CRUZADA DA CLASSIFICAÇÃO DA VEGETAÇÃO FEITA ATRAVÉS DOS ÍNDICES DE VEGETAÇÃO NDVI, EVI E NDMI E DA ANÁLISE DISCRIMINANTE QUADRÁTICA (QDA)

Estágio Sucessional	NDVI	EVI	NDMI	QDA
Inicial (%)	88,67	58,67	91	95
Médio (%)	53,33	91	57,33	91
Avançado (%)	59,67	28,33	57	91,33
<b>Acerto Global (%)</b>	<b>67,22</b>	<b>59,33</b>	<b>68,44</b>	<b>92,44</b>

FONTE: A AUTORA (2019).

## 2.4 DISCUSSÃO

### 2.4.1 Sazonalidade da resposta espectral

Apesar de se tratar de um ambiente onde não ocorre um período de déficit hídrico ao longo do ano, a pequena sazonalidade climática existente é suficiente para gerar diferenças na resposta espectral da cobertura vegetal. É bem conhecido que o teor de água das folhas é determinante na reflectância do infravermelho médio (LIN et al., 2015), o que explica, em parte, as diferenças encontradas para imagens adquiridas em períodos com diferentes quantidades de chuva. Este fato reforça a importância de se trabalhar com imagens adquiridas em uma mesma época do ano para estudos de dinâmica da cobertura vegetal, uma vez que a disponibilidade hídrica do solo poderá interferir na reflectância da vegetação na região do infravermelho.

A melhor separabilidade dos estágios sucessionais durante os meses de junho a agosto pode ser explicada pela diferença das respostas da vegetação às restrições climáticas impostas nessa época do ano. Durante os meses de dezembro a fevereiro, além da maior disponibilidade hídrica, ocorrem maiores taxas de insolação

e menor ocorrência de nevoeiros (ARCOVA et al., 2016), o que permite que todas as classes sucessionais estejam fotossinteticamente ativas. Em contrapartida, as menores taxas de precipitação observadas de junho a agosto são sentidas de maneiras diferentes conforme a maturidade da vegetação. De acordo com Nepstad et al. (1994), florestas com sistema radicular profundo são menos sensíveis à ausência de chuvas, pois conseguem manter as taxas de fotossíntese e transpiração através da absorção de água presente em altas profundidades do solo.

#### 2.4.2 Classificação de estágio sucessional

Foi previamente demonstrado que o NDVI é afetado por efeitos de saturação quando a cobertura florestal é densa, o que significa que a partir de uma certa densidade florestal, a adição de mais camadas de dossel faz pouca diferença na refletância relativa de radiação vermelha e infravermelha próxima e, portanto, pouca diferença neste IV (GAMON et al., 1995). Isso justifica a ineficiência do NDVI para distinção entre os estágios médio e avançado e confirma que este IV é um mau indicador das características biofísicas em florestas tropicais densas, como já observado em outros estudos (DEVRIES et al., 2015; IZQUIERDO et al., 2011). Desse modo, apesar de sua alta popularidade, o NDVI parece fornecer estimativas consistentes apenas em florestas decíduas e secas.

Assim como o NDVI, o EVI consiste de uma relação na refletância relativa da radiação vermelha e infravermelha próxima, no entanto também inclui fatores de ajuste que o tornam mais robusto para quantificação de biomassa quando comparado ao NDVI (GARROUTE et al., 2016). De acordo com Gurung et al. (2009), o EVI melhora a sensibilidade para as variações estruturais e arquitetônicas do dossel de fisionomias com maior densidade de biomassa e minimiza muitos dos problemas de contaminação presentes no NDVI, tais como os associados com o fundo do dossel e com a atmosfera. Os resultados deste estudo concordam com tal afirmativa, uma vez que a distinção entre os estágios médio e avançado obtida pelo EVI foi superior à do NDVI.

O melhor desempenho do NDVI em comparação ao NDVI pode ser explicado pelo seu menor efeito de saturação, o que melhora a distinção de formações florestais de alta densidade (SCHULTZ et al., 2016). Além disso, outros estudos encontraram uma maior sensibilidade da banda 5 (infravermelho médio), utilizada no cálculo do

NDMI, para estimar a biomassa de florestas tropicais densas (KENNEDY et al., 2010; ZHU et al., 2012). Segundo Devries et al. (2015), o NDMI é um melhor indicador de maturidade estrutural de floresta nos trópicos, o que pôde ser confirmado neste estudo.

Os percentuais de acertos obtidos com os três IV variam de moderados a satisfatórios. Dessa forma, a utilização dos mesmos para monitoramento da evolução da vegetação poderá ser eficiente para distinção de alguns estágios sucessionais, ao passo que poderá conduzir a um elevado erro para classificação de outros. De todo modo, as análises realizadas revelam o potencial de distinção entre os estágios sucessionais a partir da resposta espectral das bandas do satélite Landsat 5 TM.

A eficiência da classificação a partir da QDA pode ser explicada pelo fato de a análise ter sido realizada utilizando a informação das seis bandas analisadas no estudo, de forma a maximizar a variância entre as classes consideradas. Thessler et al. (2008), também encontraram resultados promissores com dados do Landsat 5 TM para discriminação de diferentes fisionomias florestais a partir de Análise Discriminante.

## 2.5 CONCLUSÕES

Este estudo mostrou que é possível utilizar a resposta espectral das bandas do satélite Landsat 5 TM para identificação e classificação dos estágios sucessionais em Florestas Ombrófilas Densas.

Apesar de se tratar de um ambiente onde não ocorre déficit hídrico ao longo do ano, existe sazonalidade na resposta espectral da cobertura vegetal, sendo que a mesma deve ser considerada em estudos que utilizem sensoriamento remoto na região. Neste caso, as imagens obtidas no período de menor incidência de chuvas permitem uma melhor distinção entre os estágios sucessionais.

Dentre os Índices de vegetação avaliados (NDVI, EVI e NDMI), o NDMI apresenta melhores resultados para identificação e distinção das classes sucessionais da floresta. No entanto, a Análise discriminante quadrática é ainda mais eficiente que o NDMI para diferenciação do estágio de desenvolvimento da vegetação em Florestas Ombrófilas Densas.

### 3 EFEITOS DA REGENERAÇÃO NATURAL SOBRE O FUNCIONAMENTO HIDROLÓGICO DE MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS

#### RESUMO

Apesar da reconhecida importância das Florestas Nebulares Tropicais Montana (TMCF), os impactos hidrológicos da regeneração desses ecossistemas são essencialmente desconhecidos. Com o objetivo de avaliar os efeitos de mudanças na cobertura florestal sobre variáveis hidrológicas nesses ambientes, identificamos as alterações que ocorreram de 1984 a 2011 na vegetação de três microbacias situadas na costa Atlântica do Brasil. Utilizamos as alterações identificadas e variáveis climáticas para explicar, em escala anual e sazonal, os efeitos sobre o rendimento hídrico (RH) e os índices de escoamento de base (IQb) e escoamento direto (CQd) das microbacias, que são monitoradas continuamente há mais de 30 anos. De uma maneira geral, nas microbacias em que as alterações na cobertura florestal foram menores, as variáveis climáticas (temperatura e precipitação) apresentaram maior peso nos modelos obtidos, tanto em escala anual como em escala sazonal. Para a microbacia A, integralmente florestada desde o início do monitoramento, a cobertura florestal em estágio avançado compôs apenas os modelos para explicação do CQd em escala anual e para estação chuvosa. Para a microbacia B, com 3,88% de vegetação em estágio inicial no início do monitoramento hidrológico, a cobertura vegetal em estágio avançado não participou da composição de nenhum modelo significativo para explicação das variáveis hidrológicas. Por outro lado, na microbacia D, onde houve um aumento de aproximadamente 20% da cobertura florestal, a vegetação participou da composição de todos os modelos obtidos tanto em escala anual, quanto sazonal, com exceção do IQb na estação chuvosa. A relação positiva encontrada entre a cobertura florestal e o RH nessa microbacia mostra que a regeneração da TMCF é fundamental para o aumento da produção de água. Destaca-se que o aumento no rendimento hídrico não ocorreu aliado ao aumento do escoamento de base. Portanto, a produção de água em TMCF parece não estar vinculada ao *trade-off* entre a infiltração e o consumo de água e, sim, entre o consumo de água e a capacidade de interceptação e/ou retenção do nevoeiro pela floresta. Diante dos resultados obtidos em escala sazonal, concluímos que o aumento na produção de água ocasionado pelo aumento da cobertura florestal é mais pronunciado durante o período com menores volumes de precipitação. Desse modo, a interceptação de nevoeiros e a redução das perdas evapotranspirativas por eles proporcionada podem ser fundamentais para o fornecimento estável de água à jusante durante o período mais seco do ano. Além disso, o efeito da redução da produção de água à medida que a temperatura média aumenta, evidencia as possíveis consequências da mudança climática nos serviços ecossistêmicos produzidos por TMCF.

Palavras-chave: Hidrologia Florestal. Balanço hídrico. Nevoeiros. Evapotranspiração. Floresta Nebular.

## ABSTRACT

Tropical Montane Cloud Forests (TMCF) are of recognized importance for watersheds dynamics, and yet the effects of forest regeneration on the hydrological aspect of these ecosystems are poorly understood. In this study we evaluate how forest cover dynamics affect the hydrological behavior of a TMCF microcatchments, at annual and seasonal (wet and dry) scale. We used hydro-climatic variables and forest cover area between the period of 1984 to 2011 from three microcatchments of TMCF located at the Atlantic coast of Brazil to identify how these variables are related to water yield (RH), base flow index (IQb) and quick flow/precipitation ratio (CQd) of the microcatchments. Our results show a general pattern of greater impact of climatic variables (temperature and precipitation) when forest cover was more stable. For the microcatchments A, which has been fully forested since the beginning of the monitoring, forest cover at an advanced stage were associated only with CQd at annual scale and in the wet season. For the microcatchments B, which had 3.88% of cover area with early successional forest at the beginning of the monitoring, forest cover did not explain hydrological variation through time. Forest cover showed to be important when there is greater variation through time, which was the case of microcatchments D. Forest cover has approximately 20% increase through the monitoring period at microcatchments D, and was indicated at all models explaining hydrological variation, both at annual and seasonal scale, except for the IQb during wet season. The positive relationship between the forest cover area and the RH in this microcatchments shows that the regeneration of TMCF are of great importance to water yield. It should be noted that increase in water yield were not related to the base flow, indicating that, for in TMCF, water yield might be regulated by the trade-off between water consumption and the fog retention. Given the results obtained on a seasonal scale, we conclude that forest cover has greater importance for water yield volume during dry season. Thus, reduction of the evapotranspiratory losses provided by fog interception may be key to a more stable supply of water downstream during the driest period of the year. Furthermore, the effect of water yield reduction as the average temperature increases, signal to possible consequences of climate change on ecosystem services produced in TMCF.

Keywords: Forest Hydrology. Hydric balance. Fog. Evapotranspiration. Cloud Forest.



### 3.1 INTRODUÇÃO

As florestas nebulares são definidas como ecossistemas que ocorrem em áreas onde a presença de nuvens ao nível do solo é frequente ou persistente (GRUBB, 1977; MULLIGAN, 2010; BRUIJNZEEL et al., 2010; JARVIS & MULLIGAN, 2011). Os fatores condicionantes para distribuição dessas florestas são os limites altitudinais de ocorrência de nuvens que, por sua vez, são determinados por características climáticas globais, regionais e locais (BRUIJNZEEL et al., 2011). Como esses limites apresentam grande variação, as florestas nebulares são encontradas em diferentes altitudes ao redor do mundo. Geralmente, elas ocorrem entre 1.200 e 2.500 m de altitude, embora possam ser encontradas abaixo de 500 m e até mesmo acima de 3.500 m (LA BASTILLE & POOLE, 1978; HEMP, 2010).

As florestas nebulares constituem-se apenas de 1,4% (215.000 km<sup>2</sup>) das florestas tropicais do mundo (SCATENA et al., 2010) e, apesar de ser considerado um ecossistema raro, sua cobertura original foi reduzida através da extração excessiva de madeira e da sua conversão em terras agrícolas e pastagens (BRUIJNZEEL et al., 2011). Adicionalmente, as áreas remanescentes estão ameaçadas pelos efeitos das mudanças climáticas que podem ocasionar em aumento no nível de condensação das nuvens (STILL et al., 1999; MULLIGAN, 2010; LAWTON et al., 2001), reduzindo a frequência de nevoeiros e impactando os serviços ecossistêmicos fornecidos por esses ambientes (BROWN et al., 1996; MUÑOZ-VILLERS & MCDONNELL, 2013).

No Brasil, esses ecossistemas ocorrem principalmente em áreas com altitude superior a 700 m, em duas cadeias de montanhas na costa Atlântica: a Serra do Mar e a Serra da Mantiqueira (POMPEU et al., 2018). Atualmente, estima-se que no país, cerca de 60% da área original de florestas nebulares foi convertida para outros usos, o que o coloca em segundo lugar em termos de perda de área total de florestas nebulares (MULLIGAN, 2010).

Além de estar entre os ecossistemas terrestres mais valiosos do mundo em termos de riqueza de espécies e níveis de endemismo (BRUIJNZEEL et al., 2010), as florestas nebulares também apresentam grande importância para o fornecimento estável de água de alta qualidade (BROWN et al., 1996; TOGNETTI et al., 2010). Devido às condições climáticas a que estão expostos, esses ecossistemas apresentam rendimentos hídricos superiores a florestas não afetadas por nevoeiros (BRUIJNZEEL, 2001). É conhecido que a imersão em nevoeiros pode afetar

diretamente o rendimento hídrico de ecossistemas florestais através da captura de água do nevoeiro pelo dossel e posterior gotejamento no piso florestal (BRUIJNZEEL et al., 2011; GIAMBELLUCA & GEROLD, 2011). Além desta entrada adicional de água, a imersão em nevoeiros produz efeitos hidrológicos indiretos através da redução da demanda evapotranspirativa, uma vez que, nesses ambientes prevalecem níveis baixos de radiação solar e elevada umidade atmosférica (JARVIS & MULLIGAN, 2011).

Embora a importância das florestas nebulares seja amplamente reconhecida (BRUIJNZEEL et al., 2011), os impactos de sua conversão para pastagem ou culturas agrícolas, ou de sua regeneração sobre a produção de água são essencialmente desconhecidos (MUÑOZ-VILLERS et al., 2012). Existem evidências substanciais de que a conversão de florestas tropicais em pastagens ou culturas agrícolas está associada a um aumento nos totais anuais de vazões, devido à menor evapotranspiração da vegetação de substituição (FILOSO et al., 2017). Entretanto, é possível que em florestas tropicais onde os nevoeiros são frequentes, esse padrão não se confirme, pois além das baixas taxas de evapotranspiração observadas nesses ambientes, pode haver também a entrada adicional de água via interceptação de nevoeiros (BRUIJNZEEL, 2004).

O efeito da remoção ou da regeneração de uma floresta nebulosa sobre o rendimento hídrico reflete um *trade-off* entre a entrada adicional de água via interceptação de nevoeiro e a diferença no uso de água entre a vegetação antiga e a nova (BRUIJNZEEL, 2005). Assim, presume-se que a presença de florestas em ambientes nebulares possa aumentar os volumes de vazão (JARVIS & MULLIGAN, 2011; BRUIJNZEEL et al., 2011), visto que a interceptação de nevoeiros é tipicamente maior em áreas com maior biomassa aérea (BRUIJNZEEL, 2004). Ademais, há ainda estudos que sugerem que a remoção florestal pode acarretar em um efeito negativo sobre a vazão, que é mais pronunciado durante a estação seca (HOLDER, 2003; GARCIA-SANTOS, 2007). Porém, os estudos mencionados se basearam em pesquisas de curta duração. Tal abordagem, embora importante, não permite fazer inferências de médio e longo prazo a respeito do funcionamento hidrológico de tais sistemas. Pesquisas de longo prazo ou com grandes séries históricas podem ser uma abordagem mais robusta para evidenciar a dinâmica hidrológica em florestas nebulares.

Neste contexto, considerando as lacunas existentes no conhecimento sobre as florestas nebulares, o presente estudo visou compreender como a regeneração natural interfere no funcionamento hidrológico de microbacias localizadas em área de elevada incidência de nevoeiros. Para isso, foram utilizadas séries históricas de vazão e precipitação de três microbacias monitoradas continuamente a mais de 30 anos, localizadas no Parque Estadual da Serra do Mar. Assim, estabeleceu-se a hipótese de que a regeneração de florestas nebulares promove a elevação da produção de água. Para tanto, inicialmente foram avaliadas as tendências históricas dos parâmetros hidrológicos de três microbacias, que desde a criação do parque estão em pleno processo de regeneração natural (RANZINI et al., 2011). Posteriormente, foram verificadas as relações, em escala anual e sazonal, que os parâmetros hidrológicos apresentam com o histórico de desenvolvimento da vegetação e com variáveis hidroclimáticas.

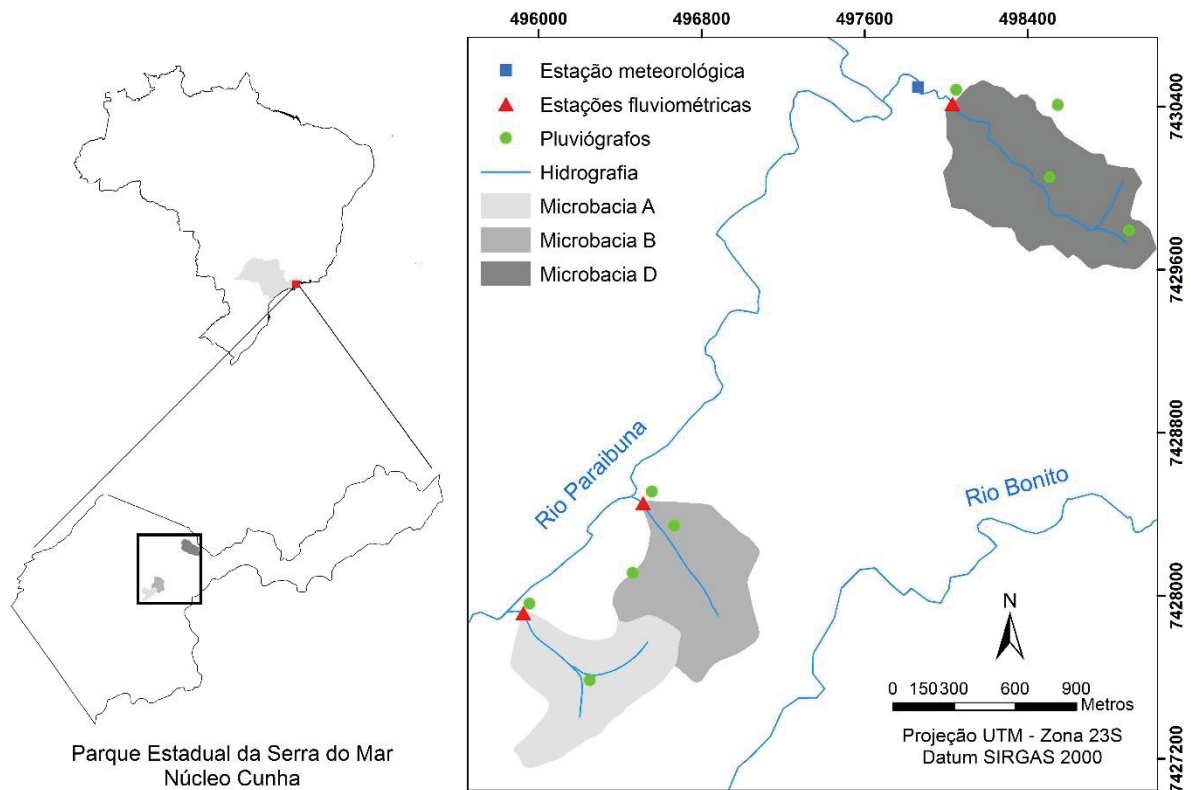
## 3.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 3.2.1 Área de estudo

A pesquisa foi conduzida em três microbacias experimentais localizadas no Parque Estadual da Serra do Mar (PESM), núcleo Cunha (FIGURA 4). A região apresenta grande importância hidrológica, visto que abrange a região de cabeceira do rio Paraibuna, um dos principais formadores do rio Paraíba do Sul, que por sua vez é responsável pelo abastecimento de 14,2 milhões de pessoas. Uma descrição detalhada das características físicas e climáticas do PESM-Cunha está presente no item 2.2.1 deste manuscrito.

As microbacias, denominadas A, B e D, são monitoradas pela equipe do Laboratório de Hidrologia Florestal Eng. Agr. Walter Emmerich (LHFWE) desde 1992, 1986 e 1982, respectivamente, por meio de medições contínuas da precipitação pluviométrica e do deflúvio. Características físicas das microbacias estão listadas na TABELA 5 e representadas na FIGURA 5.

FIGURA 4 – LOCALIZAÇÃO DAS TRÊS MICROBACIAS EXPERIMENTAIS DO LABORATÓRIO DE HIDROLOGIA FLORESTAL ENG. AGR. WALTER EMMERICH NO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO MAR – NÚCLEO CUNHA



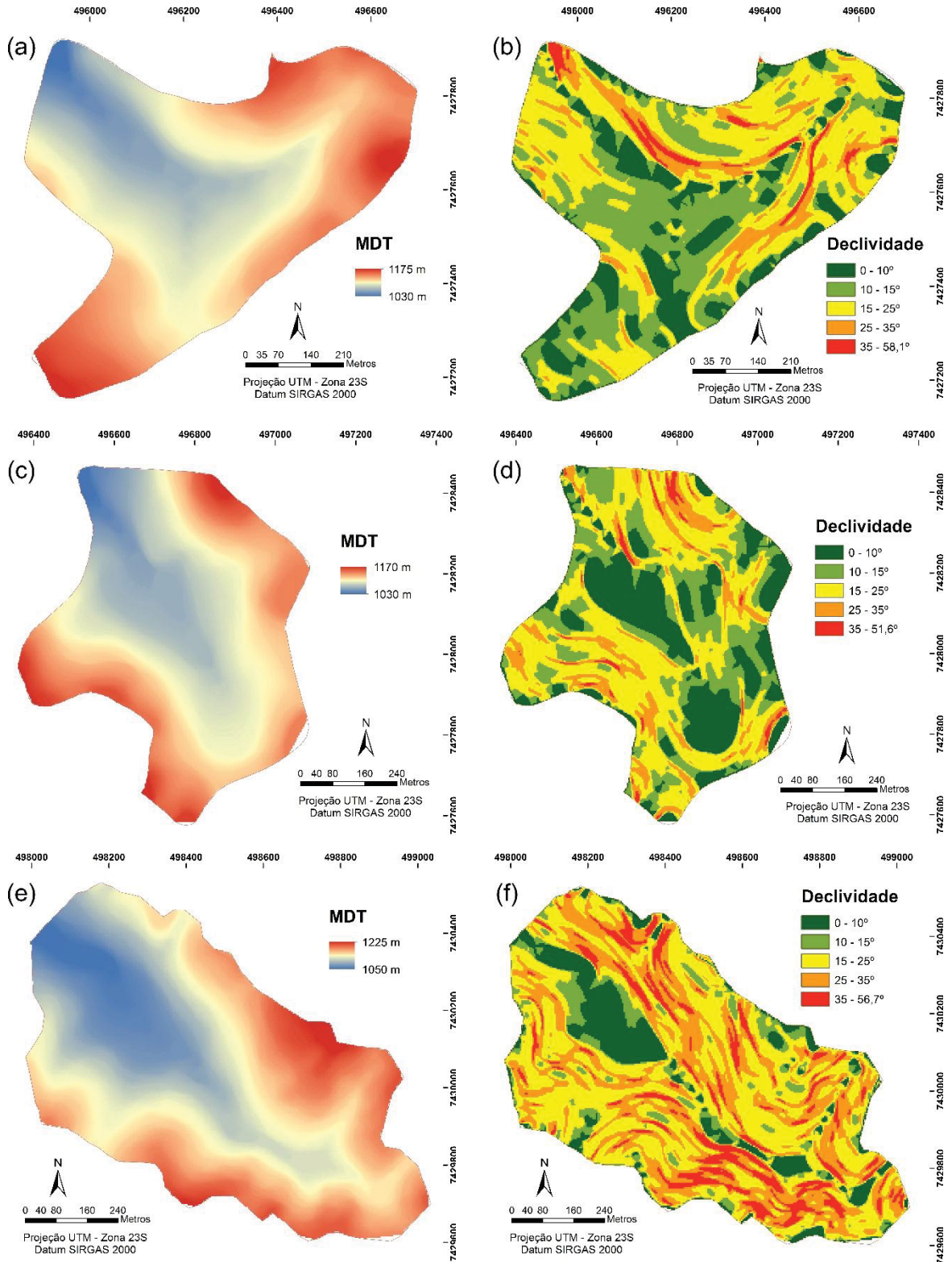
FONTE: A AUTORA (2019).

TABELA 5 – CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DA MICROBACIAS A, B E D MONITORADAS PELA EQUIPE DO LABORATÓRIO DE HIDROLOGIA FLORESTAL ENG. AGR. WALTER EMMERICH NO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO MAR – NÚCLEO CUNHA

Característica	Microbacia		
	A	B	D
Área (ha)	36,79	39,76	57,55
Comprimento do rio principal (m)	812	675	1238
Comp. total dos rios (m)	1088	675	1526
Densidade de drenagem (km/km <sup>2</sup> )	2,96	1,70	2,65
Declividade média do canal (°)	11,51	8,80	7,88
Perímetro (m)	2932	2791	3379
Declividade média da bacia (°)	16,23	15,74	22,25
Orientação	Noroeste	Noroeste	Noroeste
Varição altitudinal	1.030 – 1.175	1.030 – 1.170	1.050 – 1.225

FONTE: A AUTORA (2019).

FIGURA 5 – MODELO DIGITAL DO TERRENO (MDT) PARA AS MICROBACIAS A (A), B (C) E D (E) COM RESOLUÇÃO ESPACIAL DE 3X3 METROS E INTERPOLADO A PARTIR DAS INFORMAÇÕES DE CURVAS DE NÍVEL, PONTOS COTADOS E HIDROGRAFIA OBTIDAS NA CARTA TOPOGRÁFICA DO IGC COM ESCALA DE 1:10.000. CLASSES DE DECLIVIDADE DAS MICROBACIAS A (B), B (D), E D (F), LOCALIZADAS NO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO MAR - NÚCLEO CUNHA.



FONTE: A AUTORA (2019).



### 3.2.2 Determinação da dinâmica da cobertura florestal

Para reconstruir o histórico de desenvolvimento da vegetação nas microbacias foram adquiridas imagens do satélite Landsat 5 TM, cena 218/76, obtidas junto ao *United States Geological Survey* (USGS), através dos sites <http://earthexplorer.usgs.gov/> e <https://espa.cr.usgs.gov/>. Foi utilizada apenas uma imagem por ano (aquela de melhor qualidade obtida entre os meses de junho e agosto), o que totalizou 25 imagens de 1984 a 2011. Os anos 1989, 1991 e 2007 não tiveram imagens disponíveis. Todas as imagens passaram pelos processos de reprojeção, calibração radiométrica e correção atmosférica.

Para classificação da vegetação foram considerados três estágios sucessionais, sendo eles: inicial, médio e avançado. Considerou-se como *estágio inicial* as áreas de campos antrópicos, com indivíduos arbóreos ausentes ou isolados, sem a formação de um dossel florestal e com predomínio de vegetação arbustiva e herbácea. O *estágio médio* consistiu de áreas com predominância de espécies arbóreas formando um dossel definido, porém com baixa estratificação, sub-bosque denso e altura inferior às áreas definidas como avançadas. Este último estágio caracterizou-se por áreas com elevada riqueza e abundância de epífitas, elevada estratificação, dossel com árvores de 16 a 20 metros, com ocorrência de plantas emergentes e sub-bosque menos expressivo que no estágio médio.

A caracterização dos estágios foi realizada em campanha de campo feita no ano de 2017. Foram obtidos 50 pontos para cada estágio sucessional com o auxílio de um GPS modelo Garmin MAP76 CSX. Os pontos foram posteriormente inseridos sobre uma imagem de satélite de alta resolução adquirida também em 2017 (Google Earth). Essa etapa teve como objetivo reconhecer as características visuais de cada estágio sucessional em imagem de alta resolução, de modo a auxiliar na interpretação da ortofoto obtida no ano de 2010. Essa ortofoto possui resolução espacial de 1 m e foi disponibilizada para este estudo pelo Instituto Florestal de São Paulo.

Desse modo, como amostras de treinamento foram distribuídos 300 pontos sobre a ortofoto, sendo 100 para cada estágio sucessional considerado. Os pontos foram alocados no interior do núcleo Cunha e também em áreas adjacentes, respeitando-se um raio de 4 km da sede do núcleo.

As amostras de treinamento foram então inseridas sobre as imagens Landsat já corrigidas dos anos de 2009, 2010 e 2011. A utilização de imagens de um ano

anterior e um posterior ao da ortofoto de referência teve o intuito de aumentar o tamanho das amostras de treinamento, em razão de que durante esse período as alterações na vegetação foram pequenas.

Com base no padrão espectral de resposta de cada estágio sucessional, obtidos a partir da análise das amostras de treinamento, as 25 imagens Landsat 5 foram submetidas a uma análise multivariada função discriminante quadrática (QDA). Um dos objetivos da QDA é a classificação de novas observações a partir da função obtida com as amostras de treinamento. Desse modo, cada pixel das 25 imagens Landsat 5 foi classificado em estágio inicial, médio ou avançado de sucessão. Erros de classificação foram eliminados (pós-processamento) utilizando filtros baseados em regras condicionais. Por exemplo, transições de estágio inicial para avançado foram consideradas inconsistentes, sendo estes pixels então corrigidos utilizando-se como referência a classificação do ano de 2010 (ano com maior certeza de classificação devido à disponibilidade de fotografia aérea de alta resolução). O filtro foi aplicado apenas nas três microbacias, sendo o entorno das mesmas mantido com os resultados originais do classificador quadrático.

As transições entre estágios sucessionais foram computadas utilizando-se o ArcGIS 10.2.2. A área total e porcentagem de cada estágio ao longo dos anos foram calculadas a partir dos mapas temáticos gerados pela classificação das imagens. Essas métricas forneceram informações sobre dinâmica da cobertura florestal ao longo dos anos de monitoramento. O detalhamento da metodologia utilizada para seleção e tratamento das imagens e para classificação da vegetação está descrito no item 2 deste manuscrito.

### 3.2.3 Coleta de dados hidro-climáticos

Para o monitoramento contínuo da precipitação pluviométrica foram utilizados pluviógrafos do tipo caçamba, com precisão igual a 0,5 mm (ARCOVA & CICCO, 1997). Na microbacia A foram instalados dois pluviógrafos (DONATO et al. 2008), enquanto nas microbacias B e D foram instalados três e quatro, respectivamente (FUJIEDA et al., 1997). A localização dos pluviógrafos pode ser observada na FIGURA 4. Os valores mensais de precipitação foram obtidos a partir da média dos pluviógrafos instalados na microbacia seguindo padrão já estabelecido (SHIMOMICHI et al., 1987; DONATO et al., 2008).



Para medição da vazão, foram construídas estações fluviométricas na saída das microbacias. Linígrafos do tipo flutuador foram instalados e medem continuamente, com marcações a cada 20 minutos, as variações da altura da lâmina de água nos vertedores de cada estação. Os valores de altura da lâmina da água foram convertidos em vazão por meio da curva-chave dos vertedores (ARCOVA et al., 1998; DONATO et al., 2008). A perda anual de água foi obtida a partir da diferença entre os valores de precipitação e deflúvio registrados em cada ano hídrico.

Além do monitoramento da precipitação e do deflúvio das microbacias, o LHFWE também conta com uma estação meteorológica, em funcionamento desde setembro de 1980, para medição de temperatura e umidade relativa do ar, entre outros dados climatológicos. Atualmente, a estação está equipada com um modelo HOBO da Onset, programado para registrar os dados a cada 10 minutos.

As análises foram realizadas adotando-se o ano hídrico proposto por Cicco et al. (1985), com início a partir de 1º de outubro, quando ocorrem as primeiras chuvas da primavera e o seu término em 30 de setembro, final da estação seca.

#### 3.2.4 Análise de tendência dos dados hidroclimatológicos

Para verificar a existência de tendência significativa de aumento ou diminuição da precipitação, das perdas de água, do deflúvio, do escoamento de base, do escoamento direto e da temperatura durante o respectivo período de monitoramento de cada uma das microbacias, foi utilizado o teste de tendência de Mann-Kendall. Esse teste determina se as séries temporais hidro-climáticas mostram uma tendência linear crescente ou decrescente com um determinado nível de significância (BUENDIA et al., 2016). O teste de Mann-Kendall foi recomendado pela Organização Meteorológica Mundial (ZHANG et al., 2008; WANG et al., 2013) e tem sido amplamente utilizado para avaliar a aleatoriedade em relação à tendência linear em hidrologia e climatologia (KAHYA & KALACI, 2004). As análises foram realizadas através do pacote *Kendall* do ambiente R (MCLEOD, 2011).

#### 3.2.5 Seleção dos modelos

Para avaliar a importância de características ambientais sobre o comportamento hidrológico das microbacias foi utilizada regressão linear múltipla para

o ajuste de modelos (GOTELLI & ELLISON, 2011). Como variáveis preditoras consideraram-se para cada microbacia os dados de cobertura vegetal nos diferentes estágios sucessionais, umidade relativa do ar, temperatura e precipitação.

Para a precipitação, os dados brutos diários foram utilizados para se obter os valores totais anuais e por estação. No caso da umidade relativa do ar e da temperatura, foram calculados os valores médios em porcentagem e em graus Celsius, respectivamente, ambos em escala anual e por estação. Para escala anual foi considerando o ano hídrico, que inicia em outubro de um ano e finaliza em setembro do ano seguinte. Como estações foram considerados os quatro meses com maior concentração de chuvas (dezembro a março) e os quatro meses com menor concentração de chuvas (maio a agosto), denominadas neste estudo como estações chuvosa e seca, respectivamente.

Como variáveis respostas foram utilizados os parâmetros hidrológicos rendimento hídrico (RH), índice de escoamento de base ( $IQ_b$ ) e coeficiente de escoamento direto ( $CQ_d$ ). O parâmetro rendimento hídrico anual foi obtido através da razão entre os valores de deflúvio anual ( $Q$ ) e precipitação anual ( $P$ ), representando, portanto, o percentual da chuva recebida ao longo de um ano hídrico que foi efetivamente transformada em vazão. De modo similar, o rendimento hídrico das estações chuvosa e seca foram obtidos por meio da razão entre o deflúvio e a precipitação dos meses mais chuvosos e secos, respectivamente.

Para se obter o  $IQ_b$  foi necessário separar o deflúvio em escoamento direto anual ( $Q_d$ ) e escoamento de base anual ( $Q_b$ ). Essa separação foi realizada a partir do filtro digital de separação de fluxos desenvolvido por Lyne e Hollick (1979). Optou-se por utilizar essa metodologia devido à sua ampla aplicação na separação do deflúvio em escoamento de base e escoamento direto a partir de dados diários. Para sua operacionalização, primeiramente foi calculado o escoamento de base médio anual utilizando a função *baseflows* do pacote *hydrostat* (BOND, 2016) no ambiente estatístico R, considerando o coeficiente de 0,925. A partir da multiplicação dos valores de escoamento de base médio anual pelo número de observações (dias) no ano, foi obtido o escoamento de base anual ( $Q_b$ ). Por fim, o  $IQ_b$  foi obtido através da razão entre escoamento de base anual e deflúvio anual (Equação 1). Os índices de escoamento de base para os quatro meses mais chuvosos ( $IQ_{bc}$ ) e para os quatro meses mais secos ( $IQ_{bs}$ ) foram obtidos pela divisão do escoamento de base total dos

quatro meses pelo deflúvio dos meses correspondentes, de maneira similar à obtenção do índice em escala anual

$$IQ_b = \frac{Q_b}{Q} \quad \text{Equação 1}$$

Para obtenção dos valores de coeficiente de escoamento direto anual (CQ<sub>d</sub>) foi primeiramente calculado o escoamento direto anual. Esse valor foi gerado por meio da subtração do deflúvio anual pelo escoamento de base anual. Em seguida, o CQ<sub>d</sub> anual foi obtido através da razão entre o escoamento direto anual e a precipitação anual (Equação 2), representando desse modo o quanto da precipitação resultou em escoamento direto (TUCCI, 2000). Os coeficientes de escoamento direto para os quatro meses mais chuvosos e para os quatro meses mais secos foram obtidos pela divisão do escoamento direto total dos quatro meses pela precipitação total dos meses correspondentes.

$$CQ_d = \frac{Q - Q_b}{P} \quad \text{Equação 2}$$

Foram feitas análises de correlação de Spearman para remover as variáveis preditoras com coeficientes de correlação superiores a 0,5 (GOTELLI & ELLISON, 2011). A partir dessa análise foram selecionadas como preditoras apenas as variáveis precipitação, temperatura e cobertura da vegetação em estágio avançado de sucessão. Em seguida, todas as variáveis, respostas e preditoras, foram analisadas em gráficos de dispersão no intuito de se verificar as relações existentes.

Para avaliar a importância relativa das variáveis preditoras sobre as variáveis respostas foi utilizada regressão linear múltipla para o ajuste de modelos (GOTELLI & ELLISON, 2011). Inicialmente, foram utilizadas como modelo global todas as variáveis preditoras em conjunto e par a par. Nesse caso, as variáveis foram padronizadas em escala de desvio-padrão para se evitar problemas com escalas diferentes e facilitar a interpretação das análises. Essa padronização consistiu na subtração entre a variável preditora e sua respectiva média e divisão da diferença por uma unidade de desvio padrão. Ao fim, foi verificada a relação de cada variável preditora, individualmente, com as variáveis respostas. Ao todo, foram testados sete modelos para cada variável resposta.

Os modelos ajustados foram comparados através do critério de informação de Akaike (AIC), em que foram considerados os mais parcimoniosos apenas aqueles com valor  $AIC < 2$  (BURNHAM & ANDERSON, 2002). O AIC é uma medida do poder explicativo de um modelo estatístico, sendo que ao se comparar muitos modelos para um mesmo fenômeno, o melhor será aquele com menor valor de AIC (GOTELLI & ELLISON, 2011). Para os modelos mais parcimoniosos, foi feito o diagnóstico para verificar a ocorrência de pontos discrepantes, utilizando o teste de ajuste de Bonferroni e análise gráfica de resíduos studentizados (GOTELLI & ELLISON, 2011). Pontos influentes foram verificados através da medida de distância de Cooks. Além disso, foi verificado se o modelo apresentava resíduos com distribuição normal, através do teste Shapiro-Wilk e análise gráfica Quantil-Quantil, e heterocedasticidade, através de regressão linear entre os valores ajustados e resíduos do modelo e análise gráfica dos resíduos (GOTELLI & ELLISON, 2011). Finalmente, foram selecionados apenas modelos com resíduos normais, variâncias homogêneas, sem pontos discrepantes e influentes, com menor erro-padrão e maior  $R^2$ .

### 3.3 RESULTADOS

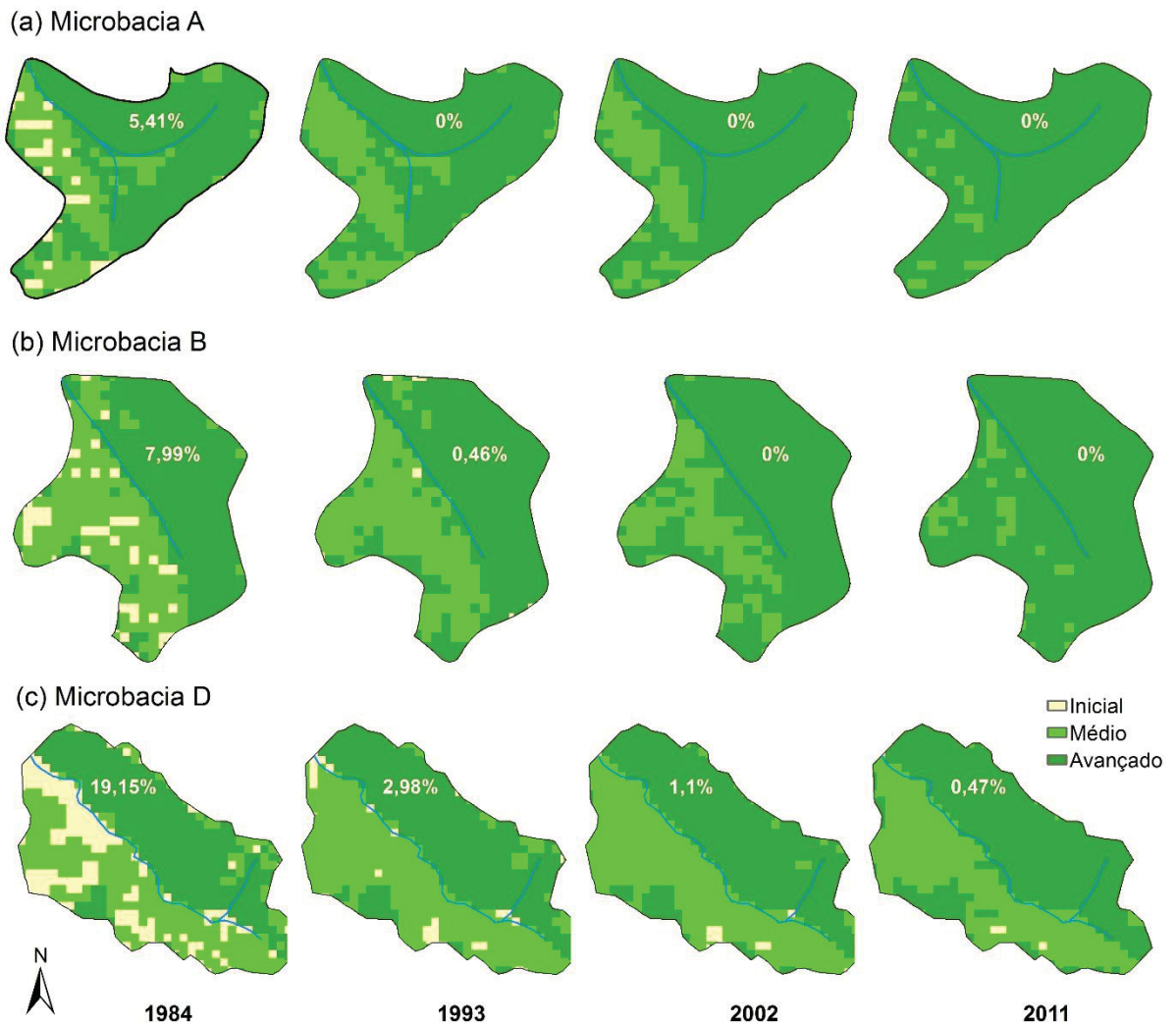
#### 3.3.1 Dinâmica da vegetação

Foram gerados 25 mapas temáticos para as três microbacias estudadas, os quais foram utilizados para contabilizar as mudanças ocorridas na vegetação durante o período estudado. Para representação visual da evolução da vegetação são mostrados apenas 4 mapas, sendo um para cada década do período avaliado (FIGURA 6; Anexo 1).

As curvas de porcentagem de cobertura do solo ao longo dos anos (FIGURA 7) mostram que as microbacias estão em processo de regeneração natural e recuperação da cobertura florestal. A microbacia D apresentou os maiores percentuais de cobertura em estágio inicial em 1984 (19,15%), o que justifica o alto percentual de cobertura em estágio intermediário observado no último ano de avaliação (40,97% em 2011). As microbacias A e B apresentaram um histórico similar, com 5,41% e 7,99% de cobertura em estágio inicial em 1984, respectivamente. Em 1990 a microbacia A já

não apresentava áreas iniciais, enquanto a microbacia B teve toda cobertura inicial substituída por estágios mais avançados em 1995.

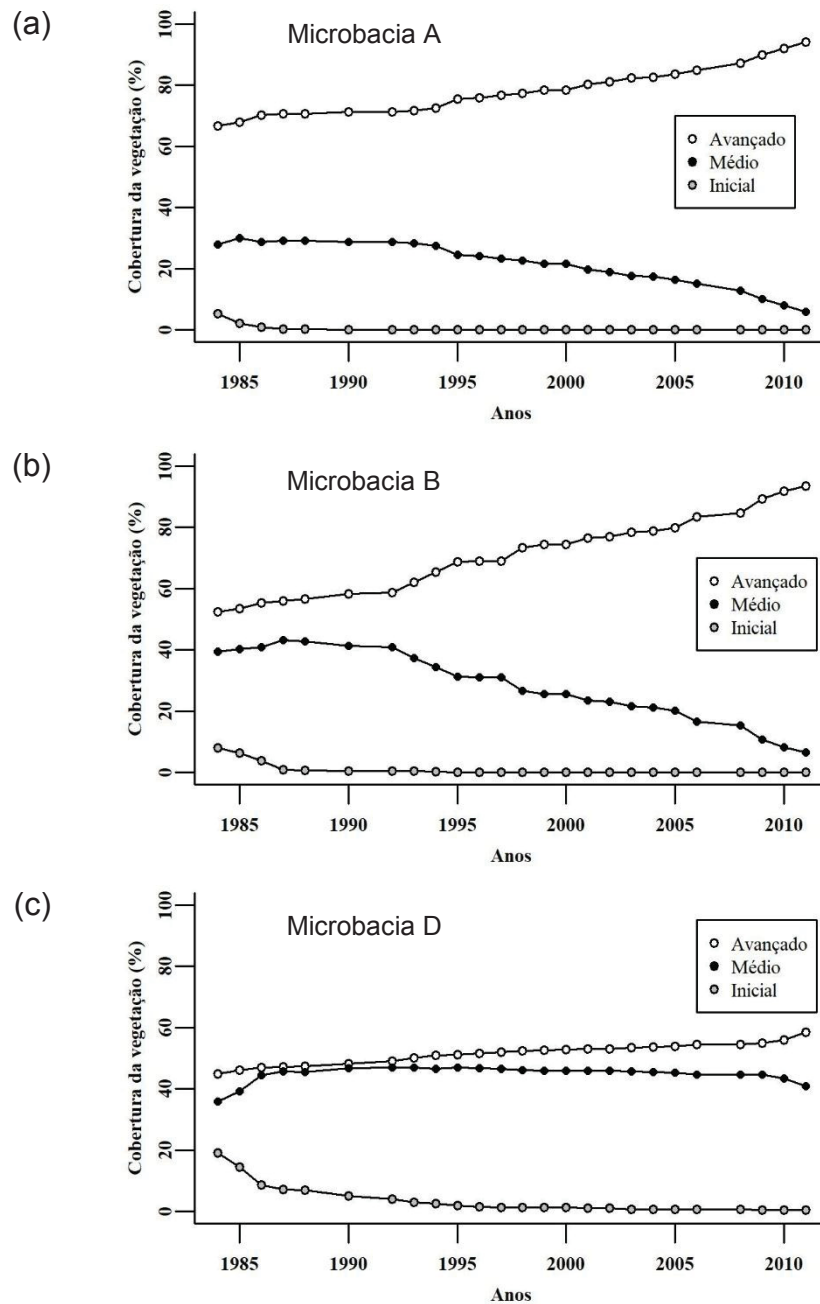
FIGURA 6 – EVOLUÇÃO DA COBERTURA VEGETAL NAS MICROBACIAS EXPERIMENTAIS A (A), B (B) E D (C) LOCALIZADAS NO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO MAR - NÚCLEO CUNHA, DURANTE O PERÍODO DE 1984 A 2011



FONTE: A AUTORA (2019).

LEGENDA: OS PERCENTUAIS INDICAM A ÁREA DE VEGETAÇÃO EM ESTÁGIO INICIAL PARA O ANO EM QUESTÃO.

FIGURA 7 – EVOLUÇÃO DA COBERTURA FLORESTAL NAS MICROBACIAS A (A), B (B) E D (C), SITUADAS NO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO MAR - NÚCLEO CUNHA, AO LONGO DO PERÍODO DE 1984 A 2011



FONTE: A AUTORA (2019).

### 3.3.2 Condições climáticas

Não foi verificada tendência significativa de aumento ou diminuição da temperatura média anual das três microbasias. A microbacia A apresentou temperatura média equivalente a  $17,2 \pm 1^\circ\text{C}$ , mínima de  $15,6^\circ\text{C}$ , registrada no ano de 1999 e máxima de  $18,7^\circ\text{C}$ , obtida no ano de 2002 ( $\tau = 0,13$ ;  $\text{valor-p} = 0,48$ ). A

microbacia B apresentou temperatura média de  $17 \pm 1,2^{\circ}\text{C}$ , com mínima de  $13,6^{\circ}\text{C}$  no ano de 1990 e máxima de  $18,7^{\circ}\text{C}$  em 2001 ( $\tau = -0,010$ ;  $\text{valor-p} = 0,51$ ). A microbacia D apresentou temperatura média equivalente à  $16,9 \pm 1,2^{\circ}\text{C}$ , mínima de  $13,6^{\circ}\text{C}$  e máxima de  $18,7^{\circ}\text{C}$ , ocorrendo nos anos de 1990 e 2001, respectivamente ( $\tau = -0,124$ ;  $\text{valor-p} = 0,40$ ).

Vale destacar que as temperaturas das três microbacias foram obtidas de uma mesma estação. As diferenças nos valores médios são decorrentes dos períodos avaliados para cada microbacia, o qual é referente ao período de monitoramento hidrológico das mesmas.

### 3.3.3 Dinâmica hidrológica das microbacias

#### 3.3.3.1 Microbacia A

Ao longo dos 22 anos de monitoramento da microbacia A (1992 a 2013), a precipitação total anual apresentou média de  $1.859 \pm 290$  mm. A mínima, equivalente a 1.377 mm, foi registrada no ano hídrico 1996/1997 enquanto a máxima, equivalente a 2.519 mm, ocorreu no ano hídrico 2009/2010 (TABELA 6). Não foi constatada tendência de diminuição ou aumento significativo para a precipitação total anual ( $\tau = -0,013$ ;  $\text{valor-p} = 0,95$ ; FIGURA 8a).

O deflúvio total anual apresentou média de  $1.247 \pm 419$  mm, sendo o mínimo registrado no ano hídrico 2001/2002 e o máximo no ano hídrico 1995/1996, equivalentes a 839 mm e 2.329 mm, respectivamente (TABELA 6). Esta variável também não apresentou tendência significativa de aumento ou diminuição ( $\tau = -0,07$ ;  $\text{valor-p} = 0,65$ ; FIGURA 8a).

Também não foi encontrada tendência significativa para a perda de água total anual ( $\tau = 0,16$ ;  $\text{valor-p} = 0,31$ ; FIGURA 8a) que apresentou média de  $612 \pm 190$  mm, mínima de 176 mm e máxima de 899 mm que ocorreram nos anos hídricos 1995/1996 e 2003/2004, respectivamente. A perda de água média da bacia corresponde a 32,93% da precipitação (TABELA 6).

O escoamento de base foi o principal componente do deflúvio (67,59%), correspondendo a 45,33% da precipitação anual (TABELA 6). O valor médio obtido foi de  $843 \pm 269$  mm e não apresentou tendência significativa de aumento ou diminuição durante o período avaliado ( $\tau = -0,10$ ;  $\text{valor-p} = 0,53$ ). O escoamento direto (32,41%



do deflúvio) apresentou média de  $404 \pm 155$  mm, o que corresponde a 21,74% da precipitação (TABELA 6). Para esta variável também não foi verificada tendência significativa ( $\tau = -0,09$ ; valor-p = 0,57).

Em escala sazonal, o período de maior concentração de chuvas (dezembro a março) apresentou média de  $1.008 \pm 226$  mm de precipitação (54% da precipitação anual total) e  $571 \pm 255$  mm de deflúvio, enquanto o período seco (maio a agosto) teve média de  $246 \pm 64$  mm de precipitação (13% da precipitação anual total) e  $320 \pm 91$  mm de deflúvio (FIGURA 9a).

TABELA 6 – COMPONENTES DO BALANÇO HÍDRICO DA MICROBACIA A, PARA O PERÍODO DE 1992 A 2013

Ano	Precipitação (mm)	Deflúvio (mm)	Escoamento direto (mm)	Escoamento de base (mm)	Perda de água (mm)
1992	1886,3	1323,3	425,7	897,6	563,0
1993	1775,5	1170,7	364,1	806,6	604,8
1994	1945,0	1429,0	473,6	955,4	516,0
1995	2505,0	2328,7	801,4	1527,3	176,3
1996	1377,1	859,9	255,7	604,2	517,2
1997	1857,6	1085,5	390,0	695,5	772,1
1998	1823,4	1241,7	396,8	844,9	581,7
1999	1961,6	1444,1	541,8	902,3	517,6
2000	1594,5	842,3	251,9	590,4	752,2
2001	1578,3	838,9	244,2	594,7	739,4
2002	1632,5	878,6	285,6	593,0	753,9
2003	1983,0	1084,1	368,7	715,3	898,9
2004	2086,4	1458,8	467,6	991,2	627,6
2005	1732,8	1197,6	317,8	879,7	535,2
2006	1738,5	1009,7	301,3	708,3	728,9
2007	1838,5	1089,1	335,5	753,6	749,4
2008	2117,5	1236,3	406,9	829,4	881,2
2009	2518,8	2243,9	802,4	1441,5	274,9
2010	2131,4	1835,9	546,8	1289,1	295,6
2011	1568,1	928,1	331,6	596,5	640,0
2012	1541,0	1019,9	282,4	737,6	521,0
2013	1697,0	880,5	297,5	582,9	816,6
<b>Média</b>	1858,6	1246,7	404,1	842,6	612,0
<b>% da Precipitação</b>	<b>100</b>	<b>67,07</b>	<b>21,74</b>	<b>45,33</b>	<b>32,93</b>

FONTE: A AUTORA (2019).

### 3.3.3.2 Microbacia B

A microbacia B também não apresentou tendência de aumento ou diminuição significativa das variáveis hidrológicas analisadas ao longo dos 28 anos de monitoramento (TABELA 7; FIGURA 8b). A precipitação total anual média foi equivalente a  $1.861 \pm 290$  mm ( $\tau = -0,012$ ;  $\text{valor-p} = 0,35$ ). O valor mínimo, de 1.437 mm, foi registrado no ano hídrico 2001/2002, enquanto a máxima, equivalente à 2.513 mm, foi registrada no ano 2009/2010.

O deflúvio total anual obteve média de  $1.383 \pm 409$  ( $\tau = -0,018$ ;  $\text{valor-p} = 0,17$ ). A mínima foi registrada no ano hídrico 2013/2014 e a máxima em 2009/2010, equivalentes à 823 mm e 2.358 mm, respectivamente. A perda de água total anual apresentou média de  $478 \pm 206$  mm ( $\tau = 0,164$ ;  $\text{valor-p} = 0,22$ ), o que corresponde a 25,68% da precipitação. A perda de água mínima de 109 mm e máxima de 905 mm ocorreram nos anos 1995/1996 e 2013/2014, respectivamente.

O escoamento de base foi o principal componente do deflúvio (59,13%), correspondendo a 43,95% da precipitação anual (TABELA 7). O valor médio obtido foi de  $818 \pm 229$  mm e não apresentou tendência significativa de aumento ou diminuição durante o período avaliado ( $\tau = -0,19$ ;  $\text{valor-p} = 0,15$ ). O escoamento direto (40,87% do deflúvio) apresentou média de  $565 \pm 197$  mm, o que corresponde a 30,37% da precipitação (TABELA 7). Para esta variável também não foi verificada tendência significativa ( $\tau = -0,20$ ,  $\text{valor-p} = 0,14$ ).

Em escala sazonal, o período chuvoso apresentou média de  $995 \pm 217$  mm de precipitação e  $674 \pm 259$  mm de deflúvio, enquanto o período seco teve média de  $262 \pm 71$  mm de precipitação e  $320 \pm 96$  mm de deflúvio (FIGURA 9b). Cerca de 53% da precipitação anual ocorre durante os quatro meses com maior concentração de chuvas, enquanto nos meses mais secos esse valor é de cerca de 14%.

TABELA 7 – COMPONENTES DO BALANÇO HÍDRICO DA MICROBACIA B, PARA O PERÍODO DE 1986 A 2013

Ano	Precipitação (mm)	Deflúvio (mm)	Escoamento direto (mm)	Escoamento de base (mm)	Perda de água (mm)
1986	2229,8	1862,1	682,4	1179,7	367,7
1987	2052,3	1468,0	557,8	910,2	584,2
1988	2201,0	1514,1	552,8	961,3	686,9
1989	1738,8	1194,6	492,6	702,0	544,2
1990	2089,1	1609,6	663,0	946,6	479,5
1991	1753,9	1163,3	530,6	632,7	590,6
1992	1843,4	1710,7	619,8	1090,9	132,7
1993	1774,5	1309,4	563,2	746,2	465,1
1994	1902,9	1470,4	633,7	836,7	432,5
1995	2428,6	2319,7	969,3	1350,4	108,9
1996	1490,1	929,0	340,0	589,0	561,1
1997	1701,6	1220,8	513,1	707,7	480,8
1998	1552,5	1341,6	513,2	828,4	210,9
1999	1823,4	1669,6	720,0	949,6	153,8
2000	1508,1	930,4	337,6	592,8	577,7
2001	1437,3	835,1	323,3	511,9	602,2
2002	1501,8	957,6	459,1	498,5	544,1
2003	1887,3	1328,1	605,8	722,3	559,2
2004	2188,0	1691,9	730,1	961,8	496,1
2005	1703,4	1360,9	503,4	857,5	342,5
2006	1723,7	1113,6	458,6	655,0	610,1
2007	1888,5	1136,2	466,5	669,7	752,3
2008	2148,9	1458,9	545,4	913,6	690,0
2009	2512,7	2358,0	1201,9	1156,2	154,8
2010	2102,1	1946,3	773,0	1173,3	155,8
2011	1584,8	941,4	361,9	579,5	643,3
2012	1610,6	1060,8	426,0	634,8	549,8
2013	1728,5	823,4	282,0	541,4	905,1
<b>Média</b>	1861,0	1383,1	565,2	817,8	477,9
<b>% da Precipitação</b>	<b>100</b>	<b>74,32</b>	<b>30,37</b>	<b>43,95</b>	<b>25,68</b>

FONTE: A AUTORA (2019).

### 3.3.3.3 Microbacia D

Ao longo dos 32 anos de monitoramento, a microbacia D apresentou tendência de diminuição significativa para precipitação total anual ( $\tau = -0,262$ ; valor- $p = 0,03$ ) e para perda de água total anual ( $\tau = -0,335$ ; valor- $p = 0,007$ ). A precipitação apresentou média de  $2.097 \pm 346$  mm, a mínima ocorreu no ano 2001/2002 e a máxima em 1984/1985, equivalentes a 1.665 mm e 3.062 mm, respectivamente. A média da perda de água foi de  $505 \pm 271$  mm (24,09% da

precipitação), mínima de 61 mm e máxima de 1.174 mm, que ocorreram nos anos 2002/2003 e 1985/1986, respectivamente. O deflúvio total anual não apresentou tendência significativa ( $\tau = -0,06$ ;  $\text{valor-p} = 0,59$ ), com média equivalente a  $1.592 \pm 438$  mm, mínima de 783 mm e máxima de 2.722 mm, ocorrendo nos anos 1996/1997 e 1984/1985, respectivamente (TABELA 8; FIGURA 8c).

TABELA 8 – COMPONENTES DO BALANÇO HÍDRICO DA MICROBACIA D, PARA O PERÍODO DE 1982 A 2013

Ano	Precipitação (mm)	Deflúvio (mm)	Escoamento direto (mm)	Escoamento de base (mm)	Perda de água (mm)
1982	2568,9	1827,1	409,0	1418,1	741,8
1983	1841,8	1346,3	291,0	1055,3	495,5
1984	3061,7	2721,5	1166,1	1555,4	340,2
1985	2356,8	1183,0	310,2	872,9	1173,7
1986	2552,0	1969,8	498,4	1471,4	582,2
1987	2124,8	1592,3	401,7	1190,6	532,5
1988	2334,4	1521,6	367,3	1154,3	812,8
1989	1824,2	1199,6	306,4	893,2	624,6
1990	2198,7	1798,5	487,6	1310,9	400,1
1991	1778,9	1247,1	403,2	843,9	531,8
1992	2030,7	1357,9	425,5	932,4	672,8
1993	2059,0	1437,1	452,0	985,1	621,9
1994	2155,7	1570,1	439,0	1131,1	585,6
1995	2375,2	1730,9	594,0	1136,9	644,3
1996	1777,7	783,4	259,7	523,7	994,2
1997	2114,4	1218,9	481,9	737,0	895,5
1998	2098,1	1457,8	571,9	885,9	640,3
1999	2173,4	1551,9	731,5	820,4	621,5
2000	1668,1	920,3	323,4	596,9	747,8
2001	1665,1	1263,6	434,7	828,9	401,5
2002	1742,4	1681,7	557,2	1124,5	60,8
2003	2102,9	1968,1	599,4	1368,7	134,9
2004	2316,4	2218,3	757,7	1460,6	98,1
2005	1850,6	1705,1	473,9	1231,2	145,5
2006	1797,0	1299,7	476,1	823,6	497,3
2007	1829,3	1501,1	483,7	1017,4	328,2
2008	2217,5	1733,6	423,2	1310,4	483,8
2009	2802,4	2661,6	1092,0	1569,6	140,8
2010	2452,3	2264,9	693,4	1571,5	187,5
2011	1719,8	1366,0	279,3	1086,7	353,8
2012	1751,6	1612,4	619,9	992,6	139,3
2013	1754,0	1224,0	334,2	889,8	530,1
<b>Média</b>	2096,7	1591,7	504,5	1087,2	505,0
<b>% da Precipitação</b>	<b>100</b>	<b>75,91</b>	<b>24,06</b>	<b>51,85</b>	<b>24,09</b>

FONTE: A AUTORA (2019).

O escoamento de base foi o principal componente do deflúvio (68,30%), correspondendo a 51,85% da precipitação anual (TABELA 8). O valor médio obtido foi de  $1.087 \pm 282$  mm e não apresentou tendência significativa de aumento ou diminuição durante o período avaliado ( $\tau = -0,03$ ;  $\text{valor-p} = 0,81$ ). O escoamento direto (31,70% do deflúvio) apresentou média de  $505 \pm 208$  mm, o que corresponde a 24,06% da precipitação (TABELA 8). Para esta variável também não foi verificada tendência significativa ( $\tau = 0,22$ ;  $\text{valor-p} = 0,08$ ).

Em escala sazonal, o período chuvoso apresentou média de  $1.104 \pm 281$  mm de precipitação e  $730 \pm 288$  mm de deflúvio, enquanto o período seco teve média de  $292 \pm 82$  mm de precipitação e  $416 \pm 108$  mm de deflúvio (FIGURA 9c). Cerca de 53% da precipitação anual ocorre durante os quatro meses com maior concentração de chuvas, enquanto nos meses mais secos esse valor é de cerca de 14%.

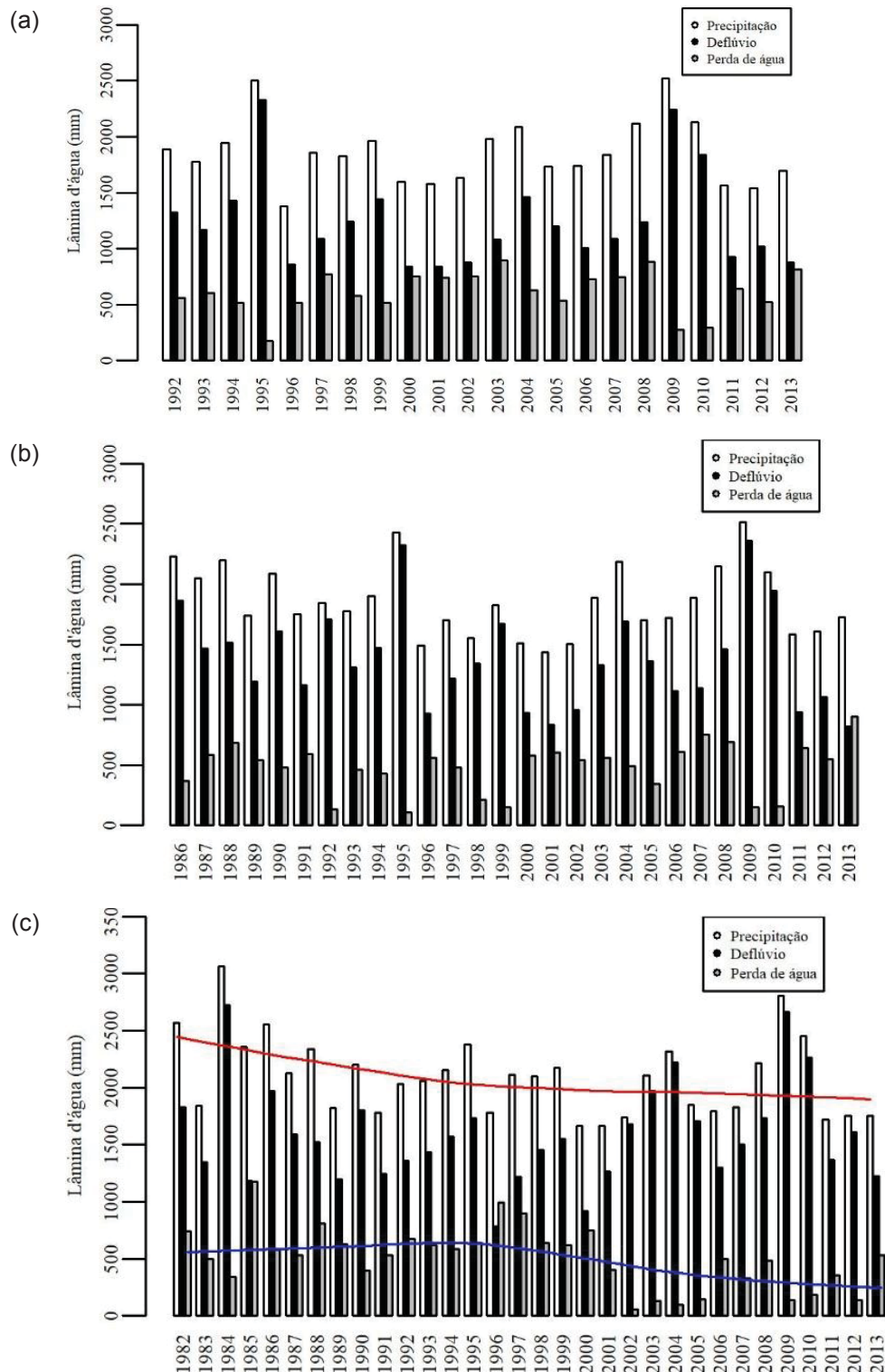
Um resumo dos valores médios anuais obtidos para variáveis hidro-climáticas das microbacias A, B e D são apresentados na TABELA 9.

TABELA 9 – VALORES MÉDIOS ANUAIS DE TEMPERATURA (T), PRECIPITAÇÃO (P), DEFLÚVIO (Q), ESCOAMENTO DIRETO (QD), ESCOAMENTO DE BASE (QB) E PERDA DE ÁGUA (PD) OBTIDOS AO LONGO DO PERÍODO DE MONITORAMENTO PARA AS MICROBACIAS A, B E D

	<b>Microbacia A (n=22)</b>	<b>Microbacia B (n=28)</b>	<b>Microbacia D (n=32)</b>
<b>T (°C)</b>	$17,2 \pm 1$	$17 \pm 1,2$	$16,9 \pm 1,2$
<b>P (mm)</b>	$1.859 \pm 290$	$1.861 \pm 290$	$2.097 \pm 346$
<b>Q (mm)</b>	$1.247 \pm 419$	$1.383 \pm 409$	$1.592 \pm 438$
<b>Qd (mm)</b>	$404 \pm 155$	$565 \pm 197$	$505 \pm 208$
<b>Qb (mm)</b>	$843 \pm 269$	$818 \pm 229$	$1.087 \pm 282$
<b>PD (mm)</b>	$612 \pm 190$	$478 \pm 206$	$505 \pm 271$

FONTE: A AUTORA (2019).

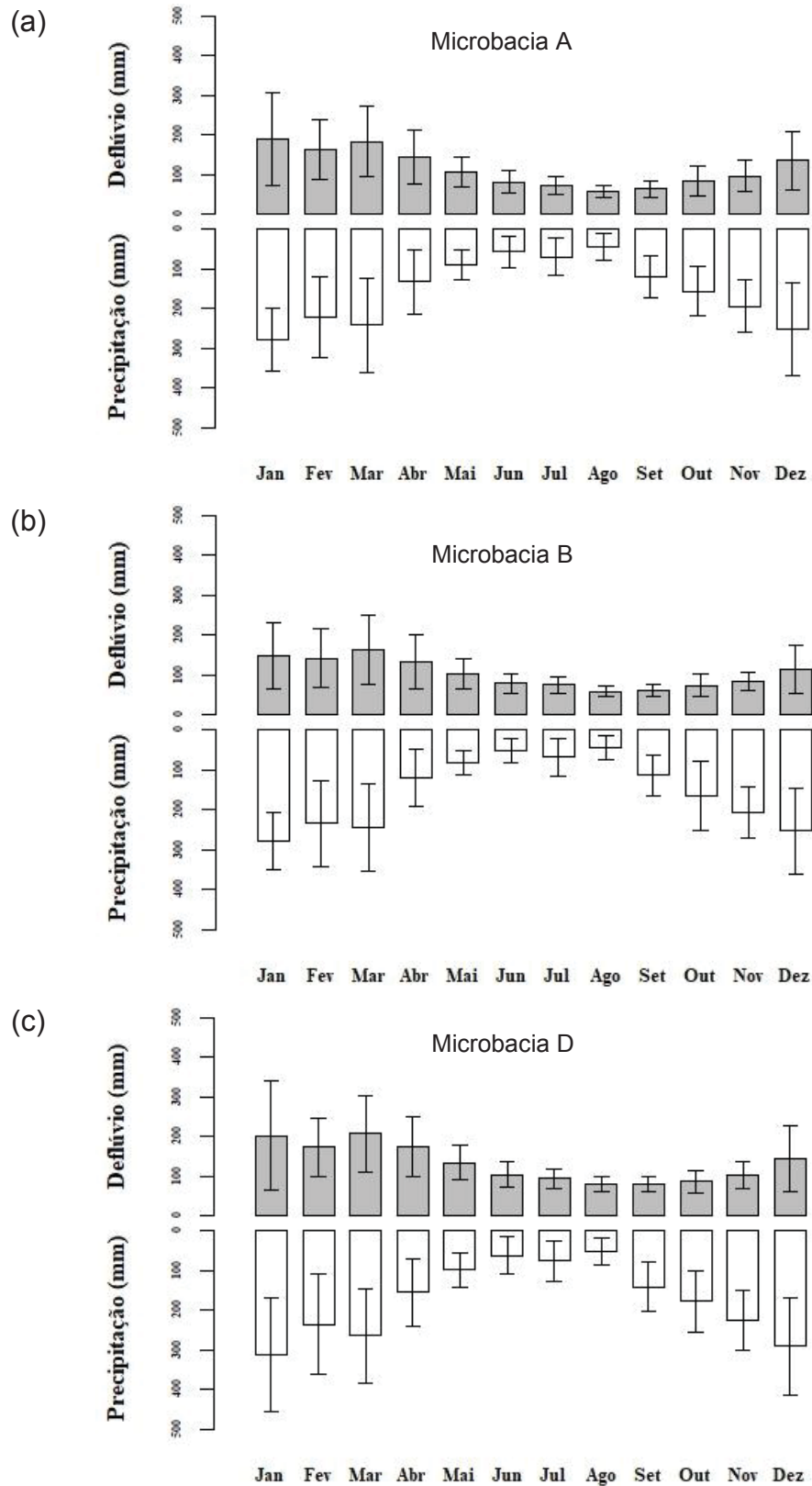
FIGURA 8 – PRECIPITAÇÃO, DEFLÚVIO E PERDA DE ÁGUA AO LONGO DOS ANOS DE MONITORAMENTO DAS MICROBACIAS A (A), B (B) E D (C) LOCALIZADAS NO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO MAR - NÚCLEO CUNHA



FONTE: A AUTORA (2019).

LEGENDA: A LINHA AZUL INDICA TENDÊNCIA SIGNIFICATIVA DE DIMINUIÇÃO DA PERDA DE ÁGUA (MANN-KENDALL;  $\tau = -0,335$ ; VALOR-P = 0,007), ENQUANTO A LINHA VERMELHA INDICA TENDÊNCIA SIGNIFICATIVA DE DIMINUIÇÃO DA PRECIPITAÇÃO (MANN-KENDALL;  $\tau = -0,262$ ; VALOR-P = 0,03). NOS CASOS DE AUSÊNCIA DE LINHAS NÃO FORAM OBSERVADAS TENDÊNCIAS SIGNIFICATIVAS.

FIGURA 9 – PRECIPITAÇÃO E DEFLÚVIO MENSAL MÉDIO OBTIDOS AO LONGO DO PERÍODO DE MONITORAMENTO NAS MICROBACIAS A (A), B (B) E D (C), LOCALIZADAS NO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO MAR, NÚCLEO CUNHA



FONTES: A AUTORA (2019).

LEGENDA: AS BARRAS ASSOCIADAS ÀS MÉDIAS REPRESENTAM O DESVIO PADRÃO.



### 3.3.4 Seleção dos modelos

#### 3.3.4.1 Microbacia A

De maneira geral, todas as variáveis utilizadas foram importantes para explicar os parâmetros hidrológicos anuais analisados (TABELA 10). Para o rendimento hídrico, o melhor modelo foi aquele que apresentou relação negativa significativa apenas com a temperatura média anual ( $F_{1;15} = 8,34$ ; valor-p = 0,01;  $r^2 = 0,31$ ; FIGURA 10a). No caso do índice de escoamento de base, o melhor modelo foi aquele que contemplou apenas a precipitação ( $F_{1;20} = 5,52$ ; valor-p = 0,03;  $r^2 = 0,17$ ; FIGURA 10b), demonstrando que o aumento desse parâmetro hidrológico foi explicado, prioritariamente, pela diminuição da precipitação. Já para o parâmetro coeficiente de escoamento direto, o melhor modelo apresentou como variáveis a precipitação total anual e a cobertura de floresta avançada ( $F_{2;11} = 11,91$ ; valor-p = 0,001;  $r^2 = 0,62$ ; FIGURA 10c), tendo com a primeira, mais importante no modelo, relação positiva e com a segunda relação negativa significativa.

TABELA 10 – COEFICIENTES E ÍNDICES DE CORRELAÇÃO AJUSTADOS ( $R^2$ ) DOS MELHORES MODELOS QUE REPRESENTARAM A RELAÇÃO ENTRE PRECIPITAÇÃO (P), TEMPERATURA (T) E COBERTURA FLORESTAL EM ESTÁGIO AVANÇADO (V) COM OS PARÂMETROS HIDROLÓGICOS RENDIMENTO HÍDRICO (RH), ÍNDICE DE ESCOAMENTO DE BASE ( $IQ_B$ ) E COEFICIENTE DE ESCOAMENTO ( $CQ_D$ ) EM ESCALA ANUAL E SAZONAL PARA MICROBACIA A

		P	T	V	Intercepto	$R^2$	valor-p
Anual	RH	-	-4,714	-	142,90	0,31	0,01
	$IQ_b$	-0,004	-	-	76,31	0,17	0,03
	$CQ_d^*$	2,386	-	-1,882	20,24	0,62	0,001
Chuvosa	RH	0,020	-	-	26,57	0,23	0,01
	$IQ_b$	-0,015	-	-	75,01	0,47	0,0002
	$CQ_d^*$	4,298	-	-1,634	21,87	0,79	0,0001
Seca	RH	-0,510	-	-	263,92	0,34	0,0002
	$IQ_b$	-0,043	-	-	86,34	0,30	0,004
	$CQ_d$	-	-2,583	-	67,25	0,04	0,2

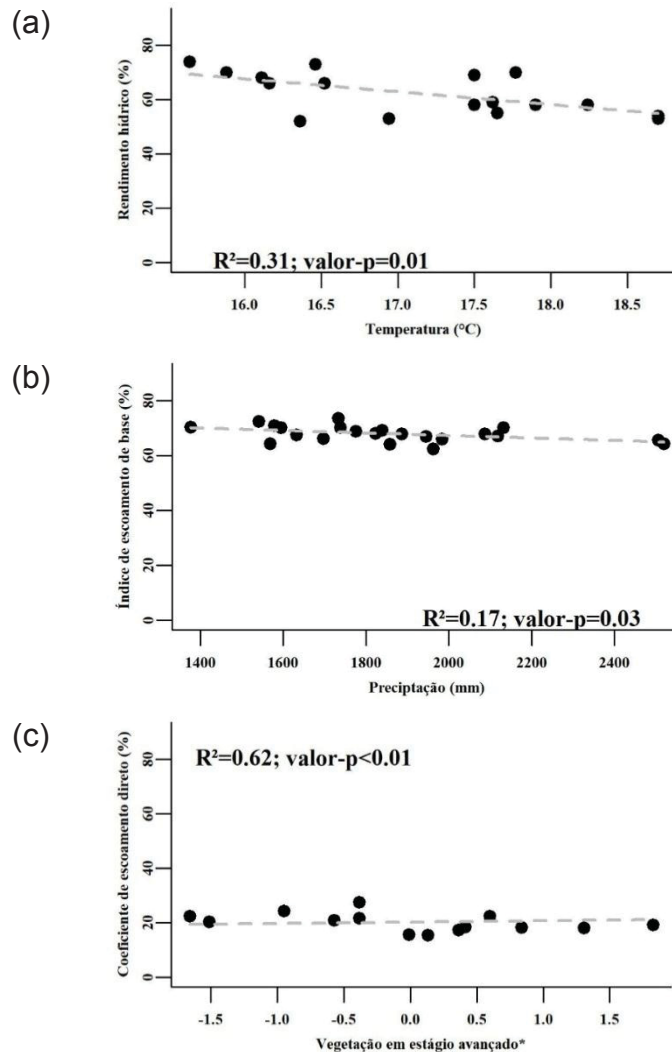
FONTE: A AUTORA (2019).

LEGENDA: \*UNIDADES EM ESCALA PADRONIZADA.

Em relação às análises sazonais, a precipitação total foi a variável mais importante e participou de todos os modelos obtidos para estação chuvosa (TABELA 10), apresentando relação significativa negativa com o índice de escoamento de base ( $F_{1;20} = 19,79$ ; valor-p = 0,0002;  $r^2 = 0,47$ ; FIGURA 11b) e positiva com o rendimento hídrico ( $F_{1;20} = 7,31$ ; valor-p = 0,01;  $r^2 = 0,23$ ; FIGURA 11a) e coeficiente de

escoamento direto ( $F_{2;12} = 28,69$ ; valor-p = 0,0001;  $r^2 = 0,79$ ; FIGURA 11c). Além da precipitação, o modelo obtido para o coeficiente de escoamento direto também apresentou relação negativa significativa com a vegetação. Na estação seca a precipitação apresentou relação negativa significativa com os parâmetros rendimento hídrico ( $F_{1;20} = 11,99$ ; valor-p = 0,002;  $r^2 = 0,34$ ; FIGURA 11d) e índice de escoamento de base ( $F_{1;20} = 10,31$ ; valor-p = 0,004;  $r^2 = 0,30$ ; FIGURA 11e). Para o coeficiente de escoamento direto, o melhor modelo foi aquele que apresentou relação negativa com a temperatura média anual ( $F_{1;16} = 1,76$ ; valor-p = 0,2;  $r^2 = 0,04$ ; FIGURA 11f). Entretanto, a relação não foi significativa (TABELA 10).

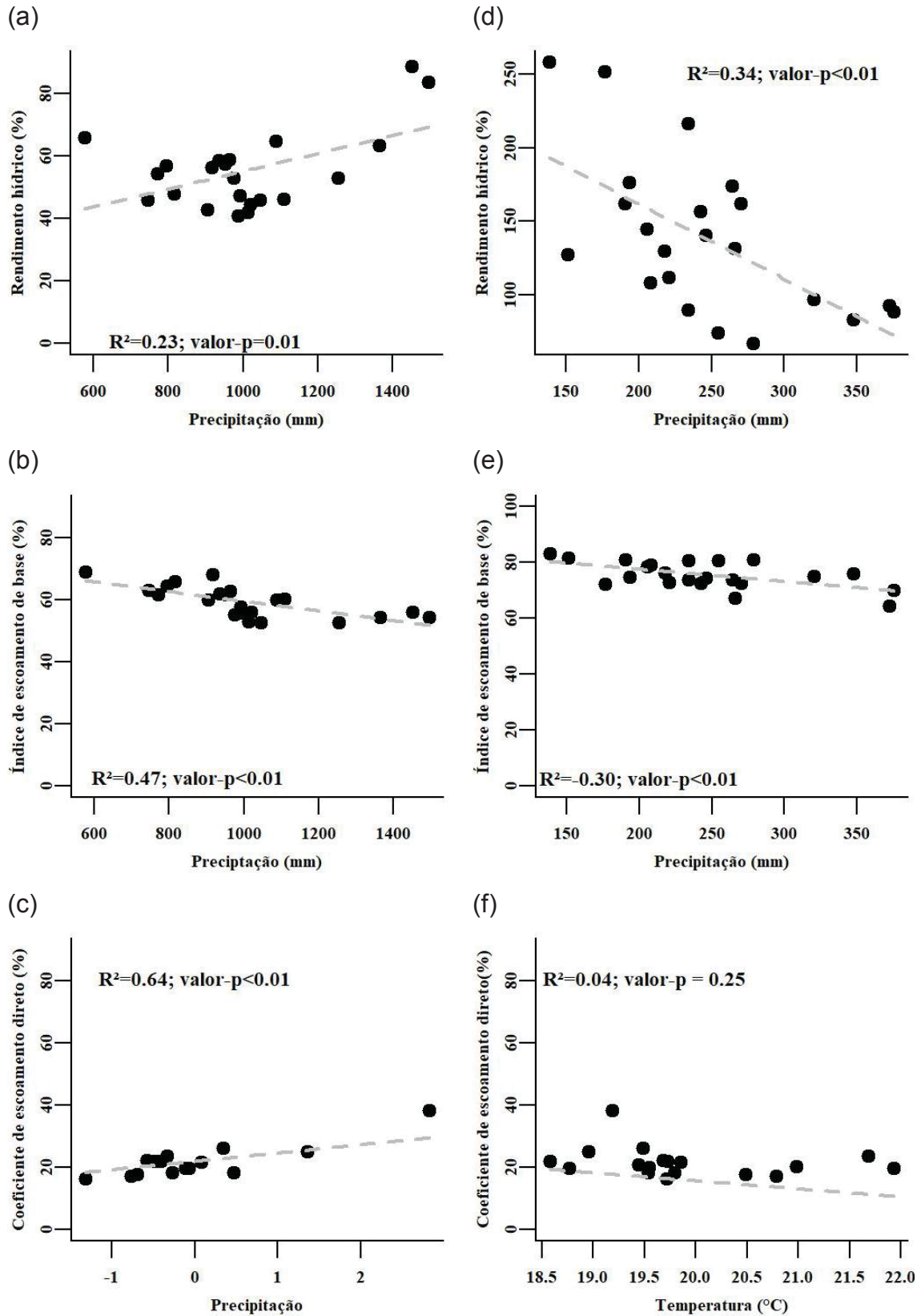
FIGURA 10 – RELAÇÃO ENTRE O RENDIMENTO HÍDRICO (A), O ÍNDICE DE ESCOAMENTO DE BASE (B) E O COEFICIENTE DE ESCOAMENTO DIRETO (C), COM AS VARIÁVEIS PREDITORAS DE MAIOR PESO DOS MODELOS OBTIDOS PARA MICROBACIA A, EM ESCALA ANUAL



FONTE: A AUTORA (2019).

LEGENDA: \*UNIDADE EM ESCALA PADRONIZADA.

FIGURA 11 – RELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS HIDROLÓGICAS (RENDIMENTO HÍDRICO, ÍNDICE DE ESCOAMENTO DE BASE E COEFICIENTE DE ESCOAMENTO DIRETO) COM AS VARIÁVEIS PREDITORAS DE MAIOR PESO DOS MODELOS OBTIDOS PARA MICROBACIA A NAS ESTAÇÕES CHUVOSA (A, B, C) E SECA (D, E, F)



FONTE: A AUTORA (2019).

### 3.3.4.2 Microbacia B

Em escala anual, o modelo obtido para o rendimento hídrico foi significativo e apresentou relação positiva com a precipitação ( $F_{1;26} = 13,29$ ; valor-p = 0,001;  $r^2 = 0,31$ ; FIGURA 12a). O modelo obtido para o índice de escoamento de base contemplou a cobertura vegetal, no entanto, a relação não foi significativa ( $F_{1;20} = 1,01$ ; valor-p = 0,32;  $r^2 = 0,01$ ; FIGURA 12b). Para o coeficiente de escoamento direto, o modelo contemplou a variável precipitação em uma relação positiva significativa ( $F_{1;26} = 13,3$ ; valor-p = 0,001;  $r^2 = 0,31$ ; FIGURA 12c; TABELA 11).

TABELA 11 – COEFICIENTES E ÍNDICES DE CORRELAÇÃO AJUSTADOS ( $R^2$ ) DOS MELHORES MODELOS QUE REPRESENTARAM A RELAÇÃO ENTRE PRECIPITAÇÃO (P), TEMPERATURA (T) E COBERTURA FLORESTAL EM ESTÁGIO AVANÇADO (V) COM OS PARÂMETROS HIDROLÓGICOS RENDIMENTO HÍDRICO (RH), ÍNDICE DE ESCOAMENTO DE BASE (IQ<sub>B</sub>) E COEFICIENTE DE ESCOAMENTO (CQ<sub>D</sub>) EM ESCALA ANUAL E SAZONAL PARA MICROBACIA B

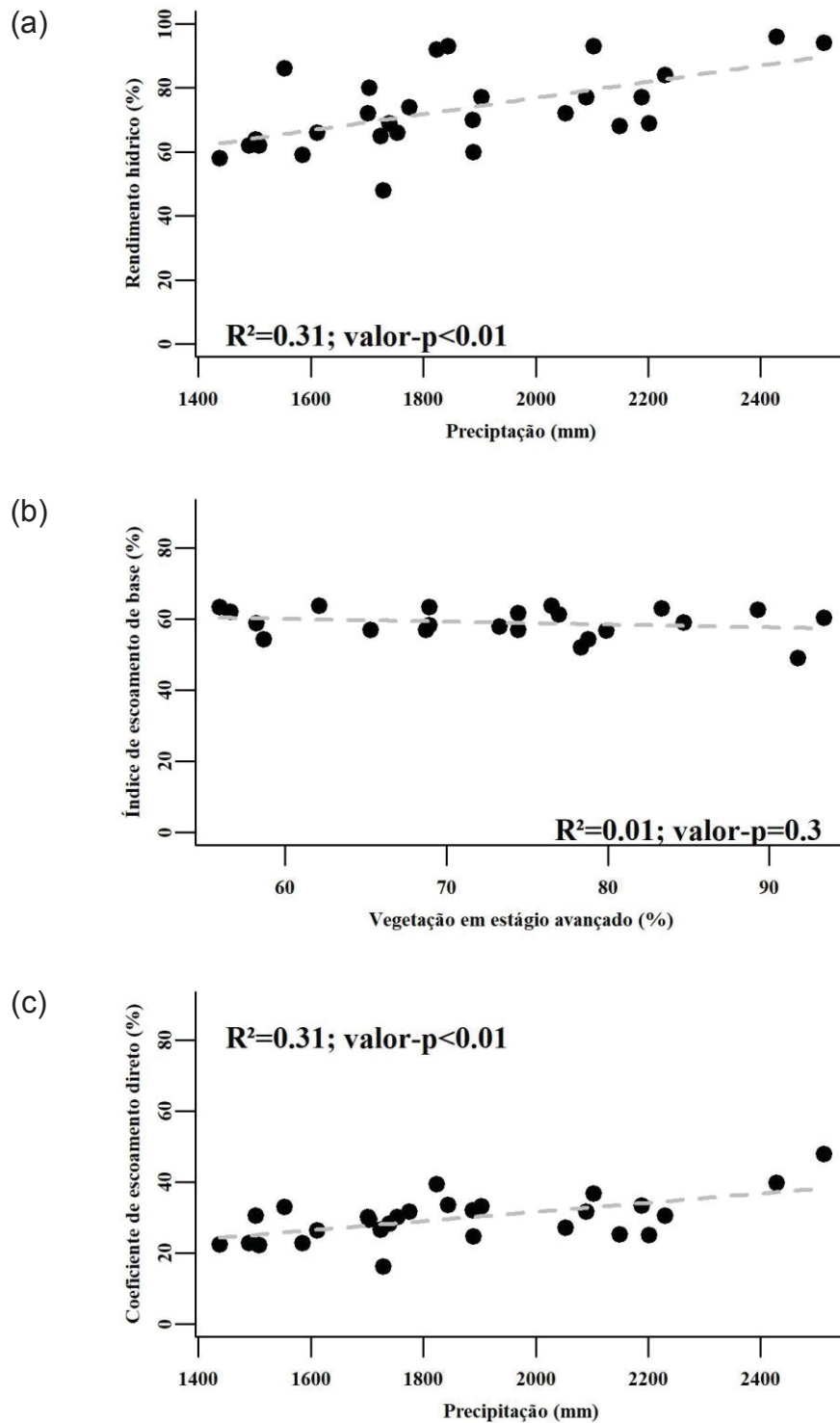
		<b>P</b>	<b>T</b>	<b>V</b>	<b>Intercepto</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>valor-p</b>
<b>Anual</b>	<b>RH</b>	0,025	-	-	26,26	0,31	0,001
	<b>IQ<sub>B</sub></b>	-	-	-0,079	64,80	0,01	0,32
	<b>CQ<sub>D</sub></b>	0,012	-	-	5,74	0,31	0,001
<b>Chuvosa</b>	<b>RH</b>	0,026	-	-	39,89	0,16	0,01
	<b>IQ<sub>B</sub></b>	-0,021	-	-	70,98	0,45	0,0001
	<b>CQ<sub>D</sub></b>	0,029	-	-	4,39	0,53	0,00001
<b>Seca</b>	<b>RH</b>	-0,283	-	-	201,90	0,17	0,01
	<b>IQ<sub>B</sub></b>	-	-	-0,080	77,71	-0,01	0,34
	<b>CQ<sub>D</sub></b>	-	-2,27	-	66,82	0,02	0,23

FONTE: A AUTORA (2019).

Em escala sazonal a precipitação total foi a variável mais importante para explicar os parâmetros hidrológicos, especialmente na estação chuvosa, apresentado relação linear positiva com o rendimento hídrico ( $F_{1;26} = 6,42$ ; valor-p = 0,01;  $r^2 = 0,16$ ; FIGURA 13a) e com o coeficiente de escoamento direto ( $F_{1;26} = 23,09$ ; valor-p = 0,00001;  $r^2 = 0,53$ ; FIGURA 13c) e negativa com o índice de escoamento de base ( $F_{1;26} = 23,09$ ; valor-p = 0,0001;  $r^2 = 0,45$ ; FIGURA 13b). Já na estação seca, a precipitação total anual foi importante apenas para explicar o rendimento hídrico ( $F_{1;26} = 6,60$ ; valor-p = 0,01;  $r^2 = 0,17$ ; FIGURA 13d). Para os demais parâmetros, a cobertura de vegetação em estágio avançado foi a única variável que compôs o modelo para o índice de escoamento de base ( $F_{1;20} = 0,92$ ; valor-p = 0,34;  $r^2 = -0,01$ ; FIGURA 13e) e a temperatura foi a única variável que compôs o modelo para o

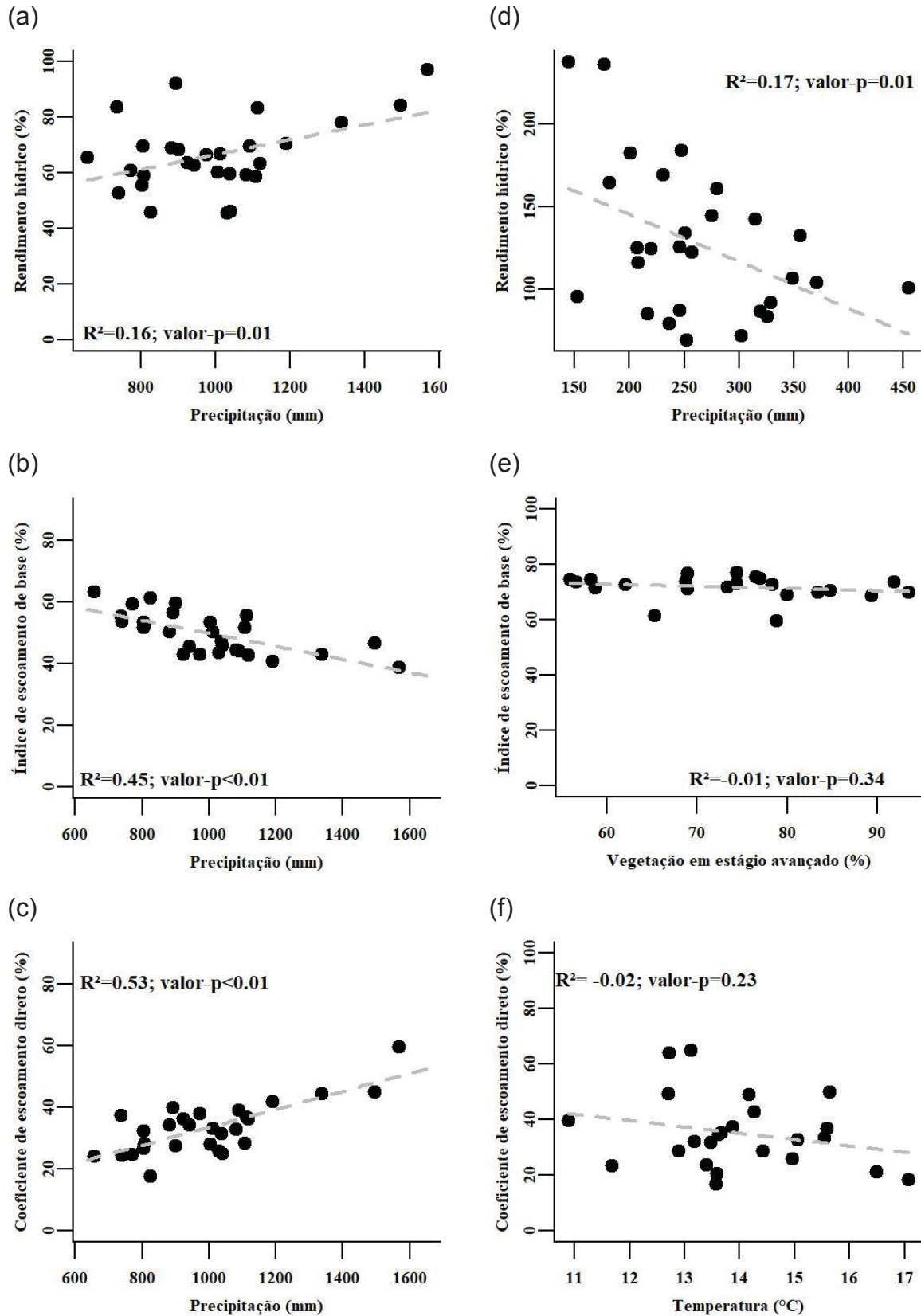
coeficiente de escoamento direto ( $F_{1;22} = 1,47$ ; valor- $p = 0,23$ ;  $r^2 = 0,02$ ; FIGURA 13f). Porém, para ambos não houve significância estatística (TABELA 11).

FIGURA 12 – RELAÇÃO ENTRE O RENDIMENTO HÍDRICO (A), O ÍNDICE DE ESCOAMENTO DE BASE (B) E O COEFICIENTE DE ESCOAMENTO DIRETO (C), COM AS VARIÁVEIS PREDITORAS DE MAIOR PESO DOS MODELOS OBTIDOS PARA MICROBACIA B, EM ESCALA ANUAL



FONTE: A AUTORA (2019).

FIGURA 13 – RELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS HIDROLÓGICAS (RENDIMENTO HÍDRICO, ÍNDICE DE ESCOAMENTO DE BASE E COEFICIENTE DE ESCOAMENTO DIRETO) COM AS VARIÁVEIS PREDITORAS DE MAIOR PESO DOS MODELOS OBTIDOS PARA MICROBACIA B NAS ESTAÇÕES CHUVOSA (A, B, C) E SECA (D, E, F)



FONTE: A AUTORA (2019).

### 3.3.4.3 Microbacia D

Em escala anual a cobertura de floresta em estágio avançado na microbacia foi a única variável que explicou o padrão dos parâmetros hidrológicos (TABELA 12). Essa variável teve uma relação linear positiva significativa com o rendimento hídrico ( $F_{1;22} = 7,07$ ; valor-p = 0,01;  $r^2 = 0,21$ ; FIGURA 14a), demonstrando que o aumento e desenvolvimento da cobertura florestal foi importante para aumentar a produção de água na microbacia. Igualmente, o coeficiente de escoamento direto também demonstrou relação linear positiva significativa com a variável ( $F_{1;22} = 18,37$ ; valor-p = 0,0002;  $r^2 = 0,43$ ; FIGURA 14c). No entanto, o índice de escoamento de base teve uma relação linear negativa significativa ( $F_{1;22} = 4,95$ ; valor-p = 0,03;  $r^2 = 0,14$ ; FIGURA 14b).

TABELA 12 – COEFICIENTES E ÍNDICES DE CORRELAÇÃO AJUSTADOS ( $R^2$ ) DOS MELHORES MODELOS QUE REPRESENTARAM A RELAÇÃO ENTRE PRECIPITAÇÃO (P), TEMPERATURA (T) E COBERTURA FLORESTAL EM ESTÁGIO AVANÇADO (V) COM OS PARÂMETROS HIDROLÓGICOS RENDIMENTO HÍDRICO (RH), ÍNDICE DE ESCOAMENTO DE BASE ( $IQ_B$ ) E COEFICIENTE DE ESCOAMENTO ( $CQ_D$ ) EM ESCALA ANUAL E SAZONAL PARA MICROBACIA D

		P	T	V	Intercepto	$R^2$	valor-p
Anual	RH	-	-	2,211	-39,81	0,21	0,01
	$IQ_b$	-	-	-0,711	114,17	0,14	0,03
	$CQ_d$	-	-	1,347	-46,00	0,43	0,0002
Chuvosa	RH	-	-	1,605	-18,71	0,09	0,08
	$IQ_b$	-0,023	-	-	85,53	0,27	0,001
	$CQ_d^*$	2,870	-	3,022	25,18	0,32	0,01
Seca	$RH^*$	-27,650	-	17,982	146,11	0,39	0,002
	$IQ_b$	-	-	-1,079	131,76	0,23	0,01
	$CQ_d^*$	-10,961	-	8,198	35,53	0,54	0,0001

FONTE: A AUTORA (2019).

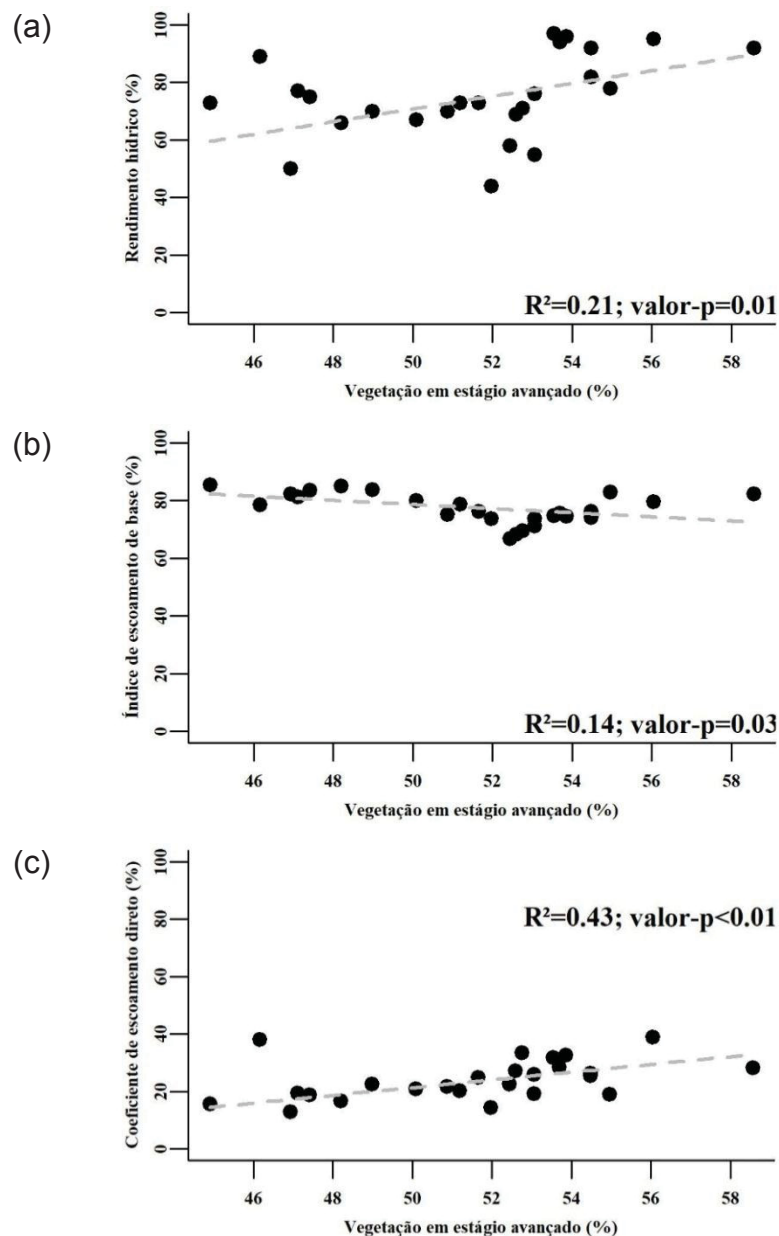
LEGENDA: \*UNIDADES EM ESCALA PADRONIZADA.

Na estação chuvosa, a cobertura de floresta avançada foi importante para explicar o rendimento hídrico, apresentando uma relação linear positiva, embora não significativa estatisticamente ( $F_{1;22} = 3,39$ ; valor-p = 0,08;  $r^2 = 0,09$ ; FIGURA 15a). Para o índice de escoamento de base, a variável mais importante foi a precipitação total, com a qual apresentou relação linear negativa significativa ( $F_{1;29} = 12,32$ ; valor-p = 0,001;  $r^2 = 0,27$ ; FIGURA 15b). Já o modelo obtido para coeficiente de escoamento direto contemplou as variáveis precipitação e cobertura de floresta avançada, com relação positiva com ambas e maior peso para a segunda ( $F_{1;17} = 5,43$ ; valor-p = 0,01;  $r^2 = 0,32$ ; FIGURA 15c). Na estação seca, a cobertura de floresta também foi a variável



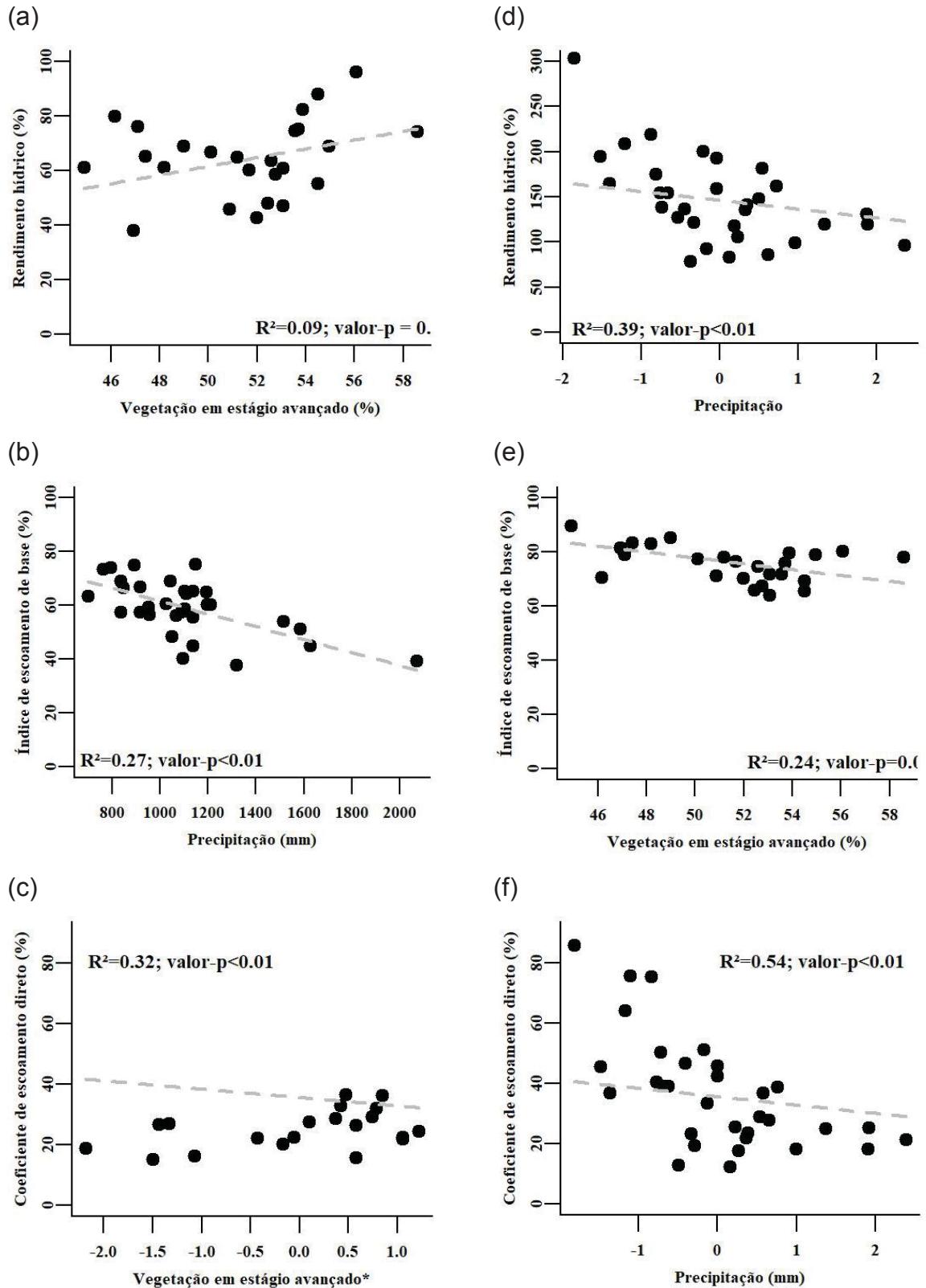
mais importante, participando do modelo obtido para as três variáveis hidrológicas. Para o rendimento hídrico e o coeficiente de escoamento direto, além da relação positiva com a cobertura florestal, os modelos também apresentaram relação negativa com a precipitação ( $F_{2;21} = 8,43$ ; valor-p = 0,002;  $r^2 = 0,39$ ; FIGURA 15d /  $F_{1;21} = 14,65$ ; valor-p = 0,0001;  $r^2 = 0,54$ ; FIGURA 15f, respectivamente). Para o índice de escoamento de base a relação com a cobertura florestal foi negativa e significativa ( $F_{1;22} = 8,18$ ; valor-p = 0,01;  $r^2 = 0,23$ ; FIGURA 15e).

FIGURA 14 – RELAÇÃO ENTRE O RENDIMENTO HÍDRICO (A), O ÍNDICE DE ESCOAMENTO DE BASE (B) E O COEFICIENTE DE ESCOAMENTO DIRETO (C), COM AS VARIÁVEIS PREDITORAS DE MAIOR PESO DOS MODELOS OBTIDOS PARA MICROBACIA D, EM ESCALA ANUAL



FONTE: A AUTORA (2019).

FIGURA 15 – RELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS HIDROLÓGICAS (RENDIMENTO HÍDRICO, ÍNDICE DE ESCOAMENTO DE BASE E COEFICIENTE DE ESCOAMENTO DIRETO) COM AS VARIÁVEIS PREDITORAS DE MAIOR PESO DOS MODELOS OBTIDOS PARA MICROBACIA D NAS ESTAÇÕES CHUVOSA (A, B, C) E SECA (D, E, F)

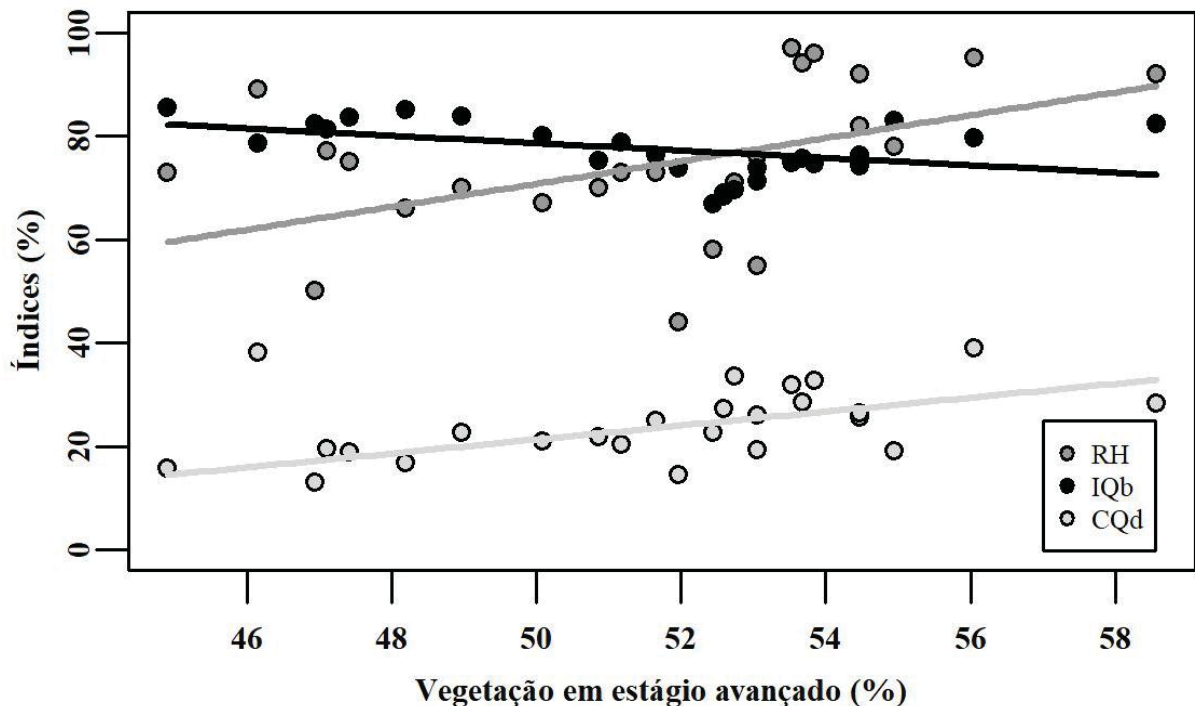


FONTE: A AUTORA (2019).

LEGENDA: \*UNIDADE EM ESCALA PADRONIZADA.

Na FIGURA 16 estão representadas as relações encontradas entre a cobertura florestal em estágio sucessional avançado e os processos hidrológicos avaliados na microbacia D.

FIGURA 16 – RELAÇÃO DAS VARIÁVEIS HIDROLÓGICAS RENDIMENTO HÍDRICO (RH), ÍNDICE DE ESCOAMENTO DE BASE (IQB) E COEFICIENTE DE ESCOAMENTO DIRETO (CQD) COM A COBERTURA FLORESTAL EM ESTÁGIO AVANÇADO PARA A MICROBACIA D



FONTE: A AUTORA (2019).

### 3.4 DISCUSSÃO

#### 3.4.1 Dinâmica da vegetação

De acordo com os mapas construídos (FIGURA 6) e com as curvas de porcentagem de cobertura do solo ao longo dos anos (FIGURA 7), observa-se que a região está em pleno processo de regeneração natural, com redução das áreas em estágio inicial e aumento das áreas em estágio avançado. A evolução sucessional identificada na cobertura florestal das três microbacias é um resultado esperado, uma vez que desde de 1974 a área se encontra protegida de fatores antrópicos de perturbação, devido ao estabelecimento da Unidade de Conservação. A bacia com maior variação fisionômica foi a D, visto que foi a que teve maior percentual de

conversão de áreas iniciais para estágios mais avançados ao longo do período de monitoramento. O maior percentual de áreas em estágio inicial no início do monitoramento na microbacia D confirma informações obtidas com funcionários do PESH de que a mesma foi a mais desmatada antes da criação da unidade de conservação. Segundo Arcova e Cicco (1997), cerca de 15% a 20% da microbacia D teve pastos até 1985. Essa informação condiz com os resultados encontrados no presente estudo (19,15% de áreas iniciais em 1984). As microbacias A e B apresentaram elevada conversão de áreas em estágio médio de sucessão para áreas avançadas, revelando o amadurecimento da cobertura florestal.

#### 3.4.2 Condições climáticas e dinâmica hidrológica das microbacias

Em estudo sobre as condições climáticas predominantes em áreas de florestas nebulares em todo o mundo, Jarvis e Mulligan (2011) encontraram que a temperatura média destes locais é de  $17,7 \pm 5$  °C, valor condizente ao da região do presente estudo. Os valores da precipitação média anual das três microbacias (TABELA 9) também estão dentro da média de  $2.027 \pm 831$  mm relatada por Jarvis e Mulligan (2011). Os padrões sazonais da precipitação (0,36 para microbacia A e 0,34 para as microbacias B e D), calculados com o índice de sazonalidade de Markham (1970), também condizem com o valor médio de  $0,32 \pm 0,18$  encontrados para outras florestas nebulares (JARVIS & MULLIGAN, 2011). O índice de sazonalidade varia de 0 a 1, com 0 representando climas sem variações intra-anuais, e 1 representando climas em que toda chuva ocorre em um único mês (MARKHAM, 1970). O valor obtido indica uma variação sazonal relativamente baixa, confirmando a inexistência de um período seco muito demarcado ao longo do ano. Segundo Arcova et al. (2016), a proximidade da Serra do Mar com o Oceano Atlântico, nesse trecho do estado de São Paulo, é responsável pela existência de pluviosidade no inverno, conduzindo à existência de um período menos úmido que, no entanto, não se caracteriza como seco.

De uma maneira geral, as três microbacias contribuem com elevados deflúvios e um regime de vazão estável durante todo o ano. O alto rendimento hídrico das microbacias A, B e D, correspondentes a 67%, 74% e 76% da precipitação anual, respectivamente, estão próximos ao rendimento hídrico (73%) obtido para a categoria de TCMF definida por Bruijnzeel et al. (2011) como *Upper Montane Cloud Forest*

(UMCF), apesar dos valores médios de precipitação (2.917 mm) e deflúvio (2.134 mm) descritos pelos autores diferirem dos encontrados no presente estudo (TABELA 9).

O elevado rendimento hídrico observado nas microbacias em questão ocorre em decorrência das baixas taxas evapotranspirativas que prevalecem na região, devido a características climáticas, como baixas temperaturas, elevada umidade do ar e nevoeiros intensos que ocorrem por longos períodos (FUJIEDA et al., 1997; ARCOVA et al., 1998; ARCOVA et al., 2016). Além da baixa demanda evapotranspirativa, em florestas nebulares pode ocorrer a entrada adicional de água através da interceptação de umidade de nevoeiros, fazendo com que os deflúvios destes ecossistemas sejam muito altos (BRUIJNZEEL & PROCTOR, 1995). Em ambientes não afetados por nevoeiros, os deflúvios tendem a ser menores, uma vez que as taxas evapotranspirativas são maiores (BRUIJNZEEL, 2001). Segundo Bruijnzeel e Proctor (1995), em florestas com reduzida incidência de nevoeiro a evapotranspiração média é de 1.265 mm/ano, enquanto em florestas com moderada incidência de nevoeiro este valor corresponde a cerca de 980 mm/ano. Os valores encontrados para a perda de água das microbacias, que incluem a evapotranspiração, são inferiores ao citados anteriormente (611,97 mm, 477,93 mm, 505,02 mm para as microbacia A, B e D, respectivamente), o que é condizente com a frequência de nevoeiros observada nas mesmas (ARCOVA et al., 2016). Devido a estas características, as florestas nebulares são ecossistemas de extrema importância do ponto de vista hidrológico (BRUIJNZEEL, 2004).

O deflúvio médio no período seco foi superior à precipitação média no mesmo período para as três microbacias analisadas, demonstrando a importância do fluxo de base nas mesmas. Os valores obtidos para o escoamento direto das microbacias A, B e D foram, respectivamente, 21,74%, 30,37% e 24,06% da precipitação, enquanto para o escoamento de base esses valores foram de 45,33%, 43,95% e 51,85% da precipitação.

Para as três microbacias, os valores de escoamento direto foram superiores aos obtidos em estudos anteriores, os quais utilizaram técnicas manuais para separação entre o escoamento de base e o escoamento direto (FUJIEDA et al., 1997; ARCOVA & CICCIO, 1997; RANZINI et al., 2011). Essa técnica considera o ponto de mudança abrupta do gradiente do braço de recessão do hidrograma para separação dos fluxos (FUJIEDA et al., 1997).

Em estudo realizado na microbacia A, com dados referentes aos anos hídricos de 2005 e 2006, Ranzini et al. (2011) encontraram que 8,3% da precipitação anual deixaram a microbacia através do escoamento direto. A partir do filtro digital de separação de fluxo de base desenvolvido por Lyne e Hollick (1979) e utilizado no presente estudo, os valores de escoamento direto para os anos hídricos de 2005 e 2006 correspondem a 18% e 17% da precipitação, respectivamente (TABELA 6).

Analisando o regime de fluxos na microbacia B para os anos de 1988 a 1992, Fujieda et al. (1997) encontraram que 19,8% da precipitação anual deixou a bacia através de escoamento direto, enquanto cerca de 51,7% da precipitação anual foi armazenado no manto do solo, fluindo para o curso d'água através de escoamento de base ao longo do ano. Apesar de se tratar de um período de análise distinto, analisando os dados obtidos para os anos de 1988 a 1992, a média do escoamento direto obtida com a metodologia empregada no presente estudo, corresponde a cerca de 29% da precipitação (para o período completo de monitoramento esse valor é de 30,37%).

Fujieda et al. (1997) também avaliaram o regime de fluxos na microbacia D para o período de 1983 a 1992, encontrando um valor de 11,5% da precipitação deixando a bacia através de escoamento direto e 59% da precipitação através de escoamento de base. Segundo os autores, o escoamento direto na microbacia é formado pela combinação de três fluxos: o escoamento superficial pluvial ou hortoniano, que pode ocorrer nas encostas íngremes da microbacia (0,3%); o escoamento superficial de áreas saturadas, que prevalece nos terrenos encharcados ao longo dos cursos d'água (5%); e o escoamento subsuperficial, que tem como origem o fluxo lateral de água no interior do solo, no sentido do declive das vertentes (6%). Para o mesmo período, utilizando o filtro digital desenvolvido por Lyne e Hollick (1979), a média do escoamento direto corresponde a cerca de 21% da precipitação.

A discrepância dos valores encontrados entre o presente estudo e aqueles que utilizaram metodologias manuais de separação de fluxos é possivelmente decorrente de limitações em ambas as metodologias. Segundo Ladson et al. (2013), incertezas significativas nas separações do escoamento de base permanecerão até que os vínculos entre o fluxo de base e os fatores físicos sejam melhor compreendidos e possam ser levados em consideração nos procedimentos de separação dos fluxos.

Apesar das diferenças encontradas nos valores absolutos dos fluxos, existem similaridades entre os resultados obtidos, uma vez que a partir de ambas as



metodologias o menor escoamento de base foi obtido para a microbacia A, enquanto o maior foi obtido para a microbacia D. A proporção de diferença entre as três microbacias são similares, independente da metodologia aplicada.

Segundo Fujieda et al. (1997), o maior escoamento direto observado na microbacia B pode ser atribuído a características físicas da mesma. De acordo com Arcova e Cicco (1997), a microbacia B possui áreas extensas com solos pouco profundos e afloramentos rochosos nas porções inferiores da bacia, com o próprio canal fluvial principal escoando em grandes extensões sobre o embasamento rochoso. Os solos rasos presentes em áreas próximas ao canal de deflúvio tendem a se saturar mais rapidamente, contribuindo para a resposta rápida a uma dada chuva. Por outro lado, a microbacia D possui uma planície aluvial com solos hidromórficos e aluviais, favorecendo que as porções inferiores da microbacia, principalmente no terço inferior de sua calha, armazenem mais água, liberando-a de forma mais lenta (ARCOVA & CICCIO, 1997).

Apesar da microbacia D apresentar declividade média maior do que a microbacia B ( $22,5^\circ$  e  $15,74^\circ$ , respectivamente; TABELA 5), existem outras importantes características influenciando o regime de fluxo das bacias. Por exemplo, a microbacia B apresenta menor densidade de drenagem, maior declividade média do canal e maior área plana ou com baixa declividade adjacente ao canal fluvial (TABELA 5; FIGURA 5d). Esta última características favorece o escoamento superficial de áreas saturadas, principal componente do escoamento direto das microbacias em questão (FUJIEDA et al., 1997). Ademais, o escoamento superficial de áreas declivosas é o fluxo menos importante para a composição do escoamento direto na microbacia D (ARCOVA & CICCIO, 1997).

### 3.4.3 Seleção de modelos para escala anual

#### 3.4.3.1 Variáveis preditoras do Rendimento hídrico

Nas microbacias A e B, as quais já se encontram integralmente florestadas desde 1990 e 1995, respectivamente, a cobertura florestal não participou dos modelos que melhor explicaram o rendimento hídrico.

Na microbacia A, desde o início do monitoramento hidrológico (1992) toda a área encontrava-se florestada. A variação observada na cobertura florestal em estágio

avançado foi proveniente da evolução de áreas em estágio médio, as quais no início do monitoramento ocupavam 28,75% da bacia e que, ao final, estavam restritas a 5,9%. É esperado que mudanças no estágio sucessional de coberturas florestais promovam efeitos menores em processos hidrológicos quando comparadas a mudanças fisionômicas, como por exemplo a substituição de vegetação herbácea por arbórea. Isso decorre do fato da redução no ganho de biomassa ao longo da evolução sucessional. Diversos trabalhos demonstram que processos hidrológicos estão diretamente relacionados à biomassa da vegetação (ZHANG et al., 2001; ZOU et al., 2014; OLIVEIRA et al., 2017). Por exemplo, Huxman et al. (2005) demonstraram que quanto maior for a biomassa da vegetação, maiores serão as perdas evapotranspirativas, enquanto Brown et al. (2005) evidenciaram que a redução da biomassa resultou em aumento da produção hídrica.

Em uma escala anual, na microbacia A, a temperatura foi a variável que melhor explicou o rendimento hídrico (TABELA 10; FIGURA 10a). A relação negativa obtida no modelo indica que o aumento da temperatura promove a redução do rendimento hídrico. Este resultado é esperado, uma vez que maiores temperaturas proporcionam maiores demandas evapotranspirativas (COOPER et al., 1995). O aumento da demanda evapotranspirativa, aliado à disponibilidade hídrica observada durante todo ano (ausência de período seco), promovem o aumento no consumo de água pela vegetação, reduzindo a disponibilidade de água no solo e consequentemente o deflúvio (TAGUE et al., 2008; WANG et al., 2009). Adicionalmente, considerando que temperaturas mais baixas foram acompanhadas de elevada umidade relativa, o resultado encontrado é, possivelmente, decorrente da influência de nevoeiros sobre as taxas evapotranspirativas. Segundo Arcova et al. (2016), na área de estudo é comum a ocorrência de nevoeiros envolvendo a floresta ao longo do ano.

A ocorrência de nevoeiros é reconhecida por afetar diretamente o rendimento hídrico de um ecossistema florestal através da interceptação de água da atmosfera pelo dossel, produzindo gotejamento no solo quando a capacidade de armazenamento da copa é excedida (BRUIJNZEEL, 2001; BRUIJNZEEL et al., 2011; GIAMBELLUCA & GEROLD, 2011). Além da entrada adicional de água via interceptação de nevoeiros, estudos recentes têm se dedicado a compreender efeitos indiretos da ocorrência de nevoeiros sobre o rendimento hídrico de bacias hidrográficas. Estes efeitos indiretos relacionam-se à redução da demanda

evaporativa nos momentos de imersão das florestas em nevoeiros (HOLDER, 2003; GÓMEZ-PERALTA et al., 2008; HOLWERDA et al., 2010; GARCÍA-SANTOS & BRUIJNZEEL, 2011). A atenuação da radiação solar e o aumento da umidade atmosférica proporcionados pela presença de nevoeiros reduz a transpiração da vegetação, uma vez que esta depende da diferença de potencial hídrico entre planta e atmosfera (JOHNSON & SMITH, 2008; RITTER et al., 2009; CHU et al., 2014). Também tem sido relatado o processo de absorção foliar da água acumulada no dossel, conduzindo a um fluxo inverso de seiva que, de maneira menos representativa que a redução da transpiração, também influencia o balanço hidrológico de ambientes nebulares (LIMM et al., 2009; ELLER et al., 2013; GOLDSMITH, 2013; BERRY et al., 2014; GOTTSCH et al., 2014).

Estudos de modelagem sugeriram que o aquecimento climático regional ou global pode afetar negativamente o rendimento hídrico em florestas nebulares, elevando o nível médio de condensação das nuvens, diminuindo o potencial de interceptação de nevoeiros e aumentando as taxas de evapotranspiração (STILL et al., 1999; FOSTER, 2001; LAWTON et al., 2001). A influência da temperatura sobre o rendimento hídrico da microbacia A traz a reflexão das possíveis consequências das mudanças climáticas sobre a hidrologia regional, diminuindo a disponibilidade de água de toda a bacia hidrográfica e comprometendo serviços ecossistêmicos vitais fornecidos por essas florestas nebulares para importantes regiões do país.

Diferente da microbacia A, na microbacia B a variável que melhor explicou o rendimento hídrico foi a precipitação (TABELA 11; FIGURA 12a), de maneira que quanto maior foi a precipitação, maior foi o rendimento hídrico. Apesar das microbacias apresentarem históricos de uso e condições climáticas similares, as diferenças encontradas podem ser decorrentes do período em que estão sendo monitoradas e, principalmente, de características físicas particulares de cada bacia. O maior percentual de escoamento direto observados na microbacia B (TABELA 7), ocasionados, possivelmente, pela extensa planície de solos rasos adjacente ao canal fluvial (FIGURA 5d), explica o maior efeito da precipitação sobre o rendimento hídrico, uma vez que o deflúvio responde rapidamente aos eventos chuvas.

A influência da precipitação sobre o rendimento hídrico é um resultado esperado. Um dos motivos é que a partir da saturação do dossel florestal, toda precipitação irá alcançar o piso florestal, diminuindo proporcionalmente a taxa de interceptação. Além disso, a partir do momento em que a precipitação excede a

capacidade de armazenamento da bacia, seja em volume ou em velocidade de absorção, ocorrerá um aumento da proporção da precipitação que deixa a bacia na forma de deflúvio (BRUIJNZEEL, 2004).

Estudos anteriores sugeriram estar havendo uma redução do deflúvio nesta microbacia, atribuindo como agente causador o aumento da evapotranspiração ocasionado pelo processo de regeneração natural (CICCO, 2013). No entanto, de acordo com os resultados deste estudo, em uma escala anual, a produção de água da microbacia não foi influenciada pela evolução da vegetação e sim pela precipitação. Tampouco foi verificada tendência significativa de diminuição do deflúvio e da precipitação durante o período de monitoramento (FIGURA 8b).

Diante dos resultados, é possível inferir que as microbacias A e B já alcançaram um estágio de maturidade da vegetação e de conseqüente influência sobre os processos hidrológicos, estando seus funcionamentos condicionados, prioritariamente, a aspectos climáticos.

Por outro lado, na microbacia D, em uma escala anual, a evolução da cobertura florestal foi a variável que melhor explicou a produção de água, de forma que a regeneração da vegetação foi acompanhada pelo aumento no rendimento hídrico (TABELA 12; FIGURA 14a). Durante o período de monitoramento, a microbacia D teve uma mudança fisionômica mais pronunciada, uma vez que aproximadamente 19% da área da bacia deixaram de ter cobertura herbácea e passaram a ter cobertura florestal. Dessa forma, a influência da recomposição florestal sobre o rendimento hídrico condiz com estudos clássicos de microbacias hidrográficas, os quais relatam que para que os efeitos das mudanças na cobertura florestal influenciem o funcionamento hidrológico de bacias, a modificação deve ser superior a 20% da área (BOSCH & HEWLETT, 1982; BROWN et al., 2005). Este valor é próximo ao encontrado neste estudo. Isso também explica o fato de os modelos obtidos para o rendimento hídrico não terem contemplado a cobertura florestal para as microbacias A e B, visto que durante o período de monitoramento não houve substituição de vegetação herbácea por florestal na microbacia A, enquanto na microbacia B essa substituição foi de apenas 3,88%. Em ambas, as mudanças observadas foram com relação ao estágio sucessional de coberturas já florestais.

A relação entre a cobertura florestal e a produção de água em bacias hidrográficas vem sendo tema de diversos estudos (FILOSO et al., 2017), os quais relatam, prioritariamente, uma redução da disponibilidade hídrica conforme o aumento

da cobertura florestal (HEWLET & HIBBERT, 1967; BROWN et al., 2005; BROGNA et al., 2017). Isso ocorre, pois em ecossistemas florestais são observadas maiores taxas de interceptação e de evapotranspiração do que em ecossistemas com vegetação de menor porte (GHIMIRE et al., 2012; OGDEN et al., 2013). Desse modo, os resultados obtidos para a microbacia D não concordam com os descritos pela maioria dos estudos que relacionam disponibilidade hídrica e cobertura florestal, uma vez que a regeneração da cobertura florestal foi acompanhada do aumento na produção de água. Estudos anteriores sugeriram que em ambientes nebulares a substituição da cobertura florestal por vegetação de menor porte poderia resultar em diminuição dos fluxos anuais e da estação seca (STADTMÜLLER & AGUDELO, 1990; BROWN et al., 1996; ATAROFF & RADA, 2000). De maneira análoga, é possível sugerir que a recomposição da cobertura florestal nesses ambientes promove o aumento dos fluxos, conforme observado no presente estudo.

Segundo Bruijnzeel (2004), o efeito hidrológico da supressão ou restauração da vegetação florestal em ambiente nebuloso refletirá um *trade-off* entre a perda ou ganho do componente de interceptação de água de nevoeiro e a mudança no consumo de água entre a cobertura vegetal antiga e a nova. Assim, o resultado obtido no presente estudo pode ser uma consequência da otimização da captação de água de nevoeiros promovido pelo aumento da biomassa acima do solo (CALDER, 1998). Contudo, em estudo anterior realizado na microbacia D, Arcova (2013) identificou que, apesar da grande incidência de nevoeiros, a contribuição da precipitação oculta foi de menos de 1% da precipitação pluviométrica. Desse modo, é possível que a otimização da interceptação de nevoeiros não explique sozinha o aumento na produção de água. Uma possibilidade é que o aumento da cobertura florestal possa também ter influenciado a retenção de nevoeiros na microbacia, reduzindo a radiação incidente e consequentemente as taxas de evapotranspiração. Essas questões devem ser verificadas em pesquisas futuras.

O aumento dos fluxos após supressão florestal relatado pela maioria dos estudos em bacias hidrográficas (FILOSO et al., 2017) tem sido recentemente utilizado com crítica a projetos que objetivam aumentar a disponibilidade de água por meio da restauração florestal (HONDA & DURIGAN, 2017). No entanto, os resultados obtidos para a microbacia D lançam luz sobre a complexidade da influência da cobertura florestal sobre processos hidrológicos e confirmam que, devido a características climáticas particulares de ambientes nebulares, o aumento da

cobertura florestal pode sim proporcionar o aumento da disponibilidade de água (BRUIJNZEEL, 2001).

#### 3.4.3.2 Variáveis preditoras do Índice de escoamento de base

O índice do escoamento de base, ou seja, o percentual do deflúvio representado pelo escoamento de base durante um período contínuo de registro, é uma métrica amplamente utilizada na literatura recente e tem sido indicado como uma variável importante para vincular o efeito de modificações antrópicas sobre o funcionamento hidrológico de microbacias (LEE et al., 2006; BLOOMFIELD et al., 2009).

O escoamento de base é um processo hidrológico influenciado por fatores naturais, como o clima, a geologia, o relevo, os solos e a cobertura vegetal. Alterações nestes fatores, promovidas por processos naturais ou por atividade humana, podem afetar o tempo e a quantidade do fluxo de base (PRICE, 2011). O efeito da cobertura florestal sobre o escoamento de base depende de um *trade-off* entre os processos hidrológicos de infiltração e evapotranspiração (BRUIJNZEEL, 2004; KRISHNASWAMY et al., 2013; GHIMIRE et al., 2014). Muitos estudos associam o aumento da cobertura florestal com a diminuição do escoamento de base (HICKS et al., 1991; KEPPELER & ZIEMER, 1990), atribuindo a relação à alta taxas de evapotranspiração das florestas (BOSCH & HEWLETT, 1982), enquanto outros estudos indicam aumento do fluxo de base a partir do aumento da cobertura florestal devido a maior infiltração e recarga de armazenamento subsuperficial (MA et al., 2009).

Na microbacia A, o modelo obtido para o índice de escoamento de base contemplou apenas a precipitação, com a qual apresentou relação negativa significativa (TABELA 10; FIGURA 10b), indicando que quanto maior a precipitação, menor o índice de escoamento de base. Essa informação não pode ser confundida com a influência da precipitação sobre os valores absolutos de fluxo de base. Espera-se que em termos absolutos ocorra uma relação positiva entre as variáveis, uma vez que quanto maior a entrada de água em uma bacia hidrográfica, maiores as possibilidades de infiltração de água no solo (ZIMMERMANN et al., 2006). No entanto, é importante compreender que o índice de escoamento de base representa a proporção do deflúvio anual que foi gerado a partir do escoamento de base



( $IQ_b=Q_b/Q$ ). Considerando que o deflúvio anual de uma bacia hidrográfica é resultado da soma dos componentes escoamento de base e escoamento direto, entende-se que a relação negativa entre a precipitação e o índice de escoamento de base deve-se ao incremento nos valores de escoamento direto em eventos de chuva. Desse modo, o resultado obtido demonstra que com o aumento da precipitação, o peso do escoamento de base na composição do deflúvio diminuiu. Se o aumento do volume de precipitação foi acompanhado pelo aumento da intensidade das mesmas, rotas hidrológicas mais rápidas foram favorecidas, explicando a relação obtida. Entretanto, o presente estudo não analisou as intensidades das chuvas ocorridas durante o monitoramento das microbacias.

Apesar do melhor modelo obtido para o índice de escoamento de base não ter contemplado a cobertura florestal em estágio avançado, a relação negativa com o coeficiente de escoamento direto (TABELA 10) sugere que o amadurecimento da cobertura florestal possui relação positiva com o escoamento de base. Contudo, essa relação positiva entre cobertura florestal e índice de escoamento de base parece não estar relacionada a uma melhoria nas taxas de infiltração, uma vez que, como já mencionado, a evolução da cobertura florestal consiste de um amadurecimento da vegetação e não de uma pronunciada mudança fisionômica. Portanto, apesar de não terem sido realizadas análises com relação a possíveis mudanças em propriedades físicas do solo, é esperado que não tenha ocorrido grandes alterações na capacidade de infiltração durante o período do estudo. Segundo Zimmermann et al. (2006), a completa recuperação dos atributos hidrológicos do solo pode demorar décadas e depende da intensidade e da duração do uso da terra antes da regeneração. No entanto, não existem para a microbacia A registros recentes de uso intensivo do solo. Assim, é possível que a relação positiva seja proveniente do avanço da idade da cobertura florestal. Segundo Delzon & Loustau (2005), a idade de uma árvore modula profundamente o seu uso de água. À medida que as árvores envelhecem, há uma diminuição progressiva na movimentação de água por unidade de alburno (RYAN & YODER, 1997; RYAN et al., 2006), o que, por sua vez, resulta em diminuição das taxas de transpiração (VERTESSY et al., 2001; SCOTT & PRINSLOO, 2008). Dessa forma, os valores de escoamento total e de base tendem a aumentar (KUCZERA, 1987; VERTESSY et al., 2001; SCOTT & PRINSLOO, 2008; FERRAZ et al., 2013)

Para a microbacia B o melhor modelo obtido para o índice de escoamento de base apresentou relação negativa com a cobertura florestal. No entanto, a relação não

foi significativa (valor-p = 0,32; TABELA 11). A baixa relação encontrada com a cobertura vegetal, assim como a ausência de relação com a temperatura e com a precipitação pode ser explicada pela influência das características físicas da bacia hidrográfica sobre o escoamento de base. Brogna et al. (2017) também não encontraram relação significativa entre a cobertura florestal e o fluxo de base, atribuindo o resultado à influência das características físicas sobre esta variável hidrológica. Segundo Price (2011), as características topográficas e geomorfológicas influenciam o escoamento de base, afetando as propriedades de armazenamento e as taxas de transmissão de água dentro de uma bacia hidrográfica. No entanto, tais características não foram avaliadas no presente estudo.

Diferente das microbacias A e B, o modelo obtido para o fluxo de base na microbacia D contemplou apenas a cobertura florestal, com a qual apresentou relação negativa significativa (TABELA 12; FIGURA 14b). Resultados similares já foram observados em diversos outros estudos (SMAKHTIN, 2001; CHANDLER, 2006; BRUIJNZEEL, 2004; NOSETTO et al., 2012; GHIMIRE et al., 2014).

De acordo com Price (2011), a alta taxa de evapotranspiração de ecossistemas florestais parece ser o processo hidrológico que mais impacta o fluxo de base. Considerando que a vegetação florestal apresenta maior capacidade evapotranspiratória do que as coberturas herbáceas (FARLEY et al., 2005; HUXMAN et al., 2005; DIAS et al., 2015), é esperado que a regeneração florestal promova redução da recarga das águas subterrâneas (NOSETTO et al., 2012). A combinação de sistemas radiculares mais profundos, estações de crescimento mais longas, maiores taxas de transpiração, maior interceptação de precipitação e maiores *inputs* de energia radiante devido a albedos mais baixos explicam a maior evapotranspiração e menor drenagem profunda na floresta em comparação com coberturas herbáceas (KELLIHER et al., 1993; BRAUMAN et al., 2010; NOSETTO et al., 2012; GHIMIRE et al., 2014).

Como já mencionado, a microbacia D foi a que apresentou uma mudança mais pronunciada em termos de cobertura florestal durante o período de monitoramento, com a recomposição de 19% da área da bacia. Portanto, a relação negativa entre as variáveis sugere maior consumo de água em camadas mais profundas no perfil do solo devido ao desenvolvimento da vegetação florestal. Segundo Aranda et al. (2012), árvores jovens tendem a manter taxas mais altas de transpiração do que as antigas, visto que a medida que a árvore envelhece, ocorre a perda de eficiência através do

caminho hidráulico. Dessa forma, é esperado que o aumento das taxas transpirativas em locais onde a vegetação florestal é recém estabelecida, conduza a uma redução no fluxo de base, conforme observado para a microbacia D. A relação obtida também pode ter sido influenciada pela intensidade das chuvas ocorridas durante o período de monitoramento, uma vez que chuvas mais intensas favorecem rotas hidrológicas mais rápidas (escoamento direto), reduzindo a contribuição do escoamento de base para formação do deflúvio (NOGUCHI et al., 1997). Entretanto, o presente estudo não avaliou a intensidade das chuvas ocorridas no período analisado.

#### 3.4.3.3 Variáveis preditoras do Coeficiente de escoamento direto

O escoamento direto é o volume de água que causa o aumento rápido da vazão de microbacias durante e imediatamente após a ocorrência de uma chuva (HEWLETT & HIBBERT, 1967) e pode ser formado pela combinação de três fluxos distintos: o escoamento superficial hortoniano, o escoamento superficial de áreas saturadas e o escoamento subsuperficial (FUJIEDA et al., 1997). Em estudos anteriormente realizados nas mesmas microbacias, foi demonstrado que o escoamento superficial hortoniano raramente ocorre, sugerindo que o escoamento superficial de áreas saturadas e o escoamento subsuperficial predominam na formação do escoamento direto (FUJIEDA et al., 1997; RANZINI et al., 2004; RANZINI et al., 2011).

O coeficiente de escoamento direto, por sua vez, indica a proporção da precipitação que resultou em escoamento direto (TUCCI, 2000). Descontando as perdas evapotranspirativas, essa proporção é complementar ao índice de escoamento de base para formação do deflúvio total.

Para a microbacia A, o coeficiente de escoamento direto apresentou relação significativa positiva com a precipitação e negativa com a cobertura florestal (TABELA 10; FIGURA 10c). A relação positiva com a precipitação é um resultado esperado, uma vez que quanto maior a quantidade de chuva, maior a probabilidade do solo alcançar o estado de saturação e, como consequência, produzir escoamento superficial (BRUIJNZEEL, 1986). O efeito de redução do coeficiente de escoamento direto conforme o amadurecimento da cobertura florestal pode estar relacionado ao aumento da taxa de interceptação devido ao aumento da biomassa acima do solo. Segundo Salemi et al. (2013), a quantidade de água que chega ao solo está

relacionada ao processo de escoamento superficial e, portanto, com o escoamento direto. Além disso, a redução das taxas de transpiração relacionadas ao amadurecimento da cobertura florestal tende a incrementar o escoamento de base (VERTESSY et al., 2001; SCOTT & PRINSLOO, 2008) e, devido ao caráter complementar que essa variável hidrológica apresenta com o índice de escoamento direto, espera-se obter resultados opostos entre elas.

Para a microbacia B, o modelo obtido apresentou relação positiva significativa com a precipitação, do mesmo modo como observado na microbacia A. No entanto, para essa microbacia o modelo não contemplou a cobertura florestal o que reforça a ideia da influência das características físicas desta microbacia sobre os processos hidrológicos que nela ocorrem. Analisando o comportamento hidrológico das três microbacias, foi identificado que a microbacia B é a que apresenta os maiores valores de escoamento direto (TABELA 9). Este comportamento já havia sido identificado em estudos anteriores, os quais utilizaram como justificativa a extensa planície de solos rasos adjacente ao canal fluvial (FUJIEDA et al., 1997; ARCOVA & CICCIO, 1997) que provavelmente contribui para a geração de escoamento de áreas saturadas.

Na microbacia D, a cobertura florestal foi a única variável preditora contemplada para o modelo do coeficiente de escoamento direto (TABELA 12; FIGURA 14c). No entanto, ao contrário da microbacia A, a relação entre as variáveis foi positiva, indicando que conforme o aumento da cobertura em estágio avançado, maior o coeficiente de escoamento direto. A diminuição do fluxo de base, aliada ao aumento do escoamento direto conforme a recuperação da floresta, sugere a importância crescente dos fluxos superficiais e subsuperficiais para a formação do deflúvio na microbacia D, apesar do escoamento de base continuar sendo o principal componente do deflúvio (TABELA 8).

Em estudo realizado em uma microbacia coberta por floresta tropical na Malásia, Noguchi et al. (1997) identificaram que a resposta do deflúvio à precipitação depende das condições de umidade do solo, de modo que quanto maior o teor de umidade, maior será o escoamento direto. Isso ocorre como consequência do efeito de saturação do solo, que favorece a ocorrência de fluxos superficiais. De fato, o escoamento superficial de áreas saturadas tem sido identificado como o principal fluxo formador do escoamento direto em microbacias com florestas (ARCOVA & CICCIO, 1997; FUJIEDA et al., 1997; RANZINI et al., 2004, MORAES et al., 2006; RANZINI et al., 2011). Em estudo para avaliação do impacto da conversão florestal sobre a

dinâmica hidrológica em ambiente de floresta nebulosa nos Andes, Ataroff & Rada (2000), encontraram que o horizonte superior do solo sob floresta (0-30 cm) apresentou umidade significativamente maior do que os de pastagem. Neste contexto, apesar do teor de umidade do solo não ter sido medido na presente pesquisa, o resultado obtido está de acordo com os estudos citados, uma vez que a conversão de áreas em estágio inicial para estágios mais avançados indica um aumento da umidade superficial do solo favorecendo o escoamento superficial de áreas saturadas.

#### 3.4.4 Seleção de modelos para escala sazonal

O impacto de mudanças na cobertura florestal para a produção anual de água de bacias hidrográficas já foi descrito em diversos trabalhos (ZHANG et al., 2001; BROWN et al., 2005; FILOSO et al., 2017). No entanto, os efeitos da vegetação sobre os fluxos sazonais ainda não são totalmente compreendidos, apesar de serem tão ou mais importantes do que o impacto no rendimento anual da água (BROWN et al., 2005). Em ambientes nebulares, espera-se que alterações na cobertura florestal influenciem o rendimento hídrico de maneira mais pronunciada durante a estação com menor volume de chuvas, visto que durante este período a contribuição proporcional das entradas adicionais de água via interceptação de nevoeiros são maiores (GARCIA-SANTOS, 2007).

De maneira análoga às análises anuais, as variáveis hidrológicas avaliadas em escala sazonal não apresentaram relação com a cobertura florestal nas microbacias A e B. Contudo, na microbacia D, onde as mudanças na cobertura florestal foram mais pronunciadas, estas relações puderam ser identificadas.

O rendimento hídrico na microbacia A foi explicado exclusivamente pela precipitação nas estações chuvosa e seca, com relação positiva para a primeira e negativa para segunda (TABELA 10; FIGURAS 11a e 11d). A relação positiva na estação chuvosa ocorre, pois, a partir do momento em que a chuva excede a capacidade de armazenamento da bacia, seja em volume ou em velocidade de absorção, ocorrerá um aumento da proporção da precipitação que deixa a bacia na forma de deflúvio (BRUIJNZEEL, 2004), em lógica similar à observada nas análises em escala anual. Já na estação seca, a relação negativa reforça a importância do fluxo de base para a perenidade da microbacia e sugere a contribuição da entrada adicional de água via interceptação de nevoeiros, que, segundo Brown et al. (1996),

pode exceder a precipitação durante a estação “seca”. Cerca de 70% das observações do período seco apresentaram valor de rendimento hídrico maior do que 1, ou seja, o deflúvio é maior do que a precipitação ocorrida no mês. Dessa forma, durante eventos de chuva, a razão entre o deflúvio e a precipitação ( $Q/P$ ) tende a diminuir, se aproximando de 1 e justificando a relação negativa obtida. Essa relação negativa não pode ser confundida com a produção de água em valores absolutos, uma vez que o aumento da precipitação tende a aumentar o deflúvio quer seja na estação chuvosa, ou na seca.

Para a microbacia B, o rendimento hídrico apresentou relações semelhantes ao observado para a microbacia A, tanto para a estação chuvosa, quanto para a estação seca (TABELA 11; FIGURAS 13a e 13d).

Assim como para as análises anuais, nas análises sazonais, a microbacia D também apresentou um comportamento diferente das demais, com destaque ao efeito da cobertura florestal sobre as variáveis hidrológicas. Para o rendimento hídrico na estação chuvosa, apesar do modelo obtido contemplar a cobertura florestal em uma relação positiva, esta não foi significativa (valor- $p = 0,08$ ; TABELA 12). Na estação seca, essa variável hidrológica foi melhor explicada pela combinação da precipitação com a cobertura florestal, apresentando relação negativa com a primeira e positiva com a segunda. A relação negativa com a precipitação é similar ao encontrado nas microbacias A e B, enquanto a relação positiva com a cobertura florestal reforça a importância de ecossistemas florestais para produção de água em ambientes nebulares, tanto em escala anual, quanto no período seco. Estudos dos efeitos sazonais da regeneração de floresta em ambientes com ocorrência de nevoeiro são quase inexistentes (BRUIJNZEEL, 2005). Contudo, a redução dos fluxos na estação seca após conversão de florestas para outros usos já foi relatada em algumas pesquisas realizadas nestes ecossistemas (STADTMÜLLER & AGUDELO, 1990; BROWN et al., 1996). Um possível efeito negativo sobre a vazão após conversão florestal é provavelmente mais pronunciado durante a estação seca, quando os *inputs* da água via interceptação de nevoeiros são tipicamente de maior importância (HOLDER, 2003; GARCIA-SANTOS, 2007). A partir das análises realizadas no presente estudo, foi possível confirmar que o aumento na produção de água, conforme a regeneração florestal, foi mais pronunciado na estação seca do que em escala de tempo anual (TABELA 12).

Para o índice de escoamento de base, o modelo obtido para estação chuvosa das três microbacias contemplou apenas a precipitação como variável preditora em uma relação negativa significativa. Este resultado é similar ao obtido para a microbacia A em escala anual, demonstrando uma redução do peso do escoamento de base na composição do deflúvio conforme o aumento da precipitação. Para estação seca, os modelos obtidos para as três microbacias reproduziram os resultados encontrados para esta variável hidrológica na escala de tempo anual para a respectiva microbacia. Ou seja, na microbacia A o índice de escoamento de base teve relação negativa significativa com a precipitação (TABELA 10), enquanto nas microbacias B e D foi verificada relação negativa com a cobertura florestal em estágio avançado (TABELAS 11 e 12). Assim como para as análises anuais, a relação encontrada para a microbacia B não foi significativa (valor-p = 0,34). Essa similaridade entre a estação seca e a anual sugere a resiliência de microbacias cobertas por florestas nebulares, visto que mesmo com a redução da entrada de água via precipitação, o comportamento hidrológico das mesmas é mantido.

Com relação ao coeficiente de escoamento direto, para a microbacia A o resultado obtido para a estação chuvosa foi similar ao obtido em escala anual, ou seja, relação significativa positiva com a precipitação e negativa com a cobertura florestal (TABELA 10; FIGURA 11c), possivelmente devido aos motivos já mencionados anteriormente. Para a estação seca, o modelo obtido não foi significativo estatisticamente (valor-p = 0,2; TABELA 10).

Para a microbacia B, na estação chuvosa o melhor modelo para o coeficiente de escoamento direto apresentou relação positiva significativa com a precipitação (TABELA 11; FIGURA 13c). Este resultado foi identificado em outras microbacias e escalas de avaliação e está de acordo com o esperado, uma vez que quanto maior a quantidade de chuva, maiores as possibilidades de saturação do solo e conversão em escoamento direto. Na estação seca, o modelo obtido para esta microbacia não foi significativo estatisticamente (valor-p = 0,23; TABELA 11), evidenciando a fragilidade da metodologia utilizada para compreensão do comportamento hidrológico das bacias em escala sazonal e reforçando a possível influência de variáveis não analisadas neste estudo sobre os processos hidrológicos.

Para a microbacia D, tanto para a estação chuvosa, quanto para a seca, os modelos obtidos para o coeficiente de escoamento direto apresentaram relação positiva com a cobertura florestal (TABELA 12; FIGURAS 15c e 15f), assim como



observado na escala anual, sugerindo que o aumento da cobertura florestal pode estar promovendo maiores teores de umidade na camada superficial do solo (ATAROFF & RADA, 2000). Entretanto, os modelos para ambas as estações também contemplaram a precipitação, com relação positiva na estação chuvosa e negativa na seca.

De uma maneira geral, para a microbacia D na estação seca, a relação entre a cobertura florestal e as variáveis hidrológicas avaliadas apresentou comportamento similar ao observado nas análises anuais. Entretanto, na estação seca, a influência da vegetação sobre o comportamento hidrológico da microbacia foi comparativamente maior do que em escala anual (TABELA 12), confirmando hipóteses levantadas por outros estudos e destacando a importância dos nevoeiros para a produção hídrica em períodos de menor intensidade de chuvas (HOLDER, 2003; GARCIA-SANTOS, 2007).

As análises do comportamento hidrológico de microbacias em escala sazonal são complexas e por vezes não são claras. Para análises em uma escala anual, as alterações no armazenamento de água na bacia são assumidas como insignificantes, o que não pode ser replicado para análises em escala sazonal (Brown 2005), uma vez que um dos efeitos da cobertura vegetal está, justamente, sobre essa capacidade de armazenamento de umidade no solo (BRUIJNZEEL, 2004). Neste contexto, os resultados obtidos neste estudo confirmam as dificuldades inerentes à avaliação sazonal dos efeitos da cobertura florestal sobre processos hidrológicos. Como exemplo, o rendimento hídrico observado para as três microbacias na estação seca é determinado, entre outros fatores, por chuvas ocorridas durante o período chuvoso e pela capacidade de armazenamento de água na bacia. Isso é confirmado pela recorrência de deflúvios maiores do que a precipitação durante os meses de menor intensidade de chuvas. Portanto, existem limitações em se realizar análises para um determinado período desconsiderando eventos ocorridos anteriormente.

### 3.5 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos no presente estudo sugerem que o aumento da vegetação florestal em região tropical frequentemente afetada por nevoeiros pode ser fundamental para o aumento da produção de água nas bacias hidrográficas, ao contrário do que é comumente relatado para florestas presentes em ambientes não nebulares. Esse padrão foi evidente na microbacia D, onde houve um aumento de aproximadamente 20% da cobertura florestal, o qual foi suficiente para influenciar, em

escala anual e sazonal, o rendimento hídrico e os índices de escoamento de base e de escoamento direto.

O aumento no rendimento hídrico observado na microbacia D não ocorreu aliado ao aumento do escoamento de base, evidenciando que, em ambientes nebulares, a produção de água pode não estar vinculada ao *trade-off* entre a infiltração e o consumo de água e, sim, entre o consumo de água e a capacidade de interceptação e/ou retenção do nevoeiro, devendo essa questão ser melhor investigada.

Nas situações em que durante o período de monitoramento não houve aumento da cobertura florestal (microbacia A) ou que o aumento foi de apenas 3,88% (microbacia B), a produção de água e o caminho dos fluxos foram determinados por variáveis hidro-climáticas, como a temperatura e a precipitação. De acordo com os resultados, em microbacia integralmente florestada, o aumento da temperatura média reduz a produção de água, lançando luz sobre possíveis consequências das mudanças climáticas sobre serviços ecossistêmicos produzidos em ambientes nebulares, o que também merece ser melhor estudado.

Diante dos resultados obtidos em escala sazonal, conclui-se que o aumento na produção de água ocasionado pelo aumento da cobertura florestal é mais pronunciado durante o período com menores volumes de precipitação. Desse modo, a interceptação de nevoeiros e a redução das perdas evapotranspirativas por eles proporcionada são fundamentais para o fornecimento estável de água à jusante durante o período mais seco do ano.

#### 4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando a carência de estudos de hidrologia florestal desenvolvidos na região tropical, as informações aqui descritas são fundamentais para o preenchimento das principais lacunas referentes ao funcionamento hidrológico das TMCF. Em primeiro lugar, foi verificado que a regeneração dessas florestas proporciona um aumento total na produção de água, com efeito mais pronunciado durante a estação com menor volume de precipitação. De maneira análoga, é possível sugerir a redução na produção de água, a partir da conversão de TMCF para pastagens ou cultura de menor biomassa. Também foi verificado que o efeito sobre a produção de água parece não estar associado a uma melhoria nas oportunidades de infiltração de água no solo, e sim a uma otimização da interceptação/retenção dos nevoeiros. No entanto, essa questão necessita ser melhor investigada em pesquisas futuras. Além disso, evidenciou-se que em bacias integralmente florestadas a produção de água é inversamente relacionada a temperatura, o que traz alguma indicação dos possíveis efeitos das mudanças climáticas sobre os serviços ecossistêmicos fornecidos pelas TMCF. Por fim, foi possível evidenciar que a utilização de análise discriminante quadrática para classificação do estágio sucessional de Floresta Ombrófila Densa pode ser uma ferramenta útil nos estudos de mudança de uso do solo.

Não restam dúvidas sobre a complexidade existente entre as florestas e o comportamento hidrológico de bacias hidrográficas. Processos como interceptação, infiltração de água no solo, recarga de água subterrânea, fluxos subsuperficiais e subterrâneos, evapotranspiração e precipitação oculta via interceptação de nevoeiros dependem de múltiplos fatores de interação. A posição da cobertura florestal na paisagem, a área da bacia coberta por florestas, o clima, a geologia local e a complexidade funcional e estrutural da vegetação são alguns dos fatores potenciais para determinação dos efeitos da floresta sobre os processos hidrológicos. Diante de toda essa complexidade, generalizações serão, na maioria das vezes, equívocas. O presente estudo, por exemplo, além de trazer importantes informações sobre o funcionamento hidrológico de TMCF, evidenciou que a redução na produção de água após o aumento da cobertura florestal não é uma regra.

Conforme descrito, as microbacias estudadas estão situadas na cabeceira do rio Paraibuna, um dos principais formadores do rio Paraíba do Sul, responsável pelo abastecimento de 14,2 milhões de pessoas. O elevado rendimento hídrico e o regime

de vazão estável ao longo do ano, observados para as três microbacia, traz para a região um caráter estratégico para o fornecimento de água de inúmeras cidades dependentes desse sistema hidrográfico.

As recentes crises hídricas ocorridas na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul desencadearam inúmeros projetos de restauração florestal. Os resultados deste estudo indicam que regiões frequentemente afetadas por nevoeiros devem ser consideradas prioritárias para ações de restauração ou conservação florestal cujo objetivo seja o aumento na produção de água. Para que os efeitos das intervenções sejam perceptíveis, as mesmas devem assegurar o aumento e/ou desenvolvimento sucessional da cobertura florestal em, no mínimo, 20% da área da bacia hidrográfica.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIAR, O. T.; PASTORE, J. A.; ROCHA, F. T.; BAITELLO, J. B. Flora fanerogâmica de um trecho da floresta densa secundária no Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Cunha/Indaiá – Cunha (SP). **Revista Instituto Florestal**, São Paulo, v. 13, n. 1, p. 1-18, 2001.
- ALVES, D. S.; MORTON, D. C.; BATISTELLA, M.; ROBERTS, D. A.; SOUZA JR, C. The changing rates and patterns of deforestation and land use in Brazilian Amazonia. **Geophysical Monograph Series**, v. 186, p. 11-23, 2009.
- ARANDA, I.; FORNER, A.; CUESTA, B.; VALLADARES, F. Species-specific water use by forest tree species: From the tree to the stand. **Agricultural Water Management**, v. 114, p. 67– 77, 2012.
- ARCOVA, F. C. S. Avaliação do potencial hidrológico dos nevoeiros e da precipitação oculta em ambiente de Floresta Ombrófila Densa Montana na Serra do Mar, Cunha, SP. 2013. **Tese** - Programa de Pós-Graduação em Geografia Física da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas/USP, São Paulo, 2013.
- ARCOVA, F. C. S.; GALVANI, E.; RANZINI, M.; CICCICO, V. Ocorrência de nevoeiros em uma microbacia experimental na Serra do Mar, Cunha, SP. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 18, n. 12, p. 327-348, 2016.
- ARCOVA, F. C. S.; CICCICO, V. de. Características do deflúvio de duas microbacias hidrográficas no Laboratório de Hidrologia Florestal Walter Emmerich, Cunha - SP. **Rev. Inst. Flor.**, v. 9, n. 2, p.153-170,1997.
- ARCOVA, F. C. S.; LIMA, W. P.; CICCICO, V. Balanço hídrico de duas microbacias hidrográficas no Laboratório de Hidrologia Florestal Walter Emmerich, São Paulo. **Rev. Inst. Flor.**, v. 10, n. 1, p. 39-51, 1998.
- ARMANI, G. Interações entre a atmosfera e a superfície terrestre: variações da temperatura e umidade na bacia B do Núcleo Cunha (IF) – SP. 2004. **Dissertação** - Programa de Pós-Graduação em Geografia Física da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas/USP, São Paulo, 2004.
- ASNER, G. P.; KNAPP, D. E.; COOPER, A. N. Ecosystem Structure throughout the Brazilian Amazon from Landsat Observations and Automated Spectral Unmixing. **Earth Interactions**, v. 9, n. 7, p. 1-31, 2005.
- ATAROFF, M.; RADA, F. Deforestation impact on water dynamics in a Venezuelan Andean cloud forest. **Ambio**, v. 29, p. 440–444, 2000.
- BARET, F.; GUYOT, G.; MAJOR, D. J. **TSAVI: a vegetation index which minimizes soil brightness effects on LAI or APAR estimation**. 12th Canadian Symposium on Remote Sensing Geoscience and Remote Sensing Symposium, p. 1355-1358, 1989.

BASTIAANSEN, W. G. M. SEBAL-based sensible and latent heat fluxes in the irrigated Gediz Basin, Turkey. **Journal of Hydrology**, v. 229, p. 87-100, 2000.

BERRY, Z. C.; WHITE, J. C.; SMITH, W. K. Foliar uptake, carbon fluxes and water status are affected by the timing of daily fog in saplings from a threatened cloud forest. **Tree Physiology**, v. 34, p. 459–470, 2014.

BLOOMFIELD, J. P.; ALLEN, D. J.; GRIFFITHS, K. J. Examining geological controls on baseflow index (BFI) using regression analysis: An illustration from the Thames Basin, UK. **Journal of Hydrology**, v. 373, n. 1–2, p. 164–176, 2009.

BOND, N. **Hydrostats: Hydrologic Indices for Daily Time Series Data**. R package version 0.2.5, 2016. Disponível em: <<http://CRAN.R-project.org/package=hydrostats>>

BOSCH, J. M.; HEWLETT, J. D. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. **Journal of Hydrology**, v. 55, p. 3–23, 1982.

BOYD, D. S. The relationship between the biomass of Cameroonian tropical forests and radiation reflected in middle infrared wavelengths (3.0–5.0  $\mu\text{m}$ ). **International Journal of Remote Sensing**, v. 20, p. 1017–1023, 1999.

BRAUMAN, K. A.; FREYBERG, D. L.; DAILY, G. C. Forest structure influences on rainfall partitioning and cloud interception: A comparison of native forest sites in Kona, Hawai'i. **Agric. For. Meteorol.**, v. 150, p. 265–275, 2010.

BROGNA, D.; VINCKE, C.; BROSTAU, Y.; SOYEURT, H.; DUFRÊNE, M.; DENDONCKER, N. How does forest cover impact water flows and ecosystem services? Insights from “real-life” catchments in Wallonia (Belgium). **Ecological Indicators**, v. 72, p. 675–685, 2017.

BROWN, A. E.; WESTERN, A. W.; MCMAHON, T. A.; ZHANG, L. Impact of forest cover changes on annual streamflow and flow duration curves. **Journal of Hydrology**, v. 483, p. 39-50, 2013.

BROWN, A. E.; ZHANG, L.; MCMAHON, T. A.; WESTERN, A. W.; VERTESSY, R. A. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. **Journal of Hydrology**, v. 310, p. 28–61, 2005.

BROWN, M. B.; DE LA ROCA, I.; VALLEJO, A.; FORD, G.; CASEY, J.; AGUILAR, B.; HAACKER, R. A Valuation analysis of the Role of Cloud Forests in Watershed Protection. Sierra de las Minas Biosphere Reserve, Guatemala and Cusuco N.P., Honduras. RARE Center for Tropical Conservation, Philadelphia, U.S.A. 1996.

BRUIJNZEEL, L. A. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? **Agric. Ecosyst. Environ.**, v. 104, p. 185–228, 2004.

BRUIJNZEEL, L. A. Hydrology of tropical montane cloud forests: A Reassessment. **Land Use and Water Resources Research**, v. 1, p. 1.1-1.18, 2001.

- BRUIJNZEEL, L. A. **Tropical montane cloud forest: a unique hydrological case.** In: Bonell, M., Bruijnzeel, L.A. (Eds.), *Forests, Water and People in the Humid Tropics*. Cambridge: Cambridge University Press, p. 462–483, 2005.
- BRUIJNZEEL, L. A.; HAMILTON, L. S. **Tiempo decisivo para las selvas de neblina.** Paris: UNESCO: International Hydrological Programme, 2001. 41 p.
- BRUIJNZEEL, L. A.; KAPPELLE, M.; MULLIGAN, M.; SCATENA, F. N. **Tropical montane cloud forests: State of knowledge and sustainability perspectives in a changing world.** In: Bruijnzeel, L. A.; Scatena, F. N.; Hamilton, L. S. (Eds.), *Tropical Montane Cloud Forests: Science for Conservation and Management*. Cambridge: Cambridge University Press, p. 691–740, 2010.
- BRUIJNZEEL, L. A.; MULLIGAN, M.; SCATENA, F. N. Hydrometeorology of tropical montane cloud forests: emerging patterns. **Hydrological Processes**, v. 25, n. 3, p. 465–498, 2011.
- BRUIJNZEEL, L. A.; PROCTOR, J. Hydrology and biochemistry of tropical montane cloud forests: what do we really know? In *Tropical Montane Cloud Forests*, Hamilton LS, Juvik JO, Scatena FN (eds). Ecological Studies 110. Springer Verlag: New York; 38–78, 1995.
- BRUIJNZEEL, P. S. Environmental impacts of de (forestation) in the humid tropics: a watershed perspective. **Wallaceana**, v. 46, p. 3-13, 1986.
- BUENDIA, C.; BATALLA, R. J.; SABATER, S.; PALAU, A.; MARCÉ, R. Runoff trends driven by climate and afforestation in a Pyrenean basin. **Land Degrad. Develop.**, v. 27, p. 823–838, 2016.
- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model selection.** In: *A primer on Natural Resource Science*. Texas A&M University Press, 2002.
- CALDER, I. R. Forests and water - Ensuring forest benefits outweigh water costs. **For. Ecol. Manage.**, v. 251, p. 110-120, 2007.
- CALDER, I. R. Water use by forests: limits and controls. **Tree Physiology**, v. 18, p. 625-631, 1998.
- CHANDER, G.; MARKHAM, B. L.; HELDER, D. L. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. **Remote Sensing of Environment**, v. 113, n. 5, p. 893–903, 2009.
- CHANDLER, D. G. Reversibility of forest conversion impacts on water budgets in tropical karst terrain. **Forest Ecology and Management**, v. 224, p. 95–103, 2006.
- CHAVEZ, P. S. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. **Remote Sensing of Environment**, v. 24, n. 3, p. 459-479, 1988.
- CHU, H.-S.; CHANG, S.-C.; KLEMM, O.; LAI, C.-W.; LIN, Y.-Z.; WU, C.-C.; LIN, J.-Y.; JIANG, J.-Y.; CHEN, J.; GOTTGENS, J. F.; HSIA, Y.-J. Does canopy wetness



matter? Evapotranspiration from a subtropical montane cloud forest in Taiwan. **Hydrological Processes**, v. 28, p. 1190–1214, 2014.

CICCO, L. S. Evolução da regeneração natural de Floresta Ombrófila Densa Alto-Montana e a produção de água em microbacia experimental, Cunha – SP. 2013. **Dissertação** - Faculdade de Ciências Agrônômicas/UNESP, Botucatu, 2013.

CICCO, V. Análise de séries temporais hidrológicas em microbacia com cobertura vegetal natural de Mata Atlântica, Cunha, SP. 2004. **Dissertação** - Programa de Pós-Graduação em Geografia Física da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas/USP, São Paulo, 2004.

CICCO, V. Determinação da evapotranspiração pelos métodos dos balanços hídrico e de cloreto e a quantificação da interceptação das chuvas na Mata Atlântica: São Paulo, SP e Cunha, SP. 2009. **Tese** - Programa de Pós-Graduação em Geografia Física da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas/USP, São Paulo, 2009.

CICCO, V.; FARIA, A. J.; ARCOVA, F. C. S.; SHIMOMICHI, P. Y. Determinação do balanço hídrico com emprego de bacia hidrográfica experimental em mata natural secundária. In: Simpósio Brasileiro de Hidrologia e Recursos Hídricos e Simpósio Internacional de Recursos Hídricos em Regiões Metropolitanas, 6., São Paulo. Anais... São Paulo: Associação Brasileira de Hidrologia e Recursos Hídricos, p. 234-246, 1985.

COOPER, D. M.; WILKINSON, W. B.; ARNELL, N. W. The effects of climate changes on aquifer storage and river baseflow. **Hydrological Sciences Journal**, v. 40, n.5, p. 615-631, 1995.

DELZON, S.; LOUSTAU, D. Age related decline in stand water use: sap flow and transpiration in a pine forest chronosequence. **Agr. Forest Meteorol.**, v. 129, p. 105–119, 2005.

DEVRIES, B.; VERBESSELT, J.; KOOISTRA, L.; HEROLD, M. Robust monitoring of small-scale forest disturbances in a tropical montane forest using Landsat time series. **Remote Sensing of Environment**, v. 161, p. 107–121, 2015.

DIAS, L. C. P.; MACEDO, M. N.; COSTA, M. H.; COE, M. T.; NEILL, C. Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the Upper Xingu River Basin, Central Brazil. **J. Hydrol. Reg. Stud.**, v. 4, p. 108–122, 2015.

DONATO, C. F.; RANZINI, M.; CICCO, V.; ARCOVA, F. C. S.; SOUZA, L. F. S. Balanço de massa em microbacia experimental com Mata Atlântica, na Serra do Mar, Cunha, SP. **Rev. Inst. Flor.**, v. 20, n. 1, p. 1-11, 2008.

ELLER, C. B.; LIMA, A. L.; OLIVEIRA, R. S. Foliar uptake of fog water and transport belowground alleviates drought effects in the cloud forest tree species, *Drimys brasiliensis* (Winteraceae). **New Phytologist**, v. 199, p. 151–162, 2013.

- FARLEY, K. A.; JOBBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. **Global Change Biol.**, v. 11, p. 1565–1576, 2005.
- FERRAZ, S. F. B.; LIMA, W. P.; RODRIGUES, C. B. Managing forest plantation landscapes for water conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 301, p. 58-66, 2013.
- FERREIRA, S. J. F.; LUIZÃO, F. J.; DALLAROSA, R. L. G. Precipitação interna e interceptação da chuva em floresta de terra firme submetida à extração de madeira na Amazônia Central. **Acta Amazonica**, v. 35, n. 1, p. 55-62, 2005.
- FILOSO, S.; BEZERRA, M. O.; WEISS, K. C. B.; PALMER, M. A. Impacts of forest restoration on water yield: A systematic review. **PLoS ONE**, v. 12, n. 8, p. e0183210, 2017.
- FLEMING, P. M. The impact of land use change on water resources in the tropics: an Australian view of the scientific issues. In: BONELL, M.; HUFSCHEMIDT, M. M.; GLADWELL, J. S. (Ed.). **Hydrology and water management in the humid tropics**. Queensland: Cambridge University Press, p. 405-413, 1993.
- FOODY, G. M.; CUTLER, M. E.; MCMORROW, J.; PELZ, D.; TANGKI, H. BOYD, D. S.; DOUGLAS, I. Mapping the biomass of Bornean tropical rain forest from remote sensed data. **Global Ecology and Biogeography**, v. 10, p. 379–387, 2001.
- FOSTER, P. The potential negative impacts of global climate change on tropical montane cloud forests. **Earth-Science Reviews**, v. 55, n. 1–2, p. 73–106, 2001.
- FREITAS, S. R.; MELLO, M. C. S.; CRUZ, C. B. M. Relationships between forest structure and vegetation indices in Atlantic Rainforest. **Forest Ecology and Management**, v. 218, p. 353–362, 2005.
- FUJIEDA, M.; KUDOH, T.; CICCIO, V.; CALVARCHO, J. L. Hydrological processes at two subtropical forest catchments: the Serra do Mar, São Paulo, Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 196, p. 26-46, 1997.
- FURIAN, S. M. Estudo geomorfológico do escoamento superficial pluvial em parcelas experimentais no Parque Estadual da Serra do Mar - Núcleo Cunha / SP: um esboço metodológico. 1987. **Dissertação** - Programa de Pós-Graduação em Geografia Física da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas/USP, São Paulo, 1987.
- FURIAN, S. M.; PFEIFER, R. M. Levantamento de reconhecimento do meio físico do Núcleo Cunha, SP. **Boletim Técnico do Instituto Florestal**, v. 40, n. 2, p. 183-193, 1986.
- GABRIEL, G.; JAUZE, L. Fog water interception by *Sophora denudata* trees in a Reunion upper-montane forest, Indian Ocean. **Atmospheric Research**, v. 87, p. 338-351, 2008.
- GAMON, J. A.; FIELD, C. B.; GOULDEN, M. L.; GRIFFIN, K. L.; HARTLEY, A. E.; JOEL, G.; PEÑUELAS, J.; VALENTINI, R. Relationships between NDVI, canopy

structure, and photosynthesis in three Californian vegetation types. **Ecological Applications**, v. 5, n. 1, p. 28-41, 1995.

GARCÍA-SANTOS, G. An ecohydrological and soils study in a montane cloud forest in the National Park of Garajonay, La Gomera (Canary Islands, Spain). VU University, Amsterdam, 2007. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/1871/12697>>.

GARCÍA-SANTOS, G.; BRUIJNZEEL, L. A. Rainfall, fog and throughfall dynamics in a subtropical ridge top cloud forest, National Park of Garajonay (La Gomera, Canary Islands, Spain). **Hydrological Processes**, v. 25, n. 3, p. 411–417, 2011.

GARCIA-SANTOS, G.; MARZOL, M. V.; ASCHAN, G. Water dynamic in laurel montane cloud forests in the Garajonay National Park (Canary Island, Spain) **Hydrology and Earth System Science**, v. 8, n. 6, p. 1065-1075, 2004.

GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; SODHI, N. S.; PERES, C. A. A Multi-Region Assessment of Tropical Forest Biodiversity in a Human-Modified World. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2293-2300, 2010.

GARROUTE, E. L.; HANSEN, A. J.; LAWRENCE, R. L. Using NDVI and EVI to Map Spatiotemporal Variation in the Biomass and Quality of Forage for Migratory Elk in the Greater Yellowstone Ecosystem. **Remote Sensing**, v. 8, n. 5, p. 1-25, 2016.

GHIMIRE, C. P.; BRUIJNZEEL, L. A.; LUBCZYNSKI, M. W.; BONELL, M. Rainfall interception by natural and planted forests in the Middle Mountains of Central Nepal. **Journal of Hydrology**, v. 475, p. 270–280, 2012.

GHIMIRE, C. P.; BRUIJNZEEL, L. A.; LUBCZYNSKI, M. W.; BONELL, M. Negative trade-off between changes in vegetation water use and infiltration recovery after reforesting degraded pasture land in the Nepalese Lesser Himalaya. **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, v. 18, p. 4933–4949, 2014.

GIAMBELLUCA, T.; GEROLD, G. Hydrology and biogeochemistry of tropical montane cloud forests. In: Levia, D.F., Carlyle-Moses, D., Tanaka, T. (Eds.), **Forest Hydrology and Biogeochemistry**. Springer, Netherlands, Dordrecht, p. 221–259, 2011.

GOLDSMITH, G. R. Changing directions: the atmosphere–plant–soil continuum. **New Phytologist**, v. 199, n. 1, p. 4–6, 2013.

GÓMEZ-PERALTA, D.; OBERBAUER, S. F.; MCCLAIN, M. E.; PHILIPPI, T. E. Rainfall and cloud-water interception in tropical montane forests in the eastern Andes of central Peru. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 3–4, p. 1315–1325, 2008.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **Princípios de estatística em ecologia**. Porto Alegre: Artmed Editora, 2011. 528p.

GOTSCH, S. G.; ASBJORNSEN, H.; HOLWERDA, F.; GOLDSMITH, G. R.; WEINTRAUB, A. E.; DAWSON, T. E. Foggy days and dry nights determine crown-level water balance in a seasonal tropical montane cloud forest. **Plant, Cell & Environment**, v. 37, n. 1, p. 261-272, 2014.

GRUBB, P. J. Control of forest growth and distribution on wet tropical mountains: with special reference to mineral nutrition. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 8, p. 83–107, 1977.

GÜRTLER, S.; EPIPHANIO, J. C. N.; LUIZ, A. J. B.; FORMAGGIO, A. R. Planilha eletrônica para o cálculo da reflectância em imagens TM e ETM+ Landsat. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 57. n. 2, p. 162-167, 2005.

GURUNG, R. B.; BREIDT, F. J.; DUTIN, A.; OGLE, S. M. Predicting Enhanced Vegetation Index (EVI) curves for ecosystem modeling applications. **Remote Sensing of Environment**, v. 113, n. 10, p. 2186–2193, 2009.

HEMP, A. **Altitudinal zonation and diversity patterns in the forests of Mount Kilimanjaro, Tanzania**. In: Bruijnzeel, L. A.; Scatena, F. N.; Hamilton, L. S. (Eds.), *Tropical Montane Cloud Forests: Science for Conservation and Management*. Cambridge: Cambridge University Press, p. 134–141, 2010.

HEWLETT, J.; HIBBERT, A. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. **Forest Hydrology**, v. 1, p. 275–290, 1967.

HICKS, B. J.; BESCHTA, R. L.; HARR, R. D. Long-term changes in streamflow following logging and associated fisheries implications. **Water Resources Bulletin**, v. 27, n. 2, p. 217–226, 1991.

HODNETT, M. G. L.; SILVA, L. P.; ROCHAC, H. R.; SENNA, R. C. Seasonal soil water storage changes beneath central Amazonian Rainforest and pasture. **Journal of Hydrology**, v.170, p. 233-254, 1995.

HOLDER, C. D. Fog precipitation in the Sierra de las Minas biosphere reserve, Guatemala. **Hydrological Processes**, v. 17, n. 10, p. 2001–2010, 2003.

HOLWERDA, F.; BRUIJNZEEL, L. A.; MUÑOZ-VILLERS, L. E.; EQUIHUA, M.; ASBJORNSEN, H. Rainfall and cloud water interception in mature and secondary lower montanecloud forests of central Veracruz, Mexico. **Journal of Hydrology**, v. 384, n. 1–2, p. 84–96, 2010.

HONDA, E. A. et al. **25 anos de cooperação JICA - Instituto Florestal**. Honda, Eliane Akiko e Yamazoe, Guenji (Organizadores). São Paulo: Imprensa Oficial, 2005 190 p.

HONDA, E. A.; DURIGAN, G. A restauração de ecossistemas e a produção de água. **Hoehnea**, v. 44, n. 3, p. 315-327, 2017.

HUXMAN, T. E.; WILCOX, B. P.; BRESHEARS, D. D.; SCOTT, R. L.; SNYDER, K. A.; SMALL, E. E.; HULTINE, K.; POCKMAN, W. T.; JACKSON, R. B. Ecohydrological implications of woody plant encroachment. **Ecology**, v. 86, p. 308–319, 2005.

IMANI, M.; GHASSEMIAN, H. Feature Space Discriminant Analysis for hyperspectral data feature reduction. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 102, p. 1-13, 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: Departamento de Cartográfica, 2. ed. 2012, 271 p.

IZQUIERDO, T.; HERAS, P.; MÁRQUEZ, A. Vegetation indices changes in the cloud forest of La Gomera Island (Canary Islands) and their hydrological implications. **Hydrological Process**, v. 25, n. 10, p. 1531–1541, 2011.

JACKSON, R. B.; JOBBÁGY, E. G.; AVISSAR, R.; ROY, S. B.; BARRETT, D. J.; COOK, C. W.; FARLEY, K. A.; LE MAITRE, D. C.; MCCARL, B. A.; MURRAY, B. C. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. **Science**, v. 310, p. 1944–1947, 2005.

JARVIS, A.; MULLIGAN, M. The climate of tropical montane cloud forests. **Hydrological Processes**, v. 25, p. 327–343, 2011.

JOHNSON, D. M.; SMITH, W. K. Cloud immersion alters microclimate, photosynthesis and water relations in *Rhododendron catawbiense* and *Abies fraseri* seedlings in the southern Appalachian mountains, USA. **Tree Physiology**, v. 28, n. 3, p. 385–392, 2008.

KAHYA, E.; KALACI, S. Trend analysis of streamflow in Turkey. **Journal of Hydrology**, v. 289, p. 128–144, 2004.

KELLIHER, F. M.; LEUNING, R.; SCHULZE, E. D. Evaporation and canopy characteristics of coniferous forests and grasslands. **Oecologia**, v. 95, p. 153–163, 1993.

KENNEDY, R. E.; YANG, Z.; COHEN, W. B. Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 1. LandTrendr - Temporal segmentation algorithms. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, p. 2897–2910, 2010.

KEPPELER, E. T.; ZIEMER, R. R. Logging effects and streamflow: Water yield and summer low flows at Caspar Creek in northwestern California. **Water Resources Research**, v. 26, n. 7, p. 1669–1679, 1990.

KRISHNASWAMY, J.; BONELL, M.; VENKATESH, B.; PURANDARA, B. K.; RAKESH, K. N.; LELE, S.; KIRAN, M. C.; REDDY, V.; BADIGER, S. The groundwater recharge response and hydrologic services of tropical humid forest ecosystems to use and reforestation: Support for the “infiltration-evapotranspiration trade-off hypothesis.” **Journal of Hydrology**, v. 498, p. 191–209, 2013.

KUCZERA, G. Prediction of water yield reductions following a bushfire in ash mixed species eucalypt forest. **Journal of Hydrology**, v. 94, p. 215–236, 1987.

LA BASTILLE, A.; POOLE, D. On the need for a system of cloud forest parks in Middle America and the Caribbean. *Environmental Conservation*, v. 5, p. 183–190, 1978.

- LADSON, A. R.; BROWN, R.; NEAL, B.; NATHAN, R. A standard approach to baseflow separation using the Lyne and Hollick filter. **Australian Journal of Water Resources**, v. 17, n. 1, p. 25-34, 2013.
- LANDIM, P. M. B. **Análise Estatística de Dados Geológicos Multivariados**. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.
- LAWTON, R. O.; NAIR, U. S.; PIELKE, R. A.; WELCH, R. M. Climatic impact of tropical lowland deforestation on nearby montane cloud forests. **Science**, v. 294, n. 5542, p. 584–587, 2001.
- LEE, C. H.; CHEN, W. P.; LEE, R. H. Estimation of groundwater recharge using water balance coupled with base-flow-record estimation and stable-baseflow analysis. **Environmental Geology**, v. 51, n.1, p. 73–82, 2006.
- LIESENBERG, V.; GALVÃO, L. S.; PONZONI, F. J. Variations in reflectance with seasonality and viewing geometry: implications for classification of Brazilian savanna physiognomies with MISR/Terra data. **Remote Sensing of Environment**, v. 107, n. 2, p. 276-286, 2007.
- LIMM, E. B.; SIMONIN, K. A.; BOTHMAN, A. G.; DAWSON, T. E. Foliar water uptake: a common water acquisition strategy for plants of the redwood forest. **Oecologia**, v. 161, n. 3, p. 449–459, 2009.
- LIN, C.; POPESCU, S. C.; HUANG, S. C.; CHANG, P. T.; WEN, H. L. A novel reflectance-based model for evaluating chlorophyll concentrations of fresh and water-stressed leaves. **Biogeosciences**, v. 12, p. 49–66, 2015.
- LIU, W. J.; LIU, W. Y.; LI, J. T.; WU, Z. W.; LI, H. M. Isotope variations of throughfall, stemflow and soil water in a tropical rain forest and a rubber plantation in Xishuangbanna, SW China. **Hydrology Research**, v. 39, n. 5–6, p. 437–449, 2008.
- LYNE, V. D.; HOLLICK, M. Stochastic time-variable rainfall-runoff modelling. In: Institute of Engineers Australia National Conference. Barton, Australia: Institute of Engineers Australia, p. 89-93, 1979.
- MA, X.; XU, J.; LUO, Y.; AGGARWAL, S. P.; LI, J. Responses of hydrological processes to land-cover and climate changes in Kejie watershed, south-west China. **Hydrological Processes**, v. 23, p. 1179–1191, 2009.
- MANLY, B. F. J. **Métodos estatísticos multivariados: uma introdução**. CARMONA, S. I. (trad.) Porto Alegre: Bookman, 3. ed. 2008, 229 p.
- MARKHAM, B. L.; BARKER, J. L. Thematic mapper bandpass solar exoatmospheric irradiances. **International Journal of Remote Sensing**, v. 8, n. 3, p. 517-523, 1987.
- MARKHAN, C. Seasonality of precipitation in the United States. *Annals of the Association of American Geographers*, v. 60, n. 3, p. 593-597, 1970.
- MCJANNET, D.; WALLACE, J.; FITCH, P.; DISHER, M.; REDDELL, P. **Water balance measurements in Australia's wet tropics: sites, methods and results**. Black Mountain: CSIRO, 2006. 30 p.



MCLEOD, A. I. **Kendall rank correlation and Mann-Kendall trend test**. R package version 2.2, 2011. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=Kendall>.

MINGOTI, S. A. **Análise de Dados Através de Métodos de Estatística Multivariada: uma abordagem aplicada**. Belo Horizonte: UFMG, 2007, 297 p.

MONTEIRO, C. A. F. A dinâmica climática e as chuvas no Estado de São Paulo: estudo geográfico sob a forma de atlas. 1973. **Tese** – Instituto de Geografia/USP, São Paulo, 1973.

MORAES, J. M.; SCHULER, A. E.; DUNNE, T.; FIGUEIREDO, R. O.; VICTORIA, R. L. Water storage and runoff processes in plinthic soils under forest and pasture in eastern Amazonia. **Hydrological Processes**, v. 20, p. 2509-2526, 2006.

MULLIGAN, M. **Modelling the tropics-wide extent and distribution of cloud forest and cloud forest loss, with implications for conservation priority**. In: Bruijnzeel, L. A.; Scatena, F. N.; Hamilton, L. S. (Eds.), *Tropical Montane Cloud Forests: Science for Conservation and Management*. Cambridge: Cambridge University Press, p. 14-38, 2010.

MUÑOZ-VILLERS, L. E.; HOLWERDA, F.; GÓMEZ-CÁRDENAS, M.; EQUIHUA, M.; ASBJORNSEN, H.; BRUIJNZEEL, L. A.; MARÍN-CASTRO, B. E.; TOBÓN, C. Water balances of old-growth and regenerating montane cloud forests in central Veracruz, Mexico. **Journal of Hydrology**, v. 462–463, p. 53–66, 2012.

MUÑOZ-VILLERS, L. E.; MCDONNELL, J. J. Land use change effects on runoff generation in a humid tropical montane cloud forest region. **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, v. 17, p. 3543–3560, 2013.

MYERS, N. Tropical moist forests: over-exploited or under-utilized? **For. Ecol. Manage.**, v. 6, p. 59-79, 1983.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-845, 2000.

NEPSTAD, D. C.; CARVALHO, C. R.; DAVIDSON, E. A.; JLPP, P. H.; LEFEBVRE, P. A.; NEGREIROS, G. H.; SILVA, E. D.; STONE, T. A.; TRUMBORE, S. E.; VIEIRA, S. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. **Nature**, v. 372, p. 666–669, 1994.

NOGUCHI, S.; NIK, A. R.; YUSOP, Z.; TANI, M.; SAMMORI, T. Rainfall-runoff responses and roles of soil moisture variations to the response in tropical rain forest, Bukit Tarek, Peninsular Malaysia. **Journal of Forest Research**, v. 2, n. 3, p. 125-132, 1997.

NORA, E. L. D.; MARTINI, D. Z. Análise da dinâmica sazonal de fitofisionomias do bioma Mata Atlântica com base em índices de vegetação do sensor MODIS/TERRA. **Ambiência**, v. 6, n. 1, p. 97 - 108, 2010.



NOSETTO, M. D.; JOBBÁGY, E. G.; BRIZUELA, A. B.; JACKSON, R. B. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.154, n. 1, p. 2-11, 2012.

OGDEN, F. L.; CROUCH, T. D.; STALLARD, R. F.; HALL, J. S. Effect of land cover and use on dry season river runoff, runoff efficiency, and peak storm runoff in the seasonal tropics of Central Panama. **Water Resources Research**, v. 49, p. 8443–8462, 2013.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; SZOECES, E.; WAGNER H. **Vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.3-3, 2016. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

OLIVEIRA, P. T. S.; LEITE, M. B.; MATTOS, T.; NEARING, M. A; SCOTT, R. L.; XAVIER, R. O.; MATOS, D. M. S.; WENDLAND, E. Groundwater recharge decrease with increased vegetation density in the Brazilian cerrado. **Ecohydrology**, v. 10, p. e1759, 2017.

POMPEU, P. V.; FONTES, M. A. L.; MULLIGAN, M.; BUENO, I. T.; SIQUEIRA, M. F.; ACERBI JUNIOR, F. W.; KAMINO, L. H. Y.; WATERLOO, M. J.; BRUIJNZEEL, L. A. Assessing Atlantic cloud forest extent and protection status in southeastern Brazil. **Journal for Nature Conservation**, v. 43, p. 146-155, 2018.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E. **Sensoriamento Remoto no Estudo da Vegetação**. São José dos Campos: Parêntese, p. 5-128, 2007.

PRICE, K. Effects of watershed topography, soils, land use, and climate on baseflow hydrology in humid regions: A review. **Prog. Phys. Geogr.**, v. 35, p. 465–492, 2011.

RANZINI, M.; DONATO, C. F.; CICCIO, V.; ARCOVA, F. C. S. Geração do deflúvio de uma microbacia com Mata Atlântica, Cunha, SP. **Revista Instituto Florestal**, São Paulo, v. 23, n. 2, p. 179-190, 2011.

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

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RITTER, A.; REGALADO, C. M.; ASCHAN, G. Fog reduces transpiration in tree species of the Canarian relict heath-laurel cloud forest (Garajonay National Park, Spain). **Tree Physiology**, v. 29, n. 4, p. 517–528, 2009.

ROBERTS, S.; VERTESSY, R. A.; GRAYSON, R. Transpiration from *Eucalyptus sieberi* (L. Johnson) forests of different age. **Forest Ecology and Management**, v. 143, n. 1, p. 153-161, 2001.

ROUSE, J. W.; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W.; HARLAN, J. C. **Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation**. Greenbelt, MD: NASA/GSFC Type III, Final Report, 1974.

RYAN, M. G.; PHILLIPS, N.; BOND, B. J. The hydraulic limitation hypothesis revisited. **Plant Cell Environ.**, v. 29, p. 367–381, 2006.

RYAN, M. G.; YODER, B. J. Hydraulic limits to tree height and tree growth. **Bioscience**, v. 47, p. 235–242, 1997.

SALEMI, L. F.; GROppo, J. D.; TREVISAN, R.; MORAES, J. M.; FERRAZ, S. F. B.; VILLANI, J. P.; DUARTE-NETO, P. J.; MARTINELLI, L. A. Land-use change in the Atlantic rainforest region: Consequences for the hydrology of small catchments. **Journal of Hydrology**, v. 499, p. 100–109, 2013.

SCATENA, F. N.; BRUIJNZEEL, L. A.; BUBB, P.; DAS, S. **Setting the stage**. In: Bruijnzeel, L. A.; Scatena, F. N.; Hamilton, L. S. (Eds.), *Tropical Montane Cloud Forests: Science for Conservation and Management*. Cambridge: Cambridge University Press, p. 3–13, 2010.

SCHELLEKENS, J.; SCATENA, F. N.; BRUIJNZEEL, L. A.; WICKEL, A. J. Modelling rainfall interception by a lowland tropical rain forest in northeastern Puerto Rico. **Journal of Hydrology**, v. 225, p. 168–184, 1999.

SCHULTZ, M.; CLEVERS, J. G. P. W.; CARTER, S.; VERBESSELT, J.; AVITABILE, V.; QUANG, H. V.; HEROLD, M. Performance of vegetation indices from Landsat time series in deforestation monitoring. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 52, p. 318–327, 2016.

SCOTT, D. F.; PRINSLOO, F. W. Longer-term effects of pine and eucalypt plantations on streamflow. **Water Resources Research**, v. 45, n. 7, p. 1–8, 2008.

SHIMOMICHI, P. Y.; CICCÒ, V.; ARCOVA, F. C. S.; FARIA, A. J. Correlação entre métodos de cálculo de precipitação média mensal em bacia hidrográfica experimental. **Boletim Técnico do IF**, v. 41, p. 1–26, 1987.

SMAKHTIN, V. U. Low flow hydrology: a review. **Journal of Hydrology**, v. 240, p. 147–186, 2001.

SOUSA, C. L.; PONZONI, F. J. Avaliação de índices de vegetação e de bandas TM/Landsat para estimativa de volume de madeira em floresta implantada de Pinus spp. **IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, p. 11, 1998.

SPEARS, J. Rehabilitating watersheds. **Finance Develop.**, v. 19, p. 30–33, 1982.

STADTMÜLLER, T.; AGUDELO, N. Amounts and variability of cloud moisture input in a tropical cloud forest. **IAHS Publ.**, n. 193, p. 25–32, 1990.

STILL, C. J.; FOSTER, P. N.; SCHNEIDER, S. H. Simulating the effects of climate change on tropical montane cloud forests. **Nature**, v. 398, n. 6728, p. 608–610, 1999.

TAGUE, C.; GRANT, G. E.; FARRELL, M.; CHOATE, J.; JEFFERSON, A. Deep groundwater mediates streamflow response to climate warming in the Oregon Cascades. **Climate Change**, v. 86, p. 189–210, 2008.

THESSLER, S.; SESNIE, S.; BENDAÑA, Z. S. R.; RUOKOLAINEN, K.; TOMPPONEN, E.; FINEGAN, B. Using k-nn and discriminant analyses to classify rain forest types in a Landsat TM image over northern Costa Rica. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 5, p. 2485-2494, 2008.

TOGNETTI, S.; AYLWARD, B.; BRUIJNZEEL, L. A. **Assessment needs to support the development of arrangements for Payments for Ecosystem Services from tropical montane cloud forests**. In: Bruijnzeel, L. A.; Scatena, F. N.; Hamilton, L. S. (Eds.), *Tropical Montane Cloud Forests: Science for Conservation and Management*. Cambridge: Cambridge University Press, p. 671–685, 2010.

TUCCI, C. E. M. **Coeficiente de escoamento e vazão máxima de bacias urbanas**. Instituto de Pesquisas Hidráulicas – UFRGS, 9 p., 2000.

VERTESSY, R. A.; WATSON, F. G. R.; O'SULLIVAN, S. K. Factors determining relations between stand age and catchment water balance in mountain ash forests. **Forest Ecology and Management**, v. 143, n. 1-3, p. 13-26, 2001.

WANG, S.; ZHANG, Z.; MCVICAR, T. R.; GUO, J.; TANG, Y.; YAO, A. Isolating the impacts of climate change and land use change on decadal streamflow variation: assessing three complementary approaches. **Journal of Hydrology**, v. 507, p. 63–74, 2013.

WANG, T.; ISTANBULLUOGLU, E.; LENTERS, J.; SCOTT, D. On the role of groundwater and soil texture in the regional water balance: An investigation of the Nebraska Sand Hills, USA. **Water Resources Research**, v. 45, p. W10413, 2009.

ZHANG, C.; FILELLA, I.; LIU, D.; OGAYA, R.; LLUSIÀ, J.; ASENSIO, D.; PEÑUELAS, J. Photochemical Reflectance Index (PRI) for Detecting Responses of Diurnal and Seasonal Photosynthetic Activity to Experimental Drought and Warming in a Mediterranean Shrubland. **Remote Sensing**, v. 9, n.11, p. 1189-1210, 2017.

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

ZHANG, X.; ZHANG, L.; ZHAO, J.; RUSTOMJI, P.; HAIRSINE, P. Responses of streamflow to changes in climate and land use/cover in the Loess Plateau, China. **Water Resources Research**, v. 44, p. 1–12, 2008.

ZHU, Z.; WOODCOCK, C. E.; OLOFSSON, P. Continuous monitoring of forest disturbance using all available Landsat imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 122, p. 75–91, 2012.

ZIMMERMANN, B.; ELSENBEEER, H.; MORAES, J. M. The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: implications for runoff generation. **Forest Ecology and Management**, v. 222, p. 29-38, 2006.

ZOU, C. B.; TURTON, D. J.; WILL, R. E.; ENGLE, D. M.; FUHLENDORF, S. D. Alteration of hydrological processes and streamflow with juniper (*Juniperus virginiana*) encroachment in a mesic grassland catchment. **Hydrological Processes**, v. 28, p. 6173-6182, 2014.

ANEXO 1 – MAPAS DE CLASSIFICAÇÃO DA VEGETAÇÃO DE UM TRECHO DO  
PESM - NÚCLEO CUNHA ONDE ESTÃO INSERIDAS AS MICROBACIAS  
EXPERIMENTAIS A, B E D, PRODUZIDO PARA CADA DÉCADA DO PERÍODO  
DE 1984 A 2011.

