

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL**

**ALTERAÇÃO NAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-
QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DA ÁGUA COM A
INTRODUÇÃO DA ATIVIDADE DE SILVICULTURA
DE EUCALIPTO EM MICROBACIAS NA
REGIÃO DO PAMPA - RS**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Mirian Lago Valente

Santa Maria, RS, Brasil

2013

**ALTERAÇÃO NAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS
E BIOLÓGICAS DA ÁGUA COM A INTRODUÇÃO DA
ATIVIDADE DE SILVICULTURA DE EUCALIPTO EM
MICROBACIAS NA REGIÃO DO PAMPA - RS**

Mirian Lago Valente

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Área de Concentração em Manejo Florestal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Engenharia Florestal.**

Orientadora: Prof^a. Dr^a Jussara Cabral Cruz

Santa Maria, RS, Brasil

2013

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Valente, Mirian Lago

Alteração nas características físico-químicas e biológicas da água com a introdução da atividade de silvicultura de eucalipto em microbacias na região do Pampa - RS / Mirian Lago Valente.-2013.

148 p.; 30cm

Orientadora: Jussara Cabral Cruz

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, RS, 2013

1. Microbacias hidrográficas 2. Usos do solo 3. Qualidade da água I. Cruz, Jussara Cabral II. Título.

© 2013

Todos os direitos autorais reservados a Mirian Lago Valente. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.

E-mail: mirian_sm@yahoo.com.br

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Rurais
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal**

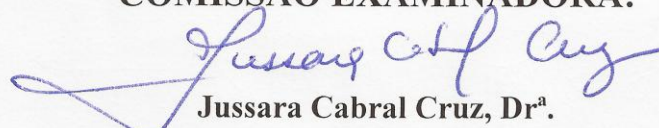
A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado

**ALTERAÇÃO NAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS E
BIOLÓGICAS DA ÁGUA COM A INTRODUÇÃO DA ATIVIDADE DE
SILVICULTURA DE EUCALIPTO EM MICROBACIAS NA REGIÃO
DO PAMPA - RS**

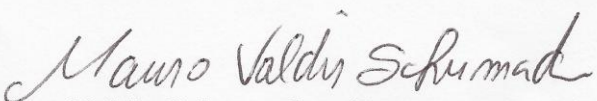
elaborada por
Mirian Lago Valente

como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Engenharia Florestal

COMISSÃO EXAMINADORA:


Jussara Cabral Cruz, Dr^a.
(Presidente/Orientador)


Silvio Frosini de Barros Ferraz, PhD. (ESALQ-USP)


Mauro Valdir Schumacher, Dr. nat. techn. (UFSM)

Santa Maria, 23 de abril de 2013.

Aos meus pais Josè Valmor e Tânia
e ao meu irmão Ricardo,
dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradecimentos em dissertações e teses normalmente soam mais ou menos iguais, mas não para mim, pois acredito que todos os autores sentem o mesmo grau de reconhecimento por cada um daqueles que os auxiliaram.

Com isso, primeiramente, gostaria de agradecer a Deus pela minha saúde, proteção e sabedoria para a conclusão de mais uma importante etapa na minha vida;

À Universidade Federal de Santa Maria por me permitir concluir o mestrado de forma gratuita e com qualidade;

À Professora Dr^a. Jussara Cabral Cruz pelo aceite, amizade e tempo despendido na orientação, além de me oportunizar diversas atividades para o meu crescimento profissional e pessoal;

Às secretárias do PPGEF, Cerlene da Silva Machado (Tita) e Rone Maria Rachele De David, pela atenção e por toda a ajuda concedida;

À CAPES pela bolsa de estudos;

À equipe da empresa Stora Enso S/A, em especial, ao Engenheiro Florestal Me. Júlio Cesar Medeiros da Silva pelo apoio indispensável ao bom andamento da pesquisa;

Ao Sr. José Ildo Spanevello, proprietário da fazenda São Carlos, pela confiança, compreensão e disposição em ajudar sempre quando necessário;

Aos co-orientadores Prof. PhD José Miguel Reichert e Prof. Dr. César Augusto Guimarães Finger pela contribuição científica;

Aos professores: Dr. Solon Jonas Longhi, Dr. Miguel Antão Durlo, PhD. José Luiz Silvério da Silva, Dr^a. Maria do Carmo Cauduro Gastaldini, PhD. Delmira Beatriz Wolff, Dr. Demétrio Luis Guadagnin e Dr^a. Maria Angelica Oliveira pela atenção, conhecimento, carinho, amizade e ajuda concedida;

À minha orientadora na Universidade de Bologna, professora Dr^a. Livia Vittori Antisari e ao professor Dr. Gilmo Vianello por todo auxílio científico, carinho e atenção concedida;

Aos professores pertencentes a banca examinadora, PhD. Silvio Frosini de Barros Ferraz e Dr. nat. techn. Mauro Valdir Schumacher, pela colaboração e tempo despendido para a avaliação;

À colega Catarine Barcellos Consensa pelo companheirismo, amizade e fundamental auxílio em muitas das idas à Rosário do Sul;

A equipe e amigos do LASAM André Callasiol, Thiago Formentini, aos bolsistas Thamara Rosa, Ana Paula Fiuza e demais que auxiliaram, obrigada pelo compromisso, amizade e ajuda imprescindível durante as análises;

Aos bolsistas e amigos do GERHI Carine Baggiotto, Pamina Lampert e Marciano Friedrich pelo auxílio nas análises, idas a campo e por toda a ajuda concedida e proatividade de sempre nas tarefas;

Aos colegas de pesquisa Christian Santana Cunha, Vinícius Dulac, Karla Campagnolo, Catiane Cavalheiro, Pedro Pascotini, João Francisco Horn, Michele Leite, Régis Leandro e Adriano Taschetto Antolini pela disponibilidade e ajuda imprescindível nas idas a campo e demais tarefas quando necessário;

Aos colegas do GERHI Tatiana Reckziegel, Marília Tamiosso, Maicon Silveira, Damaris Padilha, Edner Baumhardt, Elisandra Maziero, Camila Tamiosso por todo o suporte técnico e ajuda concedida quando necessário e à Graciela Disconzi pela amizade;

Aos queridos do GHidros: Mariele Medeiros, pelo enorme auxílio nas análises, à “tchutchu” Aline Schuck, Ronaldo Kanopf, Luciane Calheiro, Deise Michelotti, Alencar Rizzardi, Maíne Guerra, Fábio Alex Beling, Catiane Pelissari, Alcides Sartori, Astério do Carmo e demais colegas pela ajuda concedida, parceria, trocas de ideias e por tantos momentos alegres juntos;

Ao colega Engenheiro Florestal Me. Alexandre Mastella pela ajuda concedida;

À Bióloga Me. Mariana Durigon por todo o auxílio e atenção sempre que necessário;

Ao grande amigo Naidieu Arruda pela disponibilidade de auxílio no campo;

À minha querida e grande família pelo amor, compreensão e, inclusive, auxílio nas atividades de campo.

MUITO OBRIGADA!!

*“Quando o homem aprender a respeitar até o menor ser da criação,
seja animal ou vegetal, ninguém precisará ensiná-lo
a amar seu semelhante”.*

Albert Schweitzer

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal
Universidade Federal de Santa Maria

ALTERAÇÃO NAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DA ÁGUA COM A INTRODUÇÃO DA ATIVIDADE DE SILVICULTURA DE EUCALIPTO EM MICROBACIAS NA REGIÃO DO PAMPA - RS

AUTORA: MIRIAN LAGO VALENTE
ORIENTADORA: JUSSARA CABRAL CRUZ
Data e Local da Defesa: Santa Maria, 23 de abril de 2013.

O presente estudo foi conduzido com o objetivo de averiguar as possíveis alterações nas características de qualidade da água de mananciais, com a introdução do florestamento de eucalipto em substituição ao uso tradicional do bioma Pampa, em microbacias localizadas no município de Rosário do Sul, RS. Para tanto, a investigação contou com duas áreas experimentais (microbacias), uma delas, com uso de silvicultura com o gênero *Eucalyptus* sp. (ME) com área de captação igual a 95 ha e outra com campo nativo e pecuária extensiva (MC) com área igual a 21 ha. Durante o período entre agosto de 2011 a agosto de 2012, realizou-se o monitoramento horário dos níveis d'água dos riachos (*dataloggers*), diário da precipitação (funis coletores) e, quinzenal, dos parâmetros físicos, químicos e biológicos das águas superficiais, os quais correspondem a: pH, CE, temperatura, turbidez e as concentrações de: NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^- , SO_4^{2-} , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , F^- , Cl^- , Na^{2+} , $\text{DBO}_{5,20}$, OD; SS, ST, SD, alcalinidade, coliformes totais e *Escherichia coli*. A precipitação total e as vazões médias registradas para o período foram de 583,8 (1,55) e 721,6 mm (2,77 L s⁻¹), respectivamente, para a MC e ME. De acordo com as classes de enquadramento da Resolução n° 357/05 do CONAMA, por meio das curvas de permanência dos parâmetros de qualidade $\text{DBO}_{5,20}$, turbidez, *Escherichia coli* e ST, em geral, a ME apresentou enquadramento em classes maiores a MC, com exceção da variável *E. coli*, a qual apresentou classe 4 para a MC. A análise de componentes principais proporcionou a redução de 19 para 12 variáveis das analisadas. Quatro componentes explicaram 82,3 % da variância total dos dados para a ME, em que o pH, CE, turbidez, alcalinidade, SD, Mg^{2+} e Ca^{2+} foram as variáveis que melhor caracterizaram a água amostrada (CP 1). Na MC, 81,9 % da variância total dos dados foi explicada por cinco componentes principais, sendo o CE, alcalinidade, K^+ , Mg^{2+} e Ca^{2+} , as que melhor representaram a qualidade da água. A introdução da atividade de silvicultura, juntamente, com as áreas de proteção ambiental exigidas pela legislação (APP + RL), em substituição ao uso tradicional do bioma Pampa (pecuária extensiva), contribuiu para a redução em até nove vezes a concentração de *E. coli*, quando avaliada por meio da diluição da variável na curva da vazão de permanência.

Palavras-chave: microbacias hidrográficas; usos do solo; qualidade da água.

ABSTRACT

Master`s Dissertation
Post-Graduation Program in Forest Engineering
Universidade Federal de Santa Maria

ALTERATIONS IN THE PHYSICO-CHEMICAL AND BIOLOGICAL WATER CHARACTERISTICS WITH THE INTRODUCTION OF EUCALYPTUS FORESTRY ACTIVITY IN WATERSHEDS OF THE PAMPA REGION - RS

AUTHOR: MIRIAN LAGO VALENTE

ADVISER: JUSSARA CABRAL CRUZ

Place and Date of Presentation: Santa Maria, April 23, 2013.

This study was conducted in order to investigate possible changes in the quality characteristics of the water resources, with the introduction of eucalyptus afforestation to replace the traditional use of the Pampa biome, in watersheds located in the city of Rosário do Sul (RS). Therefore, the investigation included two experimental areas (watersheds), one of them, using forestry with *Eucalyptus* sp. (ME) with a catchment area equal to 95 ha and other native pasture and extensive livestock (MC) with an area equal to 21 ha. During the period from August 2011 to August 2012, there was monitoring of hourly water levels of streams (dataloggers), daily rainfall (funnels collectors), and biweekly, of the surface water physical, chemical and biological processes, which corresponds to pH, EC, temperature, turbidity, and the concentrations of NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^- , SO_4^{2-} , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , F^- , Cl^- , Na^{2+} , $\text{BOD}_{5,20}$, DO, SS, TS, DS, alkalinity, total coliforms and *Escherichia coli*. The rainfall and average flow rates recorded for the period was 583,8 (1,55) and 721,6 mm ($2,77 \text{ L s}^{-1}$), respectively, for MC and ME. According classes framework of Resolution n° 357/05 of CONAMA, through the retention curves of the quality parameters $\text{BOD}_{5,20}$, turbidity, *Escherichia coli* and TS, in general, the ME framework presented in larger classes MC, except for the variable *E. coli*, which showed class 4 for MC. The principal components analysis yielded a reduction of 19 to 12 variables analyzed. Four components explained 82,3 % of the total variance of the data for ME, the pH, EC, turbidity, alkalinity, DS, Mg^{2+} and Ca^{2+} were the variables which best characterize the sampled water (PC1). In MC 81,9 % of the total variance was accounted for five main components, being EC, alkalinity, K^+ , Mg^{2+} and Ca^{2+} , which best represented the water quality. The introduction of forestry, along with the areas of environmental protection required by the legislation (PPA + LR), to replace the traditional use of the Pampa biome (extensive livestock) contributed to a reduction of up to nine times the *E. coli* concentration, when assessed by dilution of the variable in the curve of permanence flow.

Key words: small watersheds; land use; water quality.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – As escalas da sustentabilidade hidrológica e seus respectivos indicadores. (Fonte: Adaptado de IPEF, 2012).	34
Figura 3.2 – Esquema das alterações nas características do solo e da água em decorrência da mudança no uso do solo com campo em silvicultura (Fonte: Adaptado de Farley et al., 2008).	38
Figura 4.1 – Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria. (Fonte: Forgiarini, 2006).	60
Figura 4.2 – Mapa de localização das microbacias com as respectivas coordenadas.	62
Figura 4.3 – Visualização do perfil do solo na microbacia com campo nativo e pecuária (A) e com eucalipto, APP e RL (B).	63
Figura 4.4 – Procedimento de coleta de amostras de solo (A), profundidades de 0-20 e 20-40 cm (B) e homogeneização da amostra composta (C).	64
Figura 4.5 – Aspecto geral da microbacia com eucalipto, área de preservação permanente e reserva legal (ME) na Fazenda Estância Tarumã, Rosário do Sul (RS).	66
Figura 4.6 – Aspecto geral da microbacia com campo nativo e pecuária extensiva (MC) na Fazenda São Carlos, Rosário do Sul (RS).	67
Figura 4.7 – Estrutura hidráulica com poço tranquilizador na MC (A) e ME (B).	68
Figura 4.8 – Figura ilustrativa da transmissão dos dados coletados automaticamente dos medidores automáticos para o computador do tipo <i>notebook</i>	69
Figura 4.9 – Croqui de localização dos pontos com registros de precipitação.	70
Figura 4.10 – Funis coletores de chuva instalados na clareira adjacente a estação limétrica na ME (A), MC (B) e pluviômetro “Ville de Paris” (C).	71
Figura 4.11 – Córrego da microbacia com eucalipto, área de preservação permanente e reserva legal em Rosário do Sul (RS).	72
Figura 4.12 – Córrego da microbacia com campo nativo e pecuária extensiva em Rosário do Sul (RS).	72
Figura 4.13 – Representação esquemática do fluviograma e respectiva curva de permanência (Fonte: Quimpo e McNally (1983) apud Cruz, 2001).	75

Figura 5.1 – Médias mensais da série histórica (1953 a 2010), nas microbacias investigadas.	83
Figura 5.2 – Precipitação (mm) e Vazão ($L s^{-1}$) na microbacia com eucalipto, APP e RL (ME).	84
Figura 5.3 – Precipitação (mm) e Vazão ($L s^{-1}$) na microbacia com campo nativo e pecuária extensiva (MC).	84
Figura 5.4 – Variação da turbidez (UNT) da água nas microbacias com eucalipto e campo para o período de agosto de 2011 agosto de 2012.	89
Figura 5.5 – Comparação dos valores de turbidez (UNT) das águas nas microbacias com eucalipto (ME) e campo (MC) durante as coletas sem (s) e com precipitação (c).	90
Figura 5.6 – Curva de permanência das concentrações de turbidez ($mg L^{-1}$) e limites de concentração conforme as classes de enquadramento dos corpos hídricos, segundo Resolução CONAMA nº 357/05, para as áreas de estudo.	91
Figura 5.7 – Variação do pH da água nas microbacias com eucalipto e campo para o período de agosto de 2011 agosto de 2012.	92
Figura 5.8 – Comparação dos valores de pH da água nas microbacias com eucalipto e campo nas coletas sem (s) e com precipitação (c).	93
Figura 5.9 – Comparação das concentrações de OD ($mg L^{-1}$) da água nas microbacias com eucalipto e campo nas coletas sem (s) e com precipitação (c).	94
Figura 5.10 – Concentrações de $DBO_{5,20}$ ($mg L^{-1}$) da água nas microbacias com eucalipto e de campo para o período de agosto de 2011 agosto de 2012.	95
Figura 5.11 – Comparação das concentrações de $DBO_{5,20}$ ($mg L^{-1}$) da água nas microbacias com eucalipto e campo nas coletas sem (s) e com precipitação (c).	95
Figura 5.12 – Curva de permanência das concentrações de $DBO_{5,20}$ ($mg L^{-1}$) e limites de concentração conforme as classes de enquadramento dos corpos hídricos, segundo Resolução CONAMA nº 357/05, para as áreas de estudo.	96
Figura 5.13 – Condutividade elétrica ($\mu S cm^{-1}$) da água nas microbacias com eucalipto e campo para o período de agosto de 2011 agosto de 2012.	97
Figura 5.14 – Comparação da condutividade elétrica ($\mu S cm^{-1}$) da água nas microbacias com eucalipto e campo nas coletas sem (s) e com precipitação (c).	98
Figura 5.15 – Variação da temperatura ($^{\circ}C$) da água nas microbacias com eucalipto e campo para o período de agosto de 2011 agosto de 2012.	99

Figura 5.16 – Comparação dos valores de temperatura (°C) da água nas microbacias com eucalipto e campo nas coletas sem (s) e com precipitação (c).	99
Figura 5.17 – Concentrações de alcalinidade (mg L ⁻¹ de CaCO ₃) da água nas microbacias com eucalipto e campo para o período de agosto de 2011 agosto de 2012.....	100
Figura 5.18 – Comparação das concentrações de alcalinidade (mg L ⁻¹ de CaCO ₃) da água nas microbacias com eucalipto e campo nas coletas sem (s) e com precipitação (c).	101
Figura 5.19 – Concentração de ST (mg L ⁻¹) da água nas microbacias com eucalipto e campo para o período de agosto de 2011 agosto de 2012.....	102
Figura 5.20 – Concentração de SS (mg L ⁻¹) da água nas microbacias com eucalipto e campo para o período de agosto de 2011 agosto de 2012.....	102
Figura 5.21 – Concentração de SD (mg L ⁻¹) da água nas microbacias com eucalipto e campo para o período de agosto de 2011 agosto de 2012.....	102
Figura 5.22 – Comparação das concentrações ST (mg L ⁻¹) da água nas microbacias com eucalipto e campo nas coletas sem (s) e com precipitação (c).	103
Figura 5.23 – Comparação das concentrações SS (mg L ⁻¹) da água nas microbacias com eucalipto e campo nas coletas sem (s) e com precipitação (c).	104
Figura 5.24 – Comparação das concentrações SD (mg L ⁻¹) da água nas microbacias com eucalipto e campo nas coletas sem (s) e com precipitação (c).	104
Figura 5.25 – Curva de permanência das concentrações de ST (mg L ⁻¹) e limites de concentração conforme as classes de enquadramento dos corpos hídricos, segundo Resolução CONAMA n° 357/05, para as áreas de estudo.	105
Figura 5.26 – Concentrações de CT (NMP/100 ml) da água nas microbacias com eucalipto e campo para o período de agosto de 2011 agosto de 2012.	106
Figura 5.27 – Comparação dos valores de CT (NMP/ 100 ml) da água nas microbacias com eucalipto e campo nas coletas sem (s) e com precipitação (c).	106
Figura 5.28 – Concentrações de <i>E. coli</i> (NMP/100 ml) da água nas microbacias com eucalipto e campo para o período de agosto de 2011 agosto de 2012.	107
Figura 5.29 – Comparação dos valores de <i>E. coli</i> (NMP/ 100 ml) da água nas microbacias com eucalipto e campo nas coletas sem (s) e com precipitação (c).	107
Figura 5.30 – Curva de permanência das concentrações de <i>E. coli</i> (mg L ⁻¹) e limites de concentração conforme as classes de enquadramento dos corpos hídricos, segundo Resolução CONAMA n° 357/05, para as áreas de estudo.	108

Figura 5.31 – Concentrações de cloreto, sulfato, potássio, magnésio e cálcio (mg L^{-1}) da água nas microbacias com eucalipto (ME) e campo (MC) para o período de agosto de 2011 agosto de 2012..... 110

Figura 5.32 – Comparação das concentrações de cloreto, sulfato, potássio, magnésio e cálcio (mg L^{-1}) da água nas microbacias com eucalipto e campo nas coletas sem (s) e com precipitação (c)..... 111

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Classificação das águas brasileiras conforme a finalidade de uso.....	40
Tabela 3.2 – Valores máximos permitidos para a classe 2 de enquadramento de águas superficiais doces (BRASIL, 2005).....	41
Tabela 3.3 – Variáveis selecionadas para o monitoramento de florestas plantadas em microbacias.....	43
Tabela 4.1 – Série histórica de precipitação (mm) observada na área de estudo, durante os meses de janeiro a dezembro durante o período de 1953 a 2010.	62
Tabela 4.2 – Atributos físico-químicos (média \pm desvio padrão) do Argissolo Bruno Acinzentado Alítico nas áreas monitoradas, Rosário do Sul (RS), agosto de 2012.....	65
Tabela 4.3 – Caracterização dos tratos silviculturais para as espécies de eucalipto cultivadas na microbacia florestada.....	66
Tabela 4.4 – Localização e início do monitoramento nos pluviômetros utilizados.	70
Tabela 4.5 – Variáveis de análise da água, metodologia analítica, limite de detecção e locais das análises.....	73
Tabela 4.6 – Intervalos do teste <i>Kaiser Meyer Olkin</i> (KMO) para se avaliar a aplicação do modelo de Análise Fatorial.....	78
Tabela 5.1 – Distribuição temporal de precipitação mensal (mm) para os pontos de monitoramento próximos às microbacias experimentais em Rosário do Sul (RS).	80
Tabela 5.2 – Precipitação diária (mm) e datas de amostragem da água na ME.....	81
Tabela 5.3 – Precipitação diária (mm) e datas de amostragem da água na MC.....	82
Tabela 5.4 – Valores médios mensais dos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água nas microbacias hidrográficas estudadas.....	85
Tabela 5.5 – Cargas específicas médias das variáveis monitoradas nas áreas de estudo.	87
Tabela 5.6 – Valores médios para as coletas com e sem precipitação nas microbacias investigadas.....	88
Tabela 5.7 – Valores dos teores mínimos, médios e máximos dos cátions e ânions analisados na água do deflúvio das microbacia com campo (MC) e com eucalipto (ME).....	109

Tabela 5.8 – Matriz de Correlação (coeficientes de correlação de Pearson) entre as variáveis químicas, físicas e biológicas analisadas na MC.	115
Tabela 5.9 – Matriz de Correlação (coeficientes de correlação de Pearson) entre as variáveis químicas, físicas e biológicas analisadas na microbacia com eucalipto.	116
Tabela 5.10 – Estimativas dos autovalores da matriz de correlação (R) e variância retida pelos componentes, na microbacia com campo nativo e pecuária extensiva.	118
Tabela 5.11 – Fatores dos componentes da matriz transformada pelo algoritmo <i>Varimax</i> , comunalidades associadas, autovalores e variância unitária, na microbacia com campo nativo e pecuária extensiva.	119
Tabela 5.12 – Estimativas dos autovalores da matriz de correlação (R) e variância retida pelos componentes, na microbacia com eucalipto.	121
Tabela 5.13 – Fatores dos componentes da matriz transformada pelo algoritmo <i>Varimax</i> , comunalidades associadas, autovalores e variância unitária, na microbacia com eucalipto..	121

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	25
2	OBJETIVOS	27
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	29
3.1	Biomass Brasileiros e Florestas Plantadas	29
3.1.1	O Bioma Pampa no Estado do Rio Grande do Sul	29
3.1.2	Silvicultura de Eucalipto no Brasil	31
3.2	Monitoramento de bacias hidrográficas	33
3.2.1	Bacia Hidrográfica como unidade de manejo.....	33
3.2.2	Monitoramento de pequenas bacias hidrográficas.....	35
3.3	Curvas de permanência de vazões e de qualidade	39
3.4	Qualidade da água em microbacias	40
3.5	Parâmetros de qualidade	46
3.5.1	Turbidez.....	46
3.5.2	Potencial hidrogeniônico	48
3.5.3	Oxigênio Dissolvido	49
3.5.4	Demanda Bioquímica de Oxigênio.....	50
3.5.5	Condutividade elétrica	51
3.5.6	Coliformes Totais, Termotolerantes e <i>Escherichia coli</i>	52
3.5.7	Temperatura.....	53
3.5.8	Alcalinidade.....	53
3.5.9	Sólidos Totais, Suspensos e Dissolvidos	54
3.5.10	Cátions e ânions	55
3.6	Análise Multivariada	57
4	MATERIAL E MÉTODOS	59
4.1	Localização e caracterização das áreas de estudo	59
4.1.1	Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria.....	59
4.1.2	Microbacias investigadas.....	61
4.2	Fluviometria	67
4.3	Pluviometria	69
4.4	Procedimento de amostragem	71

4.5	Procedimento laboratorial	73
4.6	Curva de permanência hidrológica – vazões e qualidade	75
4.7	Análise estatística.....	76
4.7.1	Padronização dos dados	77
4.7.2	Matriz de correlação e Teste de Adequacidade KMO	77
4.7.3	Análise multivariada	78
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	79
5.1	Regime hidrológico e produção de água	79
5.2	Variáveis físicas, químicas e biológicas das águas superficiais.....	85
5.2.1	Turbidez	88
5.2.2	Potencial Hidrogeniônico.....	91
5.2.3	Oxigênio dissolvido	93
5.2.4	Demanda Bioquímica de Oxigênio	94
5.2.5	Condutividade elétrica	96
5.2.6	Temperatura	99
5.2.7	Alcalinidade	100
5.2.8	Sólidos Totais, Suspensos e Dissolvidos	101
5.2.9	Coliformes totais e <i>Escherichia coli</i>	105
5.2.10	Cátions e Ânions	109
5.3	Análise da matriz de correlação e Teste de Adequacidade KMO.....	113
5.4	Análises de Componentes Principais.....	117
5.4.1	Microbacia com campo nativo e pecuária extensiva.....	118
5.4.2	Microbacia com Eucalipto, Área de Preservação Permanente e Reserva Legal.	120
5.5	Síntese da análise comparativa entre os dois diferentes usos do solo	123
6	CONCLUSÕES.....	125
7	RECOMENDAÇÕES.....	127
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	129

1 INTRODUÇÃO

O bioma Pampa, no Estado do Rio Grande do Sul, está localizado na região Sudoeste do Estado, o qual contempla extensas áreas compostas por solos considerados frágeis do ponto de vista físico e químico, uma vez que apresentam baixa fertilidade e estão vulneráveis à erosão.

Após décadas de mudanças no uso do solo na Região da Campanha, somente no atual contexto, o Pampa ganhou destaque nos mais diversos eventos, principalmente, no que se referem aos recursos hídricos e a implantação de povoamentos com espécies de rápido crescimento.

Discussões relacionadas à escassez da água e a perda da qualidade de águas doces têm sido mundialmente afetada pelas ações humanas. Paralelamente, no setor florestal, cresce também a preocupação das possíveis alterações da atividade de silvicultura nos recursos hídricos no que se refere à quantidade e qualidade das águas.

Esses impactos podem ser positivos ou negativos os quais estão diretamente relacionados ao manejo e tratos silviculturais executados nos povoamentos florestais. Com isso, torna-se imprescindível a realização de um plano de monitoramento da água que envolva as variáveis quali-quantitativas ao longo das rotações de plantio.

Muitas pesquisas envolvendo a silvicultura com o gênero *Eucalyptus* sp. têm constatado que a atividade contribui com alterações benéficas ao ambiente, no que se refere à contenção da erosão, à dinâmica de nutrientes no sítio, principalmente, em relação a qualidade da água com a redução do escoamento superficial (LIMA, 1996; RANZINI; LIMA, 2002). No entanto, as discussões sobre as mudanças da atividade de silvicultura no bioma Pampa são frequentes e as investigações um tanto recentes.

Diversos estudos conduzidos no Brasil e no mundo adotam a escala de microbacia como unidade de planejamento e, em muitos casos, o monitoramento da água em microbacias cobertas por espécies arbóreas de rápido crescimento tem mostrado cientificamente eficiente na avaliação da produção e qualidade da água dos mananciais.

O monitoramento da qualidade das águas superficiais é, portanto, o apoio técnico necessário para o planejamento de ações que resultem na proteção e melhoria do meio ambiente. Além disso, o monitoramento constitui de um fundamental instrumento para se aferir a eficácia das políticas e ações de recuperação aplicadas.

Sob esta perspectiva, a presente pesquisa se fortalece no seguinte questionamento: a atividade de silvicultura com eucalipto afeta as características físico-químicas e biológicas da água dos corpos hídricos inseridos no bioma Pampa? Com isso, a problemática da pesquisa envolve a descaracterização e a elevada vulnerabilidade destas áreas campestres com uso de pecuária extensiva, características da região da campanha, tendo como principal agente modelador a silvicultura.

Acerca disso, o estudo se justifica pela necessidade de uma visão integrada das possíveis alterações e tendências de mudanças nestes ambientes onde se insere o florestamento com o gênero *Eucalyptus* sp., e em resposta ao grande desafio: produzir mais degradando menos.

Assim, a presente investigação fundamenta seus objetivos com as respectivas hipóteses:

Hipótese 1: Considerando as diferentes ocupações de solo predominantes em cada microbacia de estudo, há diferenças nas concentrações dos parâmetros de qualidade da água superficial.

Hipótese 2: Há diferenças no que se refere à sazonalidade temporal.

Hipótese 3: Há parâmetros que melhor caracterizam a qualidade da água nestes ambientes.

Por meio dos resultados, pretende-se subsidiar informações para o planejamento do manejo florestal, à nível de microescala, tendo como unidade de planejamento principal a microbacia. Além disso, com base no conhecimento sobre o enquadramento dos cursos d'água, conforme a classificação da Resolução do CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), espera-se esclarecer alguns questionamentos referentes as possíveis alterações nas características da água com a introdução da silvicultura em ambiente típico do bioma Pampa.

2 OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar as alterações das características físico-químicas e biológicas da água superficial que a atividade de silvicultura com eucalipto pode desencadear em ambiente com uso tradicional do bioma Pampa em Rosário do Sul, RS.

Especificamente, objetivou-se:

- Comparar as variáveis físicas, químicas e biológicas da água com os valores máximos permitidos pela legislação brasileira (Resolução 357, de 17 de março de 2005 do CONAMA) nas diferentes áreas de estudo;
- Avaliar o papel do povoamento de eucalipto, em conjunto com as áreas de proteção recomendadas pela legislação ambiental, nas características da água superficial;
- Identificar os parâmetros que melhor caracterizam a água nas áreas investigadas;

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Biomas Brasileiros e Florestas Plantadas

Conforme a definição do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2012) “bioma” corresponde ao conjunto de fauna e flora constituído pelo agrupamento de tipos de vegetação próximos e identificáveis em escala regional, sob condições pedológicas e climáticas semelhantes, bem como, história compartilhada de mudanças, o que resulta em uma diversidade biológica própria daquela região.

O Brasil é composto pelos biomas: Amazônia, Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica, Pampa e Pantanal, os quais correspondem a 49,29; 23,92; 13,04; 9,92; 2,07 e 1,76 % do território brasileiro (IBGE, 2012).

Atualmente, os biomas brasileiros estão expostos as mais diversas intervenções humanas, o que promove a descaracterização e o desequilíbrio destes ecossistemas. Conforme dados do Ministério do Meio Ambiente (MMA), mencionado pela Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas (ABRAF, 2012), em 2011 o Brasil manteve 519,5 milhões de hectares de florestas nativas, sendo 0,8 % (4,3 milhões de ha) preservados pelas empresas do setor florestal na forma de Áreas de Preservação Permanente (APP), Reservas Legais (RL) e Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN's).

Considerando a ótica ambiental, pode-se considerar que o fomento florestal atenua a pressão sobre a vegetação nativa presente nos biomas, recupera solos degradados e promove a conservação dos mesmos, contribuindo assim, para a manutenção e qualidade dos regimes hídricos.

3.1.1 O Bioma Pampa no Estado do Rio Grande do Sul

O Rio Grande do Sul é composto por dois biomas: Mata Atlântida, em altitudes maiores, ao norte, e Pampa, na metade sul do Estado. No Brasil, o bioma Pampa se restringe ao Estado do Rio Grande do Sul, abrangendo uma área de 176.496 km², o que corresponde a 63 % do território estadual, conforme o IBGE (2012).

O bioma Pampa, também denominado como a região da campanha no RS, contempla uma diversidade peculiar de fauna e flora, com formações diversas, tais como: serras, planícies, coxilhas, morros rupestres, havendo predomínio de campos nativos, mas há também

a presença de matas ciliares, matas de encosta, matas de pau-ferro, formações arbustivas, butiazais, banhados e afloramentos rochosos (MMA, 2012).

Boldrini et al. (2009) destacam que o bioma Pampa se constitui por grandes extensões de campo natural, em que a matriz florística compõe formações florestais entremeadas ao longo dos sistemas lóticos. Em relação à diversidade da flora, estima-se 2.200 espécies campestres para uma área de 280.000 km², diversidade elevada comparada a as formações campestres da América do Norte, onde em uma área de 800.000 ha, no Estado de Wisconsin, onde foram encontradas 266 espécies.

Esses campos, muitas vezes são negligenciados pela comunidade científica e pela sociedade em geral, onde muitos veem essas áreas como vegetação secundária após destruição da floresta. Por vezes, desconsidera-se sua enorme contribuição no sequestro de carbono, uma vez que os ecossistemas campestres, tanto tropicais como temperados, contribuem potencialmente às reservas globais de carbono (SAN JOSÉ et al., 1998).

Conforme o MMA (2012), a pecuária extensiva sobre os campos nativos tem sido a principal atividade econômica na região desde a Colonização Ibérica, com a introdução de bovinos pelos Jesuítas, por volta de 1634, tal atividade caracteriza a formação do Estado e sua identidade regional.

Há quase um século que o Pampa passou a ser antropizado por atividades não zootécnicas. Primeiramente, com a introdução da rizicultura, entre as décadas de 30 e 40. Após, em 70, com o investimento na produção de soja, o cultivo de pastos exóticos, e mais recentemente, a silvicultura, as quais contribuíram para a transformação e descaracterização das paisagens campestres que até então eram ocupadas pelos campos nativos com pecuária extensiva.

A fragilidade do solo que comporta esse ecossistema além de estar relacionada ao material geológico de formação também tem influência do desgaste do solo historicamente proporcionado pela atividade pecuária. Souto (1994) destaca sete municípios que apresentam alta fragilidade do solo à erosão: Alegrete, Cacequi, Itaqui, Manoel Viana, Quaraí, São Francisco de Assis e São Vicente do Sul, totalizando aproximadamente 1,4 milhão de hectares.

Até o ano de 2009, o bioma Pampa apresentou uma descaracterização de 54 % da sua área original, correspondendo a 177 mil quilômetros quadrados, em função das finalidades econômicas (pecuária, agricultura e silvicultura) e urbanização. Com isso, o Pampa tornou-se o segundo dos biomas que mais sofreu com a ação humana, perdendo apenas para o bioma Mata Atlântica (IBGE, 2012).

Nas últimas décadas, grandes extensões de terra do bioma Pampa foram convertidas em plantios florestais com o apoio de incentivos fiscais estaduais e federais que colaboraram para o aumento do percentual de áreas antrópicas (WRIGHT et al., 2000).

A nível mundial, cada vez mais as paisagens campestres vem sendo convertidas em áreas agrícolas e plantações florestais a um ritmo acelerado (HERRON et al., 2002; JACKSON et al., 2002).

A atenção à importância dos ecossistemas naturais em relação ao fornecimento de água aumentou nos últimos anos, juntamente, com o aumento das alterações do uso do solo, os quais comprometem os serviços ambientais fornecidos por esses ambientes (MATSON et al., 1997; SCANLON et al., 2007).

Os estudos executados na região da campanha do RS relacionando a silvicultura com eucalipto nas características desse ambiente ainda são muito recentes (CALIL, 2008; CORRÊA, 2011), bem como, no que se refere às possíveis alterações da atividade nos cursos d'água conforme demonstrado por Baumhardt (2010), Consensa (2012) e Dambrós (2011). Isso implica na carência de informações sobre os possíveis efeitos da silvicultura no que se refere à quantidade e, principalmente, à qualidade das águas desses mananciais.

Com isso, reforça a importância de novos trabalhos na área, sendo imprescindível o monitoramento de variáveis físicas, químicas e biológicas da água, preferencialmente, durante todo o ciclo de rotação dos plantios florestais, a fim de se averiguar as possíveis alterações desencadeadas pela silvicultura nesse ecossistema.

3.1.2 Silvicultura de Eucalipto no Brasil

Atualmente, o Brasil se encontra num plano estratégico no que se refere à produção florestal. Em 2011, a área ocupada por florestas plantadas no Brasil totalizou 6.515.844 ha, correspondendo a 74,8 e 25,2 %, respectivamente, para as espécies dos gêneros de *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp., conforme dados da (ABRAF, 2012).

Conforme a associação supracitada, o Brasil ocupou, em 2011, a terceira posição no *ranking* mundial de produção de celulose, correspondendo a 71,2 % nesse segmento de produção, seguido pelos segmentos de siderurgia a carvão vegetal (18,4 %), painéis de madeira industrializada (6,8 %) e produtores independentes (3,6 %).

Pertence à família das Mirtáceas, o gênero *Eucalyptus* sp. é nativo da Austrália e possui mais de 670 espécies naturais, sendo que apenas duas delas, *Eucalyptus urophylla* e *E. deglupta*, ocorrem naturalmente fora do território australiano (MORA; GARCIA, 2000).

A disseminação mundial de sementes de eucalipto teve início no século XVIII, sendo até a metade do século XIX destinado a plantios em jardins botânicos, como na Europa. Após esse período, o gênero passou a ter alguma importância comercial. Na América do Sul, o primeiro país a introduzir o eucalipto foi o Chile em 1823 e, posteriormente, a Argentina e o Uruguai. No Brasil, as primeiras mudas de eucalipto chegaram ao Rio Grande do Sul (RS), em 1868, as quais foram trazidas por Assis Brasil, para as fazendas do sul. Após, coube a Edmundo Navarro de Andrade, engenheiro da Companhia Paulista de Estradas de Ferro, que a partir de 1903 deu início aos plantios da espécie em grande escala, visando encontrar uma solução para a produção de dormentes e de madeira exigidos pela ferrovia na época (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CELULOSE E PAPEL (BRACELPA), 2012; ASSOCIAÇÃO GAUCHA DE EMPRESAS FLORESTAIS (AGEFLOR), 2012).

Em 2000, o RS já contava com uma significativa área de plantios comerciais sendo de, aproximadamente, 253 mil hectares de pinus e eucalipto, conforme a Sociedade Brasileira de Silvicultura (SBS, 2012). Entretanto, apenas em 2004, iniciaram-se novos plantios no RS, como em regiões do bioma Pampa, onde até então não havia expressiva atividade no âmbito florestal. Nesse período, também foi registrado o estabelecimento de algumas empresas do setor florestal fato que contribuiu para um aumento médio anual de 11 % de área plantada com eucalipto no Estado. Em 2011, a área plantada no RS, correspondendo a 5,7 % (280.198 ha) do total de área nacional plantada com o gênero *Eucalyptus* sp.

Atualmente, a silvicultura com eucalipto na metade sul vem despertando muitos questionamentos a respeito das possíveis transformações nas características do solo e seus efeitos sobre os recursos hídricos. Com isso, o gênero se tornou alvo da discussão promovida pela indústria de celulose e papel e ambientalistas, estando de um lado o desenvolvimento da atividade e do outro o receio aos possíveis danos ambientais irreversíveis.

Lima (2010), em mais uma extraordinária revisão sobre a polêmica da silvicultura de eucalipto sobre os mananciais, faz referência à contraditoriedade de pensamentos da sociedade a respeito da relação entre florestas e mananciais. Antigamente, as discussões se concentravam na ideia de que o desaparecimento das florestas em prol do desenvolvimento era um grande impacto nos recursos hídricos, visto que, se discutia que quanto mais florestas, mais água, era o mote, porém, hoje as críticas são contrárias. Com isso, a crença atual, refere-se que quanto mais áreas florestadas, menos água.

Anesi (2007) questiona o surgimento das críticas advindas da expansão de florestamentos com eucalipto no Brasil, visto que por outro lado, não têm sido detectadas críticas à maioria das monoculturas agrícolas sendo quase sempre exóticas, tais como: milho,

trigo, arroz e batata, café e cana-de-açúcar. Dean (1996) também se refere a este questionamento, utilizando a expressão “curiosa xenofobia”, visto que a rejeição a espécie exótica eucalipto por parte de ambientalistas jamais foi aplicada ao café, aos cítricos e até mesmo as espécies florestal do gênero *Pinus* sp.

O papel multifuncional das florestas é cada vez mais reconhecido pela sociedade que usufrui dos numerosos produtos oriundos das mesmas, como a madeira, mas também sobre o conjunto de serviços ecossistêmicos que fornece, tais como a conservação da biodiversidade, a proteção oferecida às bacias hidrográficas, a recuperação de áreas degradadas, o controle da erosão e a estabilização de dunas (ALLEN et al., 2010; MARCHIORI, 1997)

3.2 Monitoramento de bacias hidrográficas

3.2.1 Bacia Hidrográfica como unidade de manejo

No Brasil, a bacia hidrográfica foi definida como unidade territorial para fins de planejamento e gestão, conforme a Lei 9.433 de 8 de janeiro de 1997, a qual institui a Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997).

Sob a visão hidrológica, Calijuri e Bubel (2006) definiram a bacia hidrográfica como área de captação do escoamento superficial que alimenta um sistema lótico, onde, qualquer ponto da superfície terrestre faz parte de uma bacia hidrográfica e deve ser analisada como parte de um todo, compondo uma unidade geomorfológica essencial que contempla os mecanismos que se desencadeiam no ambiente por meio de suas formas. Lima (2008) definiu como toda a área de captação natural da água da chuva que proporciona escoamento superficial para o canal principal e seus tributários.

Brooks et al. (1991), Câmara (2004), Gardiman Junior (2012), Likens (1985), Lima e Zakia (2006) e Moster (2007) são alguns dos estudos que destacam o ambiente dos mananciais como unidades fundamentais para o planejamento do uso e conservação de recursos naturais, utilizando-se de microbacias experimentais como uma ferramenta na avaliação dos efeitos ambientais de ocupação do solo. Portanto, a unidade geomorfológica natural (microbacia hidrográfica) apresenta-se como uma área experimental ideal para a quantificação de possíveis impactos, em especial as relações entre floresta e água.

O planejamento do uso da área de drenagem de uma bacia hidrográfica implica na condução de estratégias orientadas e organizadas em prol do uso conforme as suas limitações

de ocupação, visando à produção de bens e serviços, sem afetar adversamente o solo e os cursos d'água.

Kobiyama (2000) aborda alguns benefícios ambientais oferecidos pelas florestas, como a mitigação do clima, do pico do hidrograma, das perdas de solo, da mesma forma que o melhoramento da qualidade da água no solo e no rio decorrente da ação de “filtro”, atenuação da poluição atmosférica, produção de oxigênio, absorção do gás carbônico, prevenção de danos causados pela força do vento, redução da poluição sonora, recreação e educação, produção de biomassa e energia.

O conhecimento das características ambientais e sociais, fornecidas pelas florestas naturais e plantadas, é imprescindível para a definição de metas e objetivos durante a elaboração de um planejamento do uso da terra. Dessa forma, as atividades vinculadas ao manejo florestal devem ser analisadas considerando a escala onde estão sendo desenvolvidas.

Com base nestas considerações, o esquema a seguir (Figura 3.1), ilustra um conjunto de variáveis hidrológicas fundamentais que caracterizam o monitoramento dos parâmetros em função das diferentes escalas de manejo.

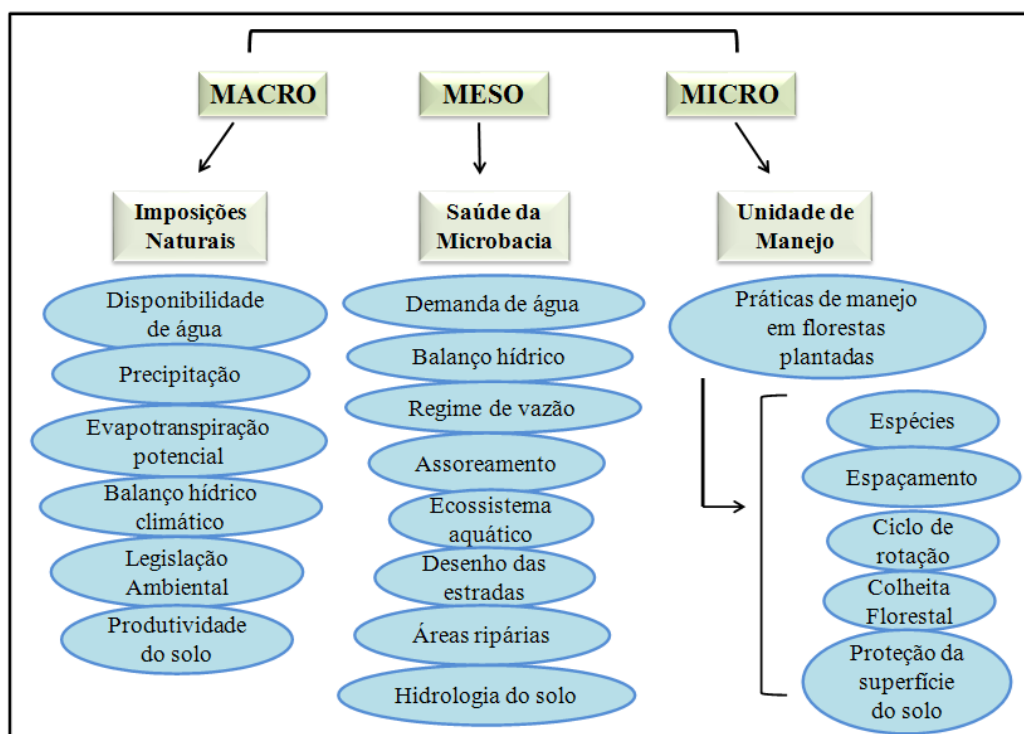


Figura 3.1 – As escalas da sustentabilidade hidrológica e seus respectivos indicadores. (Fonte: Adaptado de IPEF, 2012).

Para a manutenção dos serviços ambientais é preciso que o enfoque do manejo de florestas plantadas mude de “manejo de talhão” para “manejo do ecossistema” o qual incorpora definitivamente a conservação da água nos planos de manejo (LIMA, 2010).

Conforme a definição de Iovino e Marchetti (2010), “*le cenosi forestali proteggono corsi e corpi d’acqua a livello quantitativo e nel mantenimento di un’elevata qualità dell’acqua*”¹. Com isso, normalmente, as bacias hidrológicas florestadas constituem numa importante fonte de água potável para diversas comunidades no mundo e em muitos casos são manejadas especificamente para esta finalidade (DUDLEY; STOLTON, 2003).

Arcova (1996) relata que a análise de qualquer alteração no regime hidrológico em uma bacia hidrográfica só pode ser feita por meio de um registro prévio de suas características hidrológicas, e que este período seja suficientemente longo para que se possa avaliar e quantificar a magnitude desta alteração.

Em se tratando de qualidade da água, Câmara (2004) reforça que por meio de um plano de monitoramento é possível estabelecer práticas adequadas de manejo. No entanto, estas práticas são estabelecidas a partir de resultados experimentais em condições onde seria possível quantificar os impactos e os efeitos de medidas mitigadoras.

O funcionamento hidrológico de uma microbacia é altamente complexo e relativamente estável suportando alterações naturais quando em boas condições de proteção vegetal. No entanto, dependendo do estado de conservação, considera-se um ambiente altamente vulnerável às perturbações, cujas alterações se refletem na qualidade da água, resultado de diversos fatores integrados (PERRY; MAGHEMBE, 1989).

Em relação a estas perturbações muitos estudos têm contemplado os efeitos diretos e indiretos do uso intensivo do solo, no que se refere às características físicas e químicas da água e da biota aquática (ALLAN, 2004; LI, et al. 2008; ORMEROD et al., 2010; PEDERSEN, 2009).

3.2.2 Monitoramento de pequenas bacias hidrográficas

O monitoramento de microbacias envolve características quantitativas e qualitativas. Sob a ótica hidrológica, Cruz (2001) menciona diversos fatores que interferem

¹ “A proteção florestal exercida nos mananciais contribui para a estabilidade do nível d’água e proporciona água de elevada qualidade” [tradução nossa].

no comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica, tais como: a geomorfologia, o tipo e uso do solo, a distribuição temporal e intensidade das chuvas, a forma do canal, dentre outros.

Os primeiros estudos florestais em microbacias experimentais buscavam compreender as relações existentes da cobertura florestal, do reflorestamento e da substituição da vegetação original sobre a ciclagem de nutrientes, a produção e a qualidade da água, com destaque para Engler (1919), o qual registrou os primeiros experimentos na Suíça, e mais tarde, Bates e Henry (1928), no Estado do Colorado nos Estados Unidos da América (EUA).

Uma das razões da quantificação hidrológica constitui na base para a tomada de decisão no que diz respeito ao planejamento, aproveitamento e controle dos recursos hídricos (MENDONÇA et al., 2001).

Cruz (2001) destaca que o monitoramento de variáveis quantitativas compreende a base para o entendimento da avaliação dos aspectos qualitativos dos cursos hídricos, uma vez que indica a maior ou menor capacidade de diluição dos parâmetros de qualidade. Koide e Souza (2001) também notificam que as variáveis quantitativas hidrológicas das bacias hidrográficas, tais como os níveis de vazão e pluviosidade incidente, devem ser consideradas durante o monitoramento de qualidade da água. Portanto, a análise conjunta desses dados apresenta extrema importância na interpretação realista do corpo hídrico analisado, pois permite visualizar as alterações de qualidade no corpo hídrico de acordo com os períodos secos e úmidos (FORMIGONI et al, 2011).

Em relação à caracterização físico-química e biológica da água superficial, foco dessa pesquisa, destacam-se os trabalhos pioneiros realizados sobre qualidade da água nas estações experimentais de *Coweeta* e *Hubbard Brook*, nos EUA. Os efeitos das atividades silviculturais sobre a qualidade da água foi demonstrado pela primeira vez por Bormann e Likens (1970), onde observaram que o sistema de corte raso florestal implicou num aumento da concentração de nutrientes no deflúvio do curso de água, contribuindo para o desequilíbrio da ciclagem geoquímica de nutrientes.

Brown et al. (2005), destacaram que “*world-wide forest hydrology study in the past century demonstrated that the paired watershed approach is the best way to detect land cover change effects on hydrology*”^[2]. Este método, conforme os autores, consiste em relacionar

² “Estudo de hidrologia florestal em todo o mundo, no século passado, demonstrou que a abordagem de bacias hidrográficas pareadas é a melhor maneira de detectar os efeitos da mudança de cobertura do solo em hidrologia” [tradução nossa].

duas microbacias semelhantes em termos de declividade, solo, clima e vegetação, adotando-se uma das microbacias como referência (testemunha), enquanto a outra submetida a atividade de interesse.

Além do método de bacias pareadas, McCulloch e Robinson (1993) classificaram os estudos em microbacias por meio da correlação, podendo ser: entre várias bacias, com o uso de bacias individuais ou pelo método da autocalibração.

O monitoramento da qualidade da água é um dos principais instrumentos de sustentação de uma política de planejamento e gestão de recursos hídricos, visto que funciona como um sensor que possibilita o acompanhamento do processo de uso dos corpos hídricos, apresentando seus efeitos sobre as características qualitativas das águas, visando subsidiar as ações de controle ambiental (LEMOS et al., 2010, p. 156).

Assim, um programa de monitoramento ambiental inclui, em geral, coletas frequentes nos mesmos pontos de amostragem e análise em laboratório de um grande número de variáveis, resultando em uma matriz de grandes dimensões e de complexa interpretação. Muitas vezes, um pequeno número dessas variáveis contém as informações mais relevantes enquanto a maioria das variáveis adiciona pouco ou nada à interpretação dos resultados, em termos qualitativos (GARDIMAN JUNIOR, 2012; GUEDES et al., 2012; SIMEONOV et al., 2003; TOLEDO; NICOLELLA, 2002).

No entanto, os parâmetros de qualidade da água variam muito no tempo e no espaço, assim, um monitoramento a curto prazo e com baixa frequência de amostragem dificilmente vai capturar as características extremas do sistema, o que pode ofuscar padrões hidroquímicos complexos (KIRCHNER et al., 2004; NEAL et al., 2006; PRIEN, 2007). Por isso, é imprescindível a realização de um monitoramento contínuo de médio a longo prazo com a finalidade de melhor descrever as condições naturais em que se encontra determinado corpo hídrico.

Muitas pesquisas recentes recomendam, inclusive, a aplicação de monitoramento de alta frequência, ou seja, na ordem de minutos ou horas, a fim de melhor se avaliar os efeitos e a natureza dos eventos, bem como, a quantificação da variabilidade fluxo temporal. Com isso, eleva a precisão das estimativas de carga e retenção de nutrientes, melhora o entendimento das interações entre as águas subterrâneas e superficiais (BIRKEL et al., 2010; HORSBURGH et al., 2010; SOULSBY et al., 2007).

Impactos sobre o regime hídrico e os efeitos na qualidade da água, podem se desencadear tanto no local pontual da atividade, quanto à jusante, em escala de bacia hidrográfica (FARLEY et al., 2008).

No esquema a seguir (Figura 3.2), proposto por Farley et al. (2008), apresentam-se as causas e consequências das alterações nas características do solo e da água por meio da dinâmica hidrológica e biogeoquímica, considerando a conversão de áreas campestres em plantios florestais.

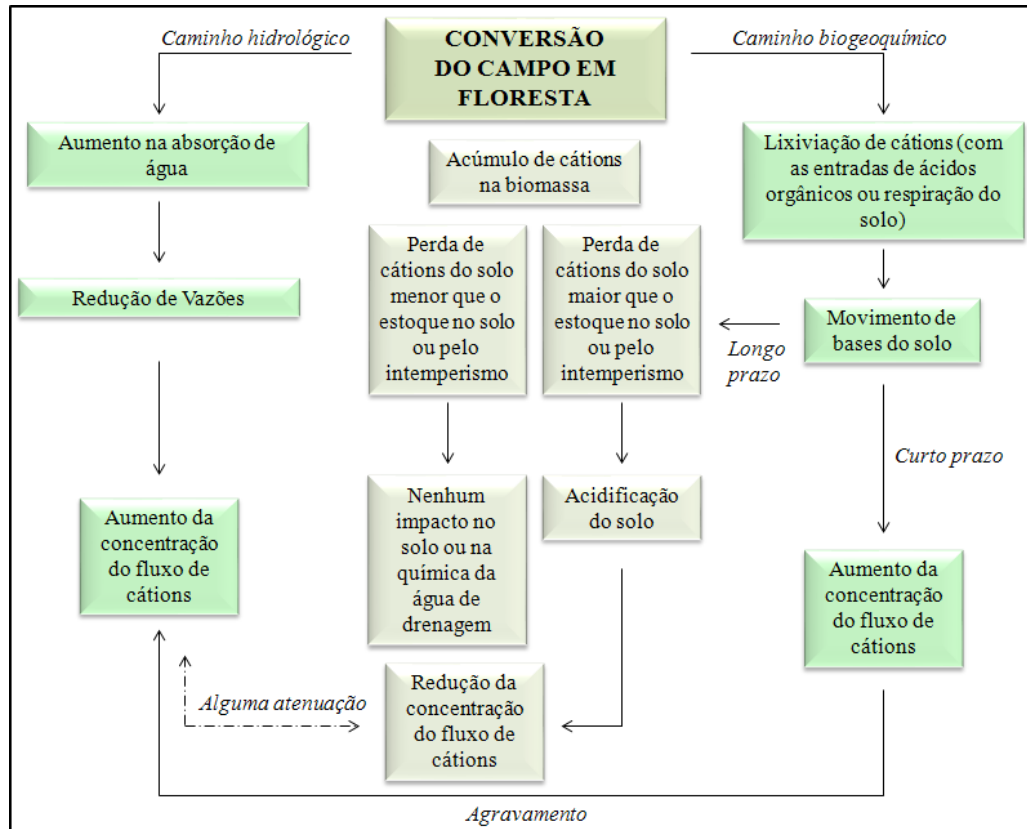


Figura 3.2 – Esquema das alterações nas características do solo e da água em decorrência da mudança no uso do solo com campo em silvicultura (Fonte: Adaptado de Farley et al., 2008).

A conversão de áreas naturais em sistemas agrícolas, por exemplo, tem demonstrado grandes impactos sobre os recursos hídricos, por meio de alterações na quantidade e qualidade da água, da mobilização de sais, salinização e lixiviação de fertilizantes (SCANLON et al., 2007).

Black (2004) destaca cinco funções físicas, químicas e biológicas comuns em bacias hidrográficas, as quais contemplam: o recebimento; o processamento e a transformação da água, correspondendo à entrada de precipitação no sistema; ao armazenamento de água, as transformações de processos químicos; a produção de água e a criação de ambientes aquáticos. Neary et al. (2009) mencionam que os solos florestais alteram cada uma dessas funções, visto que está diretamente relacionado ao aumento nas taxas de interceptação da precipitação incidente devido ao maior índice de área foliar, do sistema radicular mais

desenvolvido nas camadas profundas do solo e das maiores taxas de evaporação comparado às demais vegetações.

O monitoramento da qualidade da água, sob a perspectiva de manejo florestal, além dos parâmetros de qualidade, deve-se monitorar as atividades realizadas durante o desenvolvimento do povoamento, tais como preparo do solo, plantio, tratos silviculturais e colheita (BROCKERHOFF, et al. 2012; HOPMANS; BREN, 2007; LAUDON, et al. 2011; TETZLAFF et al., 2007).

Nesse sentido, tais variáveis são monitoradas para aferir a qualidade das ações de manejo, uma vez que em condições naturais, a cobertura florestal geralmente está relacionada com a estabilidade hidrológica da microbacia e, portanto, com água de boa qualidade. Entretanto, cabe ressaltar que as variações ocorridas nas concentrações dos parâmetros também estão relacionadas aos eventos chuvosos intensos (IPEF, 2012).

3.3 Curvas de permanência de vazões e de qualidade

A curva de permanência, ou de duração de vazões, relaciona a vazão de um corpo hídrico com a porcentagem do tempo em que ela é superada ou igualada, a qual sintetiza a variabilidade das vazões, caracterizando a base de comportamento para a sustentabilidade de sistemas aquáticos (CRUZ, 2001).

Essa técnica estatística é definida como a probabilidade de ocorrência da vazão média diária do rio em ser maior ou igual a um determinado valor durante o período amostral, onde o conhecimento dos intervalos de confiança destas vazões serve como instrumento ao planejador equacionar a otimização do uso dos recursos hídricos (CRUZ, 2001; CRUZ; SILVEIRA, 2007).

O conceito de permanência de vazões pode ser estendido à permanência de outras variáveis. Brittes et al. (2007), Cruz e Silveira (2007), Formigoni (2011) e Silveira et al. (2003) adotaram esse conceito para a avaliação da qualidade dos corpos hídricos em conformidade com as classes de enquadramento instituídas pela Resolução 357/2005 do CONAMA.

Com isso, as curvas de permanência para as variáveis de qualidade da água correspondem à distribuição de frequências da concentração de determinado parâmetro analisado (BRITES et al., 2007; SILVEIRA et al., 2003).

Conforme Borin (2011) trata de uma distribuição de frequência acumulada para determinados parâmetros, em que se permite averiguar a permanência dos parâmetros de qualidade da água em determinadas concentrações.

3.4 Qualidade da água em microbacias

No Brasil, a qualidade das águas superficiais é determinada conforme os usos a que ela se destina sendo a classificação e diretrizes ambientais para o seu enquadramento estabelecida por meio dos valores de intervalos de alguns atributos físicos, químicos e biológicos conforme consta na Resolução do CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005).

Por meio da resolução, os mananciais foram classificados em 5 classes de usos (classe Especial e as classes de 1 a 4), para cada tipo de água: doces (salinidade inferior a 0,05 %), salobras (salinidade entre 0,05 e 3 %) e salinas (salinidade superior a 3 %). Em relação à classe Especial, considera-se ideal para o uso doméstico sem tratamento prévio, enquanto o uso doméstico da classe 4 é restrito, embora havendo tratamento, devido à presença de substâncias que oferecem risco à saúde humana. Na Tabela 3.1, verifica-se uma síntese da classificação dos corpos hídricos em relação aos usos das águas brasileiras.

Tabela 3.1 – Classificação das águas brasileiras conforme a finalidade de uso.

(Continua)

Finalidade	Classificação da água												
	Doce					Salina				Salobra			
	CLASSE												
	Especial	1	2	3	4	Especial	1	2	3	Especial	1	2	3
Abastecimento para consumo humano	TD	TS	TC	TC ou TAV							TC ou TAV		
Aquicultura e atividade de pesca.			X			X					X		
Dessedentação de animais.				X									
Harmonia paisagística					X			X					X
Irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;				X									
Irrigação de hortaliças/frutas que são consumidas cruas/sem remoção de película;		X									X		
Irrigação de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto.			X								X		

(Conclusão)

Finalidade	Classificação da água												
	Doce				Salina				Salobra				
	CLASSE												
	Especial	1	2	3	4	Especial	1	2	3	Especial	1	2	3
Navegação					X				X				X
Pesca amadora				X				X				X	
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas	X					X				X			
Preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral	X					X				X			
Proteção das comunidades aquáticas		X*	X				X				X		
Recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº. 274, de 2000;		X	X				X				X		
Recreação de contato secundário.				X				X				X	

Nota: Tipos de Tratamento para a água de consumo humano: Desinfecção: TD; Simplificado: TS; Convencional: TC; Avançado: TAV - X* - em Terras Indígenas (Fonte: Adaptado de Cruz e Silveira, 2007).

A legislação se baseia em normatizações estabelecidas nos países desenvolvidos e que em muitos casos possuem características socioculturais e econômicas completamente distintas das encontradas no Brasil (MAIER, 2007). Merten e Minella (2002) consideram que somente a partir de uma classificação padronizada é possível fixar metas para atingir níveis de indicadores consistentes para um padrão desejado.

Enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas classe 2, as salinas e salobras classe 1, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, o que determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente (Artigo 42 da Resolução CONAMA 357/05).

Considerando a observação do artigo 42, supracitado, a seguir (tabela 3.2), observase os limites permitidos das concentrações de algumas variáveis para a classe 2.

Tabela 3.2 – Valores máximos permitidos para a classe 2 de enquadramento de águas superficiais doces (BRASIL, 2005).

(Continua)

Parâmetros	Valor máximo permitido
Turbidez	100 UNT
pH	6 – 9*
Oxigênio dissolvido	5 mg L ⁻¹ de O ₂

Parâmetros	Valor máximo permitido
Sólidos totais	500 mg L ⁻¹
Cloreto	250 mg L ⁻¹ de Cl ⁻
Nitrito	1 mg L ⁻¹ de NO ₂ ⁻
Nitrato	10 mg L ⁻¹ de NO ₃ ⁻
Nitrogênio amoniacal total	3,7 mg L ⁻¹ de N, para pH < 7,5
	2,0 mg L ⁻¹ de N, para 7,5 < pH < 8,0
	1,0 mg L ⁻¹ de N, para 8,0 < pH < 8,5
	0,5 mg L ⁻¹ de N, para pH > 8,5
Sulfato	250 mg L ⁻¹ de SO ₄ ²⁻
<i>Escherichia coli</i>	1000 NMP/100 ml

*Nota: intervalo de valores entre 6 e 9.

A literatura menciona duas formas de poluição nos corpos hídricos. A primeira, denominada “difusa” em que se dá pela ação das águas da chuva ao transportarem a poluição nas suas diversas formas sobre a superfície do terreno para os corpos receptores, como exemplo, o escoamento da área urbana e agricultura por meio do interfluxo de solos muito orgânicos. Outra forma de poluição se refere a “pontual”, que ocorre em função das ações modificadoras localizadas como os efluentes industriais (LAUERMANN, 2007; LI et al., 2008; SLIVA; WILLIAMS, 2001).

Com isso, a qualidade da água está intrinsecamente relacionada à vazão, graças ao processo de diluição das cargas poluentes. Assim, na presença de fontes pontuais, a qualidade da água apresentará níveis melhores em períodos de maior vazão do que em períodos de vazões mínimas. Outro fator ocorre por meio das cargas advindas de fontes difusas, onde as águas de escoamento superficial trazem consigo cargas que podem ser prejudiciais ao meio. Logo, a qualidade das águas pode ser prejudicada tanto em períodos secos como em períodos chuvosos (FORMIGONI et al., 2011).

Sob o mesmo ponto de vista, Bricker e Jones (1995) sugerem que a qualidade de um rio, em qualquer ponto, reflete várias influências principais, incluindo a litologia da bacia, entradas atmosféricas, condições climáticas e de atividades antropogênicas.

Conforme Lima (2001), a qualidade da água não se traduz apenas pelas suas características físicas e químicas, mas pela qualidade de todo o funcionamento do ecossistema. Assim, por meio da análise desses parâmetros podemos obter o grau de contaminação e poluição da água.

Ahearn et al. (2005) mencionam que a característica química da água que escoar é controlada por inúmeros fatores naturais e antropogênicos. De modo geral, a poluição das águas decorre da adição de substâncias ou de formas de energia que diretamente ou indiretamente alteram suas propriedades, prejudicando-a para determinados usos.

Da mesma forma, as mudanças no uso da terra, tais como as de reflorestamento, podem alterar o tipo e a solubilidade da composição das fontes de entradas no sistema, das características da matéria orgânica do solo e na quantidade de estoques de nutrientes do solo, interferindo nas características dos cursos de água (HOOD et al., 2003).

Na Tabela 3.3 estão apresentados alguns indicadores de microescala selecionados e sua relação com a saúde da microbacia quanto a três critérios principais: processos hidrológicos, capacidade produtiva do solo e equilíbrio do ecossistema aquático.

Tabela 3.3 – Variáveis selecionadas para o monitoramento de florestas plantadas em microbacias.

Crítérios	Indicadores
Manutenção dos processos hidrológicos e da qualidade do manejo florestal	Balço Hídrico
	Picos de Vazão
	Sólidos em suspensão
	Turbidez
	Condutividade elétrica
	Fósforo
	Oxigênio dissolvido
	Potássio
	Temperatura da água
	Macroinvertebrados bentônicos
Manutenção do potencial produtivo do solo	Fósforo
	Nitrogênio
	Cálcio
	Potássio
	Magnésio
	Sólidos em suspensão
Manutenção do equilíbrio dinâmico do ecossistema aquático	Oxigênio dissolvido
	Fósforo
	Nitrogênio
	Temperatura da água
	Sólidos em suspensão
	pH
	Macroinvertebrados bentônicos

(Fonte: Adaptado de Câmara et al., 2006).

Com base na tabela, observa-se que alguns indicadores são comuns aos três critérios, enquanto outros estão diretamente relacionados a critérios específicos. Jolly et al. (1996) apud Rodrigues et al. (2007) mencionam que a qualidade da água superficial e subterrânea são considerados bons indicadores, respectivamente, de tendência e de condição no que se refere ao estado atual de uma microbacia.

Câmara (1999) verificando a qualidade da água em uma microbacia experimental com cobertura florestal de *Eucalyptus saligna*, concluiu que os parâmetros físicos da água como a turbidez, a cor e a condutividade elétrica apresentaram-se como os melhores indicadores de qualidade do deflúvio.

A qualidade da água que deriva de microbacias cobertas com floresta plantadas, geralmente é considerada de boa qualidade. No entanto, considerando a escala de um talhão florestal, quando não aplicadas algumas práticas adequadas de manejo poderá contribuir para a erosão, perdas de sedimentos e de nutrientes em microbacias, gerando impactos à jusante, bem como para a degradação hidrológica dos solos e, eventualmente, da própria microbacia (CALDER, 2007).

Lima et al. (2002), em sua revisão abordaram que de todas as operações de manejo florestal, o preparo do solo e a colheita florestal, quando realizada pelo sistema de corte raso, são responsáveis pelos maiores impactos ambientais nos mananciais. Estas atividades, normalmente, implicam em perdas de solo, aumento do aporte de sedimentos e de nutrientes nos cursos d'água e, conseqüente, do assoreamento nos mananciais afetando, contudo, os processos hidrológicos. Aust et al. (1996) destacam que os sedimentos são os principais poluentes associados às operações florestais.

Contudo, analisando outras atividades rurais, a literatura aborda que tanto a agricultura como a agropecuária (bovinocultura e suinocultura) apresentam grande influência na contaminação dos mananciais, compreendendo fontes de alto potencial degradador (MERTEN; MINELA, 2002; MORAES; PAULA JÚNIOR, 2004). Da mesma forma Andrade et al. (2007a; 2007b) mencionam que o uso e o manejo do solo em áreas agrícolas acarretam alterações na qualidade das águas superficiais.

A criação intensiva de animais, quando concentrada e sem obediência aos critérios de controle ambiental, pode causar poluição hídrica pela presença de alta carga orgânica e de coliformes termotolerantes presentes nos resíduos que são lançados nos cursos d'água. Além disso, tal atividade, normalmente, afeta a regeneração e equilíbrio da vegetação ciliar em função do pisoteio do gado (BELSKY et al., 1999). Continuando sob esta análise, a degradação das áreas que margeiam os mananciais implica em muitos aspectos, tais como

uma perda de estabilidade dos taludes, a qual contribui para o aumento da erosão e lixiviação química do terreno circundante (BOWLER et al., 2012). Assim, a qualidade da água superficial está diretamente relacionada ao percentual de cobertura vegetal da bacia hidrográfica. Da mesma forma que, a remoção da cobertura vegetal sem a adoção de técnicas para a conservação do solo contribui para a erosão, a perda da fertilidade dos solos e a degradação dos cursos de água.

A consequência principal desse processo é o carreamento de sedimentos para os corpos d'água, os quais estão associados à aplicação de fertilizantes e agrotóxicos, onde estes são aplicados sem o devido controle técnico, provocam o assoreamento e comprometimento da qualidade dos mananciais (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA), 2012).

Arcova e Cicco (1999) verificaram, em microbacias ocupadas com agricultura, valores de temperatura, turbidez e cor aparente da água, superiores aos registrados nas microbacias cobertas por floresta pertencente à Mata Atlântica. Os trabalhos de David et al. (2008) e Moore et al. (2005) também verificaram a influência das matas ciliares sobre a temperatura da água.

O'loughlin (1994) menciona que por meio do monitoramento da qualidade da água em microbacias na Nova Zelândia se verificou que as áreas com florestas naturais não perturbadas apresentaram alta qualidade de água, pois apresentam baixa concentração de nutrientes dissolvidos, sólidos em suspensão e organismos microbiológicos.

Câmara et al. (2000) avaliaram a dinâmica dos nutrientes em uma microbacia coberta por povoamento de eucalipto com 50 anos de idade. Os autores concluíram que a alteração na cobertura vegetal não causou grande desequilíbrio no balanço geoquímico da microbacia no primeiro ano após o corte raso.

Voigtlaender (2007) caracterizou a dinâmica hidrológica e a biogeoquímica de duas microbacias, cobertas respectivamente, por Mata Atlântica e *Pinus taeda*, onde concluiu que as duas microbacias apresentaram características semelhantes para a dinâmica hidrológica, para as propriedades do solo e, principalmente para o balanço geoquímico dos nutrientes.

Guimarães et al. (2010) monitoraram a qualidade da água superficial em áreas com reflorestamento de *Pinus taeda*, *Pinus elliottii* e mata nativa, onde verificaram que o reflorestamento contribuiu para o aumento do pH, condutividade elétrica, turbidez e nitrato, porém essas elevações não foram suficientes para extrapolar os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 para rios de Classe 1. Os autores identificaram que o cultivo de pinus em microbacias com relevo acentuado proporcionou maior perda de sedimentos e nutrientes do solo.

Os processos de produção de escoamento superficial e de sedimento foram reconhecidos como as principais consequências da degradação do solo, uma vez que a degradação prejudica a qualidade do solo, reduzindo as taxas de infiltração do solo, retenção de água, capacidades, conteúdo de nutrientes e matéria orgânica do solo em profundidade (PIMENTEL et al., 1995).

Reetz (2002) ressalta que as condições hidrológicas de vazão representam a concentração dos parâmetros analisados, as quais variam no tempo, em função das temperaturas e das vazões existentes nos rios.

A avaliação da qualidade da água em função das vazões hídricas deve-se ao efeito de diluição dos parâmetros de qualidade que pode ser observada por meio das curvas de permanência de modo a vincular a permanência nas classes de enquadramento, mais detalhes pode ser visto em Silveira et al. (2003).

Assim, por meio do entendimento dos processos ambientais, pode-se evoluir no conhecimento acerca dos ecossistemas, bem como, atuar corretamente sobre as causas das alterações ocorridas no meio. Esta intervenção somente será possível por meio de planejamentos, observações e monitoramento para então se dispor de informações confiáveis pertencentes ao ambiente em questão.

3.5 Parâmetros de qualidade

A qualidade da água depende de seus parâmetros físicos, químicos e biológicos. Os principais parâmetros físicos são: turbidez, temperatura, cor, sabor, odor; os químicos são: pH, dureza, cloretos, nitrogênio, fósforo, oxigênio dissolvido, matéria orgânica, micropoluentes orgânicos e micropoluentes inorgânicos como os metais pesados (zinco, cromo, cádmio, etc) e por fim, os parâmetros biológicos, os quais são analisados por meio de organismos indicadores como algas e bactérias (LAUERMAN, 2007).

A seguir, serão descritos os parâmetros analisados no presente estudo, suas definições, características e peculiaridades de experimentos realizados em microbacias com área de drenagem ocupada com campo e povoaamentos florestais.

3.5.1 Turbidez

A turbidez da água pode ser definida pelo grau de diminuição que um feixe de luz sofre ao atravessá-la, devido à presença de materiais sólidos em suspensão como areia, silte e argila além de detritos orgânicos, algas e plâncton em geral (COMPANHIA DE

TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB), 2009). O parâmetro também é considerado um bom indicador da qualidade da água em relação ao arraste de sedimentos (CÂMARA, 1999). O mesmo é abordado por Salgado e Júnior (2006) em que relacionam a turbidez das águas com o processo de erosão superficial nas encostas e o consequente assoreamento dos cursos d'água.

Um valor elevado de turbidez contribui para a redução da fotossíntese da vegetação enraizada submersa e das algas e, conseqüentemente, a produção de oxigênio (MORTARI; SILVA, 2009).

Câmara (2004) observou valores médios de turbidez iguais a 42,71 UNT em plantios de eucalipto, com 3 anos de idade, em Guaíba (RS); de 110,6 UNT em plantios de eucalipto em Imperatriz (MA); 11,83 UNT em plantio de *Eucalyptus saligna*, com 5 anos de idade, em Itatinga (SP) e 11,25 UNT em áreas drenadas com floresta nativa no município de Imperatriz (MA).

A mesma autora, comparando estes valores com os observados em microbacias com uso de pastagem, verificou: 16,41 e 19,5 UNT, em áreas cobertas com pastagem nos municípios de Guaíba (RS) e Imperatriz (MA), respectivamente. Considerando isoladamente cada área de estudo, observa-se que no município de Imperatriz (MA) os valores observados no campo (19,5 UNT) foram menores em relação aos observados na área com eucalipto (110,6 UNT) e maiores em relação à área drenada com floresta nativa (11,25 UNT). Também foi menor na área de campo, em relação à floresta, no município de Guaíba (RS), 16,41 e 42,71 UNT, respectivamente.

Lubenow et al. (2012), analisando a qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Nhapindazal localizada no município de Irati (PR), avaliando pontos com diferentes usos do solo, observaram valores de turbidez menores (3,9 UNT) em áreas com nascentes protegidas e maiores (25,0 UNT) em ambientes desprotegidos e com recebimento de efluente industrial. Likens (1992) observou valores de turbidez igual 11,8 UNT em microbacias florestadas.

Conforme Oliveira Filho et al. (1994), a devastação de matas ciliares contribui para o assoreamento dos cursos d'água, devido ao aumento da turbidez, o desequilíbrio do regime das cheias, a erosão das margens, além do comprometimento com a fauna silvestre. Arcova e Cicco (1997) salientam que em microbacias com uso agrícola o transporte de sedimentos e a perda de nutrientes são maiores quando comparadas às de uso florestal.

Em relação às atividades de manejo florestal, alguns estudos destacam que as práticas como a construção de estradas, o preparo intensivo do solo e a atividade de colheita florestal são as que mais estão associadas a perturbações na superfície do solo e compactação,

especialmente ao longo das estradas, o que compromete a qualidade da água dos mananciais em função do aumento de sedimentos na água (AUST et al., 1996; LIMA et al., 2002).

3.5.2 Potencial hidrogeniônico

O potencial hidrogeniônico (pH) representa a concentração de íons hidrogênio (H^+) que indica a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. Os critérios de proteção à vida aquática em águas superficiais fixam o pH entre 6 e 9 (CETESB, 2009). Libânio (2008) comenta que as águas naturais dos cursos d'água apresentam pH variando de 6,0 a 8,5. Já para Mosca (2008), o intervalo sugerido corresponde entre 4,0 e 9,0.

O efeito indireto do pH está na condição de contribuir à precipitação ou solubilização de elementos químicos tóxicos como metais pesados. Logo, o pH está diretamente relacionado com o grau de solubilidade de diversas substâncias, na distribuição das formas livres e ionizadas de diversos compostos químicos, definindo inclusive o potencial de toxicidade de vários elementos (LAUERMANN, 2007).

As alterações de pH nos cursos d'água podem ser de origem natural (dissolução de rochas) ou antrópica (despejos domésticos e industriais). Messias (2008) afirma que o pH pode ser considerado uma das variáveis ambientais mais importantes e complexas de se interpretar, em função dos inúmeros fatores que atuam sobre o meio, podendo tal complexidade estar relacionada as fontes de poluição difusa.

Farley et al. (2008) observaram, no bioma Pampa, valores médios de pH entre 7,2 e 6,5, respectivamente, nas águas superficiais de microbacias com campo e com plantio de eucalipto no município de Lavalleja (Uruguai). Lima (1996) explica também que o pH da água superficial em microbacias florestadas com eucalipto pode variar conforme a espécie cultivada.

Mosca (2008) observou valores de pH entre 6 e 7, em microbacia com plantio de eucalipto no Cerrado, sem muita variação durante os períodos secos e chuvosos. O autor também aborda que quando as águas são ligeiramente alcalinas, deve-se a presença de carbonatos e bicarbonatos, em que geralmente reflete o tipo de solo drenado pela água. No entanto, quando um pH é muito ácido ou muito alcalino, normalmente, está associado à presença de despejos industriais.

Bueno et al. (2005) observaram valores de pH variando de 5,7 a 6,3 e 5,9 a 6,3, respectivamente, em microbacias sob duas condições do uso do solo: mata nativa e eucalipto, no município de Conchal (SP).

Ranzini (1990), em microbacia reflorestada por eucalipto no Vale do Paraíba (SP), encontrou valores de pH entre 5,6 e 6,3; consoante com o observado por Arcova et al. (1993), com pH entre 5,8 e 6,5 em microbacia recoberta por Mata Atlântica.

Câmara (2004) observou valores médios de pH iguais a 6,6 e 6,7 nas águas em microbacia com plantios de eucalipto, com 3 anos de idade, e em área de pastagem em Guaíba (RS), respectivamente. Também, observou valores de 5,78, 6,1, 6,3 e 6,57 em áreas com plantio de *Eucalyptus saligna*, com 5 anos de idade, em Itatinga (SP); em área com cultivo de eucalipto em Alagoinhas (BA); em microbacia florestada com eucalipto e em mata nativa em Imperatriz (MA), respectivamente. A mesma autora observou pH médio igual a 7,5 em área com pastagem no município de Imperatriz (MA).

Lubenow et al. (2012) analisando a qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Nhapindazal localizada no município de Irati (PR) em pontos com diferentes usos do solo, observaram valores de pH entre 5,98 e 7,31.

3.5.3 Oxigênio Dissolvido

O oxigênio é essencial à vida, aos animais e à maior parte da biota aquática, componente requerido pelos microorganismos aeróbios durante o processo de nutrição e consequente liberação de energia (ROCHA; CRUZ, 2001).

A concentração dessa variável é afetada pelos resíduos oxidáveis presentes em altas concentrações de cargas orgânicas. Conforme Lauermann (2007), a disponibilidade de oxigênio dissolvido (OD) depende do balanço entre a quantidade consumida por bactérias para oxidar a matéria orgânica e a quantidade produzida no próprio manancial por meio dos organismos fotossintéticos.

Valente et al. (1997) mencionam que em águas poluídas ou águas eutrofizadas, a decomposição de compostos orgânicos presentes na água consome oxigênio, por meio da oxidação química e, principalmente, bioquímica, via respiração dos microorganismos, depurando assim a matéria orgânica. Conforme definição da CETESB (2009), o oxigênio proveniente da atmosfera se dissolve naturalmente nos corpos de água, em função da diferença de pressão parcial, sendo outra fonte importante de oxigênio nas águas provém da fotossíntese das algas.

Um rio considerado limpo, em condições normais, normalmente apresenta valores de oxigênio dissolvido entre 8 e 10 mg L⁻¹. Essa quantidade pode variar em função da temperatura e pressão. A determinação do oxigênio dissolvido é fundamental para avaliar as

condições naturais da água e detectar os possíveis impactos ambientais como eutrofização e poluição orgânica (CARMOUZE, 1994).

Lubenow et al. (2012) analisando a qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Nhapindazal localizada no município de Irati (PR), observaram valores de OD entre 6,78 e 8,57 mg L⁻¹ para diferentes usos do solo em áreas rurais.

3.5.4 Demanda Bioquímica de Oxigênio

Em geral, a demanda de oxigênio, corresponde à necessidade de oxigênio dissolvido em oxidar (biologicamente ou quimicamente) os compostos orgânicos que normalmente são instáveis em compostos finais mais estáveis, tais como o CO₂, NO₃ e H₂ (MORTARI; SILVA, 2009).

Conforme Von Sperling (2005), a demanda bioquímica de oxigênio corresponde a uma forma indireta de se avaliar a quantidade de carbono orgânico presente em um corpo hídrico, sendo um importante parâmetro para se avaliar o grau de poluição com matéria orgânica no manancial.

A CETESB (2009) define a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) de uma amostra d'água como sendo a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável. Normalmente, a DBO representa a quantidade de oxigênio consumido durante um determinado período de tempo, numa temperatura de incubação específica. Assim, para um período de tempo de 5 dias a uma temperatura de incubação de 20°C é frequentemente denominado como DBO_{5,20}.

Teores elevados de matéria orgânica podem induzir à completa extinção do oxigênio na água, provocando a mortandade de peixes e de outras formas de vida. Além disso, pode ser considerado um indicador do incremento de microflora, logo, interferindo no equilíbrio da vida aquática, além de produzir sabores e odores desagradáveis (CETESB, 2009).

Na legislação federal, a Resolução nº 357 do CONAMA (BRASIL, 2005), que dispõe sobre a classificação dos corpos de água, impõe os limites de DBO variando de 3 a 10 para água doce e os limites mínimos de OD entre 2 e 6 mg L⁻¹, dependendo da classe pertencente. Com isso, quanto menor o número da classe, mais nobres são os usos destinados à água, e conseqüentemente os padrões ambientais de qualidade da água serão mais exigentes.

3.5.5 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica (CE) depende da quantidade de sais dissolvidos na água e é aproximadamente proporcional à sua quantidade, sendo sua determinação uma estimativa rápida do conteúdo de sólidos de uma amostra (MORTARI; SILVA, 2009). Com isso, a CE corresponde à capacidade da água em conduzir corrente elétrica, inferindo sobre a perda de nutrientes (CÂMARA, 1999; RODRIGUES et al., 2007), consoante com Arcova (1996).

De acordo com a CETESB (2009), a CE representa uma medida indireta da concentração de poluentes sendo críticos níveis superiores a $100 \mu\text{S cm}^{-1}$. Em águas continentais, os principais íons que contribuem para a condutividade elétrica são: o cálcio, o magnésio, o potássio, o sódio, carbonatos, carbonetos, sulfatos e cloretos (LAUERMANN, 2007).

Likens (1992) observou valor de condutividade elétrica igual a $12 \mu\text{S cm}^{-1}$ em microbacias florestadas mostrando a importância da vegetação de funcionar como "filtro" e sistema regulador dos corpos hídricos.

Matheus e Tundisi (1988) observaram na bacia hidrográfica dos rios Itaqueri e Lobo (SP), em locais com mata ripária bem conservada valores de condutividade elétrica inferiores a $20 \mu\text{S cm}^{-1}$. Enquanto que para regiões com ausência de proteção ciliar a condutividade observada foi muito elevada ($> 100 \mu\text{S cm}^{-1}$) o que evidencia aumento da composição iônica de água, resultado da drenagem superficial.

Câmara (2004) observou em áreas com plantio de eucalipto nos municípios de Itatinga (SP), Imperatriz (MA) e Guaíba (RS), valores de condutividade elétrica iguais a 53,66, 66,66 e $81,83 \mu\text{S cm}^{-1}$, respectivamente. Da mesma forma, observou para a área com mata nativa em Imperatriz (MA), valor igual a $92,5 \mu\text{S cm}^{-1}$ e em microbacias com pastagem valores iguais a 53,93 e $105 \mu\text{S cm}^{-1}$, nos municípios de Guaíba (RS) e Imperatriz (MA), respectivamente.

Waldhoff et al. (2001) monitoraram 22 parâmetros de qualidade da água a fim de se avaliar os impactos da colheita de madeira de caixeta (*Tabebuia cassinoides*) na Bacia do Rio Ribeira, no Estado de São Paulo, onde não se verificou impactos significativos na qualidade da água para a maioria dos parâmetros. No entanto, os elementos que apresentaram maiores valores foram para as variáveis: condutividade elétrica, fósforo e potássio, concluindo que o procedimento de colheita contribuiu para um pequeno impacto na qualidade da água.

3.5.6 Coliformes Totais, Termotolerantes e *Escherichia coli*

O grupo de coliformes totais (CT) constitui-se em um grande grupo de bactérias que têm sido isoladas de amostras de águas e solos poluídos e não poluídos. Tal grupo foi bastante usado no passado como indicador, e continua a ser usado em algumas áreas, embora as dificuldades associadas com a ocorrência de bactérias não fecais seja um problema. No entanto, não existe uma relação quantificável entre CT e microrganismos patogênicos, os quais poderiam ser denominados de coliformes “ambientais”, dada a sua possível incidência em águas e solos não contaminados, representando, portanto, outros organismos de vida livre e não intestinal (VON SPERLING, 2005).

A *Organización Mundial de la Salud* - OMS (1995) caracteriza o grupo dos coliformes totais com a inclusão de espécies de origem não exclusivamente fecal, podendo ocorrer naturalmente no solo, na água e em plantas.

Em relação aos coliformes termotolerantes, a Resolução 357/2005 do CONAMA, define como bactérias gram negativas, em forma de bacilos, oxidase negativas, caracterizadas pela atividade da enzima β -galactosidase. Podem crescer em meios contendo agentes tensoativos e fermentar a lactose nas temperaturas de 44° - 45 °C, com produção de ácido, gás e aldeído. Além de estarem presentes em fezes humanas e de animais homeotérmicos, ocorrem em solos, plantas ou outras matrizes ambientais que não tenham sido contaminados por material fecal. Já para Von Sperling (2005), corresponde ao principal indicador da presença de contaminação fecal no corpo d'água.

De acordo com a definição da CETESB (2009), os coliformes termotolerantes são definidos como microrganismos do grupo coliforme capazes de fermentar a lactose a 44-45°C, sendo representados principalmente pela *Escherichia coli* e, também por algumas bactérias dos gêneros *Klebsiella*, *Enterobacter* e *Citrobacter*. Dentre esses microrganismos, somente a *E. coli* é de origem exclusivamente fecal, estando sempre presente, em densidades elevadas nas fezes de humanos, mamíferos e pássaros, sendo raramente encontrada na água ou solo que não tenham recebido contaminação fecal. Os demais gêneros podem ocorrer em águas com altos teores de matéria orgânica (efluentes industriais), ou em material vegetal e solo em processo de decomposição, da mesma forma que podem ser encontrados igualmente em águas de regiões tropicais ou subtropicais, sem qualquer poluição evidente por material de origem fecal.

Lubenow et al. (2012) verificaram valores iguais a 18000 e 100 NMP/100 ml, de coliformes totais e *E. coli*, respectivamente, em áreas agrícola com pouca proteção ciliar. Em

áreas com nascentes protegidas, observaram 4000 e 200 NMP/100 ml, de coliformes totais e *E. coli*, respectivamente. Sob o uso do solo com pecuária e sem proteção de mata ciliar, verificaram valores de 17000 e 1200 NMP/100 ml, de coliformes totais e *E. coli*, respectivamente. Enquanto que, para áreas degradadas com lixo, presença de animais e sem proteção de APP, os valores corresponderam a 24000 e 9000 NMP/100 ml, de coliformes totais e *E. coli*, respectivamente.

3.5.7 Temperatura

A temperatura é um parâmetro que está diretamente relacionado à velocidade das reações químicas, à solubilidade das substâncias e ao metabolismo dos organismos presentes no ambiente aquático, sendo para Arcova et al. (1993), a radiação solar considerada a principal variável que controla a temperatura da água de riachos.

Para Libânio (2008), a alteração da temperatura das águas naturais decorre principalmente da insolação, e quando de origem antrópica, refere-se a despejos industriais e a refrigeração de máquinas e caldeiras.

Considerando a interferência da silvicultura sobre as características da água em cursos d'água, Bueno et al. (2005) realizaram no município de Conchal (SP) a avaliação dos parâmetros de qualidade sob diferentes usos do solo (mata nativa e plantio de eucalipto), onde não se verificou diferenças significativas nas análises de temperatura, oxigênio dissolvido, matéria orgânica e potencial hidrogeniônico, para as áreas de estudo. No entanto, verificaram-se maiores valores de matéria orgânica e oxigênio dissolvido na área ocupada por eucalipto. Os mesmos autores registraram valores médios da temperatura da água entre 20,4 a 23,7 °C e de 20,0 a 22,7 °C, respectivamente, para os trechos de mata nativa e eucalipto.

Conforme Arcova e Cicco (1999), as microbacias florestadas apresentaram níveis de temperatura da água inferiores aos das microbacias onde o uso agrícola predomina. Sabara (1999), estudando córregos no médio Rio Doce (MG), verificou valores de temperatura da água variando de 17,1 a 26,6 °C (plantios com eucalipto) e de 14,2 a 25,8 °C (pastagens e agricultura).

3.5.8 Alcalinidade

A alcalinidade de uma amostra de água é expressa em miligramas por litro de carbonato de cálcio (CaCO_3) e corresponde a sua capacidade de reagir quantitativamente com um ácido forte até um valor definido de pH. Assim, a alcalinidade pode ser definida como a

capacidade da água em neutralizar sua acidez por meio da soma de bases, incluindo carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos (RIGHES, 2009).

Conforme Queiroz e Boeira (2006), a alcalinidade total da água está em função da dissolução do calcário presente no solo, sendo determinada principalmente pelas características do solo. Consoante com a definição de Matheus et al. (1995), uma vez que o tipo de solo por onde a água percorre, normalmente, indica a acidez ou a alcalinidade da solução. Para Thomaz et al. (2001), a alcalinidade está diretamente relacionada com a condutividade elétrica, sugerindo que o bicarbonato de magnésio e cálcio encontram-se entre os principais íons que determinam a condutividade.

3.5.9 Sólidos Totais, Suspensos e Dissolvidos

A concentração de sólidos totais (ST) corresponde a soma das frações de sólidos dissolvidos (SD) e sólidos suspensos (SS). Os SD são constituídos, principalmente, por carbonatos, bicarbonatos, cloretos, sulfatos, fosfatos e, principalmente, nitratos de cálcio, magnésio, potássio, pequenas quantidades de ferro, manganês e outras substâncias (MORTARI; SILVA, 2009).

Câmara et al. (2006) definem os SS como a fração constituída por areia, silte, argila, partículas de material orgânico e inorgânico, componentes orgânicos solúveis, plâncton, organismos microscópicos, bem como, sedimentos provenientes da erosão do solo.

Câmara (2004) observou valores de SS iguais a 16,28, 53,8, 16,16 e 6,3 mg L⁻¹ em áreas com plantio de eucalipto nos municípios de Itatinga (SP), Imperatriz (MA), Alagoinhas (BA) e Guaíba (RS), respectivamente. A mesma autora também verificou maiores valores em área com mata nativa no município de Imperatriz (MA), com valor igual a 20,42 mg L⁻¹ e em microbacias com pastagem, valores médios iguais a 9,2 e 25,2 mg L⁻¹, nos municípios de Guaíba (RS) e Imperatriz (MA), respectivamente.

Lubenow et al. (2012) verificaram valores médios iguais a 35,5 (ST), 15,5 (SS) e 20 mg L⁻¹ (SD) em área de nascente com proteção de mata ciliar. Os mesmos autores investigando as concentrações de sólidos, observaram que em áreas com acesso a animais e sem proteção de vegetação os valores atingiram 77,0 mg L⁻¹ (ST), 16,5 (SS) e de 60,5 (SD) e em área com cultivo agrícola verificaram 83,5 mg L⁻¹ (ST), 13,5 (SS) e de 70 (SD).

Câmara et al. (2006) caracterizam esta variável como indicador da qualidade das operações florestais e sugerem realizar a análise das frações de material volátil do não volátil

que compõe os sólidos suspensos, o que permite uma verificação mais apurada do tipo de material presente na água.

Câmara e Lima (1999) com o propósito de reduzir os impactos sobre a quantidade e a qualidade da água em microbacias destinadas à produção florestal, avaliaram os possíveis indicadores que norteiam as atividades florestais. Para tanto, monitoraram as atividades de corte raso em plantio de eucalipto com 50 anos (na 4ª rebrota) e em área sem intervenção silvicultural (povoamento com 16 anos). Dentre os parâmetros considerados no monitoramento da qualidade da água, os mais afetados pela retirada da cobertura florestal foram a turbidez, a cor e os sedimentos em suspensão.

3.5.10 Cátions e ânions

Os elementos nitrogênio e fósforo são os principais responsáveis pelo processo de eutrofização nos corpos hídricos, uma vez que são necessários ao desenvolvimento dos organismos aquáticos. A rápida proliferação de algas, plantas aquáticas e microrganismos faz com que eleve o consumo de oxigênio dissolvido na água, causando a morte de peixes e até impossibilitando o consumo da água (MAIER, 2007).

Os compostos nitrogenados correspondem à matéria-prima que compõem as proteínas em todos os organismos aquáticos. Porém, quando em grandes quantidades, podem provocar um desequilíbrio ecológico além de se tornarem tóxicos para muitas espécies (BAIRD, 2002).

O fosfato (PO_4^-) encontra-se presente em adubos, na decomposição da matéria orgânica, em material particulado presente na atmosfera ou na solubilização de rochas. É considerado o principal responsável pela eutrofização, uma vez que é indispensável para o crescimento de algas (MORTARI; SILVA, 2009).

O sulfato (SO_4^{2-}), conforme a CETESB (2009), é um dos íons mais abundantes na natureza, onde em águas naturais, a principal fonte de sulfato ocorre por meio da dissolução de solos e rochas e pela oxidação de sulfeto. No entanto, as principais fontes antrópicas de sulfato nas águas superficiais são as descargas de esgotos domésticos e efluentes industriais.

O nitrato (NO_3^-) representa uma forma comum de nitrogênio encontrada em águas naturais, o qual pode ser bioquimicamente reduzido a nitrito (NO_2^-) por processos de desnitrificação, geralmente em condições anaeróbicas. Variações sazonais desse elemento em suas concentrações ocorrem conforme o crescimento e a decomposição de plantas aquáticas, pois o nitrato constitui elemento essencial para a formação dos tecidos vegetais. O

escoamento superficial pode ser importante agente no carreamento do nitrato para os mananciais (LIMA; ZAKIA, 2006), pois, é um íon de grande mobilidade no solo, estando, normalmente, associado à lixiviação (NEAL et al., 1992).

O potássio (K^+) encontra-se em baixas concentrações nas águas naturais. Sais de potássio são largamente usados na indústria e em fertilizantes para agricultura (CÂMARA et al., 2006), de forma que a drenagem dessas áreas atua como fonte desse elemento para os cursos d'água. O potássio é usualmente encontrado na forma iônica e os sais são altamente solúveis. É um elemento pronto para ser incorporado em estruturas minerais e acumulado pela biota aquática, pois é um elemento nutricional essencial. As concentrações em águas naturais, normalmente, são inferiores a 10 mg L^{-1} . Valores da ordem de grandeza de 100 e 25.000 mg L^{-1} podem indicar a ocorrência de fontes quentes e salmouras, respectivamente (CETESB, 2009).

O cloreto (Cl^-) é encontrado em águas subterrâneas, oriundo da percolação da água através de solos e rochas, e em águas superficiais, sendo as principais fontes de cloreto as descargas de esgotos sanitários (CETESB, 2009). Von Sperling (2005) afirma que o elemento cloreto origina-se da dissolução de sais como o cloreto de sódio, podendo, em altas concentrações produzir um sabor salgado à água, e muitas vezes indicar a presença de águas residuais.

O elemento magnésio ocorre normalmente na água sob a forma iônica Mg^{2+} e provém, principalmente, de rochas contendo ferromagnésio. O Mg^{2+} também é encontrado na matéria orgânica, pois constitui elemento vital para os seres vivos. Como sua origem nas águas é predominantemente das rochas e do solo, o magnésio chega ao deflúvio, principalmente, via escoamento de base, constituindo um bom indicador da infiltração da água no solo (CÂMARA et al., 2006).

O cálcio (Ca^{2+}) é o principal cátion presente na maioria das águas naturais. Praticamente, todas as rochas contribuem como fonte de cálcio, mas sua concentração é geralmente maior em águas que drenam regiões de rochas calcárias. Aumentos repentinos também podem estar relacionados ao arraste de material de solo e fertilizantes em processos erosivos e pelo lançamento de águas residuárias domésticas, industriais e mineração (CETESB, 2009).

Farley et al. (2008) compararam a qualidade da água em microbacias no município de Lavalleja, no Uruguai, onde observaram teores de Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} e Na^+ maiores nas águas superficiais cobertas por campos às áreas com eucalipto. As médias das concentrações

corresponderam, respectivamente, para as áreas de campo e de plantio florestal: 15,5 e 8,7 mg L⁻¹ (para o elemento Ca), 5,9 e 3,5 (Mg) e 1,2 e 0,6 (K).

Em suma, as águas superficiais de microbacias com florestas, normalmente, apresentam baixas concentrações de nutrientes em função da maior eficácia na ciclagem de nutrientes apresentada em relação às microbacias com pastagens e campo. Inclusive, sob esse aspecto, Lima (1996) afirma que geralmente microbacias florestadas com espécies arbóreas tendem a melhorar a qualidade da água.

3.6 Análise Multivariada

A análise e interpretação dos dados de biomonitoramento, normalmente, admite-se uma instabilidade (BURIN, 2011), situação esperada pelo pesquisador justificada pela natureza e diversidade das variáveis. Para Liao et al. (2008), estes dados apresentam grande complexidade em função da gama de informações e em razão das diferentes escalas de unidades.

Com base nesta dificuldade, tem sido amplamente aplicado as técnicas de estatística multivariada para a interpretação de diversos estudos na área ambiental, no caso do presente estudo, no que se refere a caracterização da qualidade da água em microbacias com diferentes usos do solo (GARDIMAN JUNIOR, 2012; GATICA et al., 2012; GUEDES, et al., 2012; MELO; HEPP, 2008; SALGADO et al., 2011; WANG et al., 2012). Tal ferramenta contribui para uma melhor interpretação dos resultados, auxiliando no planejamento e tomada de decisão.

Dentre os métodos de análise multivariada os mais aplicados tem sido a Análise Fatorial (AF) com o método da Análise de Componentes Principais (ACP). A AF contempla um conjunto de técnicas estatísticas que objetiva reduzir o número de variáveis iniciais com a menor perda possível de informação, constitui-se de uma técnica de interdependência na qual todas as variáveis são simultaneamente consideradas, em que cada parâmetro é correlacionado com os demais. Com isso, pode-se identificar novas variáveis em um número reduzido em relação às variáveis iniciais, sem perda significativa de informação contida nos dados originais (HAIR et al., 2005; VICINI, 2005).

Hair et al. (2005) menciona que a ACP corresponde uma abordagem estatística, que pode ser utilizada para analisar um grande número de variáveis e elucidar estas variáveis em termos de suas dimensões inerentes comuns, também denominados de fatores. Assim, tem como objetivo principal ordenar e reduzir o número de variáveis em subgrupos menores,

correlacionadas entre si, denominados de fatores ou componentes principais, de forma a explicar a maior variabilidade possível do conjunto de dados (ANDRADE, 1989). Por meio dos fatores principais é possível selecionar aquelas variáveis de maior participação em cada fator e definir as que deverão ser monitoradas, reduzindo-se, assim, os custos com análises de variáveis de menor importância na qualidade das águas (BRITO et al., 2006).

Andrade et al. (2007b) empregaram as técnicas de AF e de ACP para identificar fatores antrópicos e naturais que poderiam influenciar na qualidade das águas superficiais na Bacia do Baixo Acaraú, com base no monitoramento de 25 parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Localização e caracterização das áreas de estudo

4.1.1 Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria

A Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria (BHRSM) está situada na fronteira sudoeste do Rio Grande do Sul, entre as coordenadas geográficas 29°47' a 31°36' de latitude Sul e 54°00' a 55°32' de longitude Oeste. Compreende as Províncias Geomorfológicas Planalto Meridional e Depressão Central, abrangendo os municípios de Bagé, Dom Pedrito, Rosário do Sul, Santana do Livramento e São Gabriel, totalizando uma área de 15.609,11 km² e com população estimada em 220.296 habitantes (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE - SEMA, 2012).

Orientada em sentido sul-norte, a BHRSM apresenta a aparência aproximada de um “y” invertido, sendo os braços do “y”, respectivamente à leste e oeste, os rios Santa Maria e Ibicuí da Armada, os quais se encontram junto ao município de Rosário do Sul. A partir dessa confluência, o rio Santa Maria segue ao norte interceptando o rio Ibicuí da Armada que configura o rio Ibicuí, o qual recebe as águas do rio Cacequi e do arroio Saicã, já próximo ao exutório da bacia (Figura 4.1).

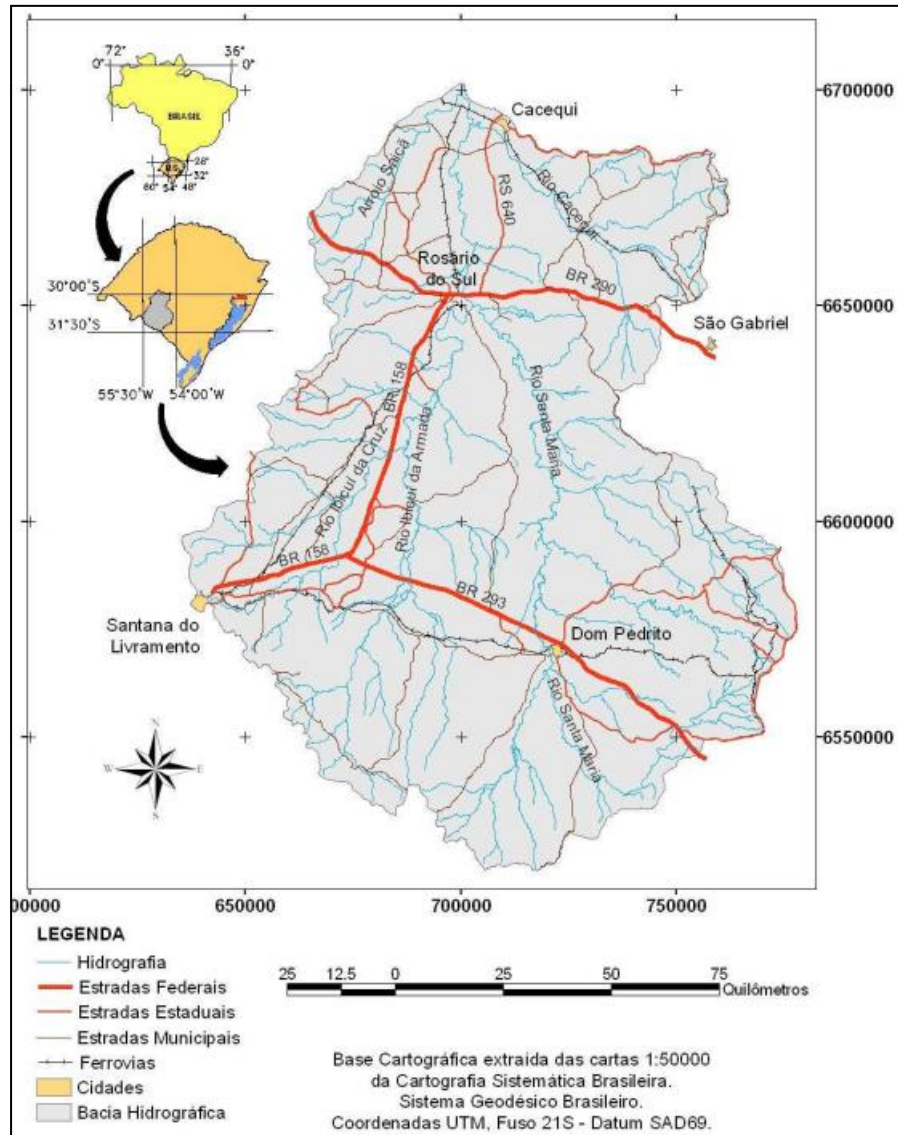


Figura 4.1 – Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria. (Fonte: Forgiarini, 2006).

Atualmente, o principal uso de água da BHRSM se destina à orizicultura, onde se observam déficits hídricos, especialmente nos meses de verão, quando se eleva a demanda pela atividade e muitas vezes resultando em conflitos de uso. Na região Sul do Brasil, o cultivo de arroz irrigado contribui, em média, com 54 % da produção nacional, sendo o Rio Grande do Sul o maior produtor brasileiro (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAPA), 2012).

Conforme dados da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, 2006) a Bacia do Rio Santa Maria caracteriza-se especialmente pela atividade agropecuária, com paisagens típicas da fronteira gaúcha, onde a pecuária extensiva tradicional se mescla com a orizicultura

moderna, em campos entremeados com várzeas ocupadas por rotação de pastagem natural e lavoura de arroz.

4.1.2 Microbacias investigadas

O estudo foi conduzido em duas microbacias com diferentes usos do solo pertencentes à Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria, localizadas na porção sudoeste do RS, entre os rios Santa Maria e Ibicuí da Armada. A microbacia com uso de campo nativo e pecuária extensiva (MC) pertence ao agropecuarista Sr. José Ildo Spanevello (Fazenda São Carlos) e a microbacia com plantio de eucalipto, APP e RL (ME) pertencente à empresa Stora Enso S/A, localizado na Fazenda Estância Tarumã.

A instrumentalização das áreas experimentais ocorreu durante a execução do projeto Bacia Escola Floresta (BEFLORESTA), financiado pelo edital Universal do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) nº 483248/2007-0.

A seleção das áreas teve por princípio a metodologia das “microbacias pareadas”, no que se refere às semelhanças das características de solo, relevo e regime pluviométrico, no entanto, com diferentes usos do solo. As bases experimentais se encontram sob as altitudes de 153 e 133 m para a ME e MC, respectivamente, as quais se distanciam a 13 km em linha reta no sentido Norte/Sul (Figura 4.2), tal distância se deve pela dificuldade de escolha das microbacias, uma vez que um dos pré-requisitos da seleção das áreas foi o de haver água o ano inteiro nos córregos.

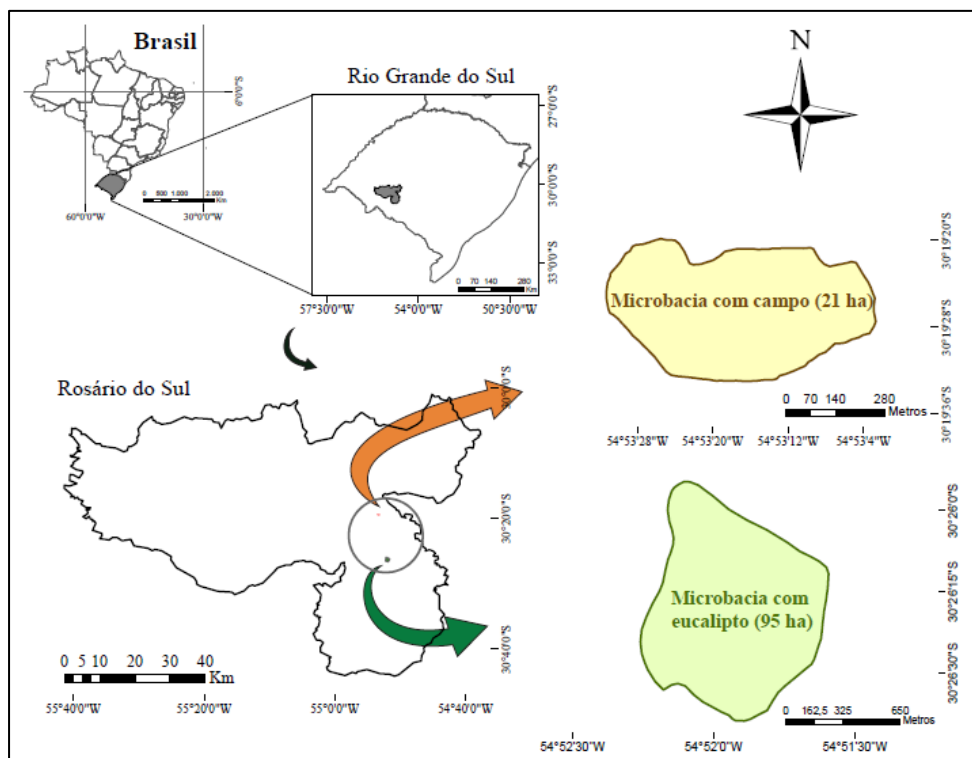


Figura 4.2 – Mapa de localização das microbacias com as respectivas coordenadas.

Maluf (2000) classifica o clima da região como subtemperado úmido com temperatura média anual igual a 18,6 °C e precipitação média anual de 1.574 mm. A seguir, verifica-se as precipitações médias anuais no município de Rosário do Sul (RS), com base no banco de dados registrados durante os anos de 1953 a 2010 (Tabela 4.1) em área pertencente à fazenda Santa Ambrosina localizada a, aproximadamente, 7 km da ME.

Tabela 4.1 – Série histórica de precipitação (mm) observada na área de estudo, durante os meses de janeiro a dezembro durante o período de 1953 a 2010.

Prec. (mm)	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Anual
Média (1953-2010)	119	125	111	137	115	118	123	95	143	147	113	98	1444
Ano 2009	87	163	79	15	46	29	36	88	210	100	461	203	1517
Ano 2010	204	136	53	108	132	44	206	27	186	19	18	106	1238

De acordo com a classificação de Ab'saber (1970), as áreas de estudo apresentam características morfológicas e geológicas do tipo “coxilha”, a qual é representada por relevo bastante homogêneo, composto de modo geral por colinas suaves, bem arredondadas (RADAMBRASIL, 1986), sobre cotas altimétricas que variam de 60 a 200 metros acima do nível médio do mar (SARTORI, 1979).

Segundo Dambrós (2011), as microbacias de estudo apresentam características geomorfológicas idênticas, não apresentam planícies de inundação extensa, por serem microbacias hidrográficas com pequenos cursos de água (riachos), e ainda em processo de esculturação do relevo (ravinas e voçorocas).

Por meio da interpretação da nomenclatura proposta pela CPRM (2008) apud Dambrós (2011), as microbacias apresentam como formação geológica aflorante a Formação Pirambóia, pertencente ao Grupo Passa Dois, do Período Permiano na Era Paleozóica. A Formação Pirambóia é diferenciada por apresentar arenitos de granulometria grossa a fina, geometria lenticular bem desenvolvida de ambiente continental (SOARES et al. 2008).

Em relação ao solo, Streck et al. (2008) classificam os solos das áreas de estudo como Argissolo Bruno Acinzentado Alítico, originados de siltito e arenito em transição com os Planossolos da Depressão Central, característico da bacia do Rio Santa Maria, conforme



Figura 4.3 – Visualização do perfil do solo na microbacia com campo nativo e pecuária (A) e com eucalipto, APP e RL (B).

Os atributos químicos que caracterizam o solo das áreas experimentais foram avaliados por meio da análise de subamostras, as quais foram coletas aleatoriamente em três glebas para cada área de estudo. A delimitação das glebas teve por princípio a homogeneização das áreas de coleta com base na topografia, drenagem e vegetação presente, sendo na MC, a gleba 1 caracterizada por áreas que margeiam o curso d'água, gleba 2 composta pelas voçorocas e gleba 3 pelo uso de campo nativo com pecuária extensiva. Já na ME, a gleba 1 também se caracterizou pela área que margeia o curso de água, a gleba 2 composta pela APP e RL e, gleba 3, pelo plantio com eucalipto.

Para cada gleba, foram coletadas 10 subamostras de solo com auxílio de pá reta nas profundidades de 0-20 e 20-40 cm (Figura 4.4). Após, com auxílio de um balde se realizou o procedimento de toailete das amostras que inclui a remoção de raízes e material grosseiro que poderia comprometer a análise. Na sequência, as amostras foram homogeneizadas a fim de formar uma amostra composta por gleba para cada profundidade amostrada em ambas as áreas de estudo totalizando, portanto, seis amostras compostas de solo. As amostras foram alocadas em sacos plásticos com respectiva identificação e encaminhadas ao Laboratório de Análise de Solo da UFSM.



Figura 4.4 – Procedimento de coleta de amostras de solo (A), profundidades de 0-20 e 20-40 cm (B) e homogeneização da amostra composta (C).

A seguir, na Tabela 4.2, apresentam-se os atributos físico-químicos que caracterizam os solos das áreas de estudo, compondo-se dos valores médios da porcentagem de argila, da textura, do índice *Shoemaker, Mac lean e Pratt* (SMP), do pH H₂O e dos atributos químicos: fósforo, potássio, zinco, cobre, enxofre, boro, matéria orgânica (MO), alumínio, cálcio, magnésio, acidez potencial (H+Al), capacidade de troca catiônica (CTC) a pH 7, saturação de bases (SB), saturação por alumínio (SA) e relação Ca/Mg na ME e MC.

Tabela 4.2 – Atributos físico-químicos (média \pm desvio padrão) do Argissolo Bruno Acinzentado Alítico nas áreas monitoradas, Rosário do Sul (RS), agosto de 2012.

Atributos	ME		MC	
	Profundidades (cm)			
	0-20	20-40	0-20	20-40
Argila (%)	13 \pm 2	14 \pm 0	14 \pm 1,5	17 \pm 2,64
Textura	4 \pm 0	4 \pm 0	4 \pm 0	4 \pm 0
Índice SMP	5,7 \pm 0,4	6 \pm 0,2	5,8 \pm 0,2	5,6 \pm 0,15
pH H ₂ O	4,35 \pm 0,1	4,4 \pm 0,3	4,4 \pm 0	4,4 \pm 0,11
P (mg/dm ³)	5,3 \pm 2,9	1,5 \pm 0,5	2,2 \pm 0	1,5 \pm 0
K (mg/dm ³)	34 \pm 16,2	34 \pm 10,1	33,3 \pm 16,7	22,7 \pm 4,61
Zn (mg/dm ³)	0,48 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,29 \pm 0,1	0,2 \pm 0,05
Cu (mg/dm ³)	0,250 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1	0,358 \pm 0,1	0,5 \pm 0,09
S (mg/dm ³)	8,3 \pm 4,4	12,7 \pm 7,1	13,73 \pm 2	13,3 \pm 1,47
B (mg/dm ³)	0,25 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1	0,23 \pm 0,1	0,2 \pm 0,11
MO (%)	1,55 \pm 0,8	1 \pm 0,3	1,4 \pm 0,4	1 \pm 0,29
Al (cmol _c /dm ³)	1,95 \pm 0,8	2 \pm 0,3	1,96 \pm 0,5	2,7 \pm 0,47
Ca (cmol _c /dm ³)	0,91 \pm 0,8	0,7 \pm 1,4	0,39 \pm 0,1	0,5 \pm 0,104
Mg (cmol _c /dm ³)	0,36 \pm 0,1	0,3 \pm 0,2	0,24 \pm 0,1	0,3 \pm 0,11
H+Al (cmol _c /dm ³)	6,8 \pm 3,2	4,5 \pm 1,0	5,36 \pm 0,9	6,7 \pm 1,11
CTC a pH 7	8,15 \pm 3,6	5,7 \pm 2,1	6,1 \pm 0,9	7,6 \pm 1,2
SB (%)	16,3 \pm 10,4	18,7 \pm 15,7	11,9 \pm 2	11,6 \pm 2,1
SA (%)	60,3 \pm 11,5	67,5 \pm 21,1	72,4 \pm 3,7	75,6 \pm 2,19
Relação Ca/Mg	2,2 \pm 1,7	2,3 \pm 1,9	1,66 \pm 0,6	1,8 \pm 0,3

Na ME, o preparo do solo para a implantação do povoamento com eucalipto na Fazenda Estância Tarumã, teve início em novembro de 2006 com o procedimento de subsolagem por meio do uso de subsolador com três hastes, incorporando 300 kg ha⁻¹ de fosfato natural reativo (GAFSA, 12 % P₂O₅ solúvel em ácido cítrico) no centro e a 40 cm de profundidade, seguido de grade leve.

Após o plantio, conforme detalhes silviculturais apresentados na Tabela 4.3 a seguir, realizam-se três fertilizações, sendo a primeira realizada 15 dias após o plantio, utilizando a fórmula N-P₂O₅-K₂O de 06-30-06 + 0,6 % Bo, 110 g planta⁻¹ (126,5 kg ha⁻¹) dividida em duas subdoses de 55 g incorporadas a 15 cm de cada lado da muda. A segunda adubação foi realizada 90 dias após o plantio, utilizando a fórmula 20-05-20 + 0,2 % Bo + 0,4 % Zn, 122 g planta⁻¹ (140 kg ha⁻¹) aplicada manualmente na projeção da copa e a terceira, aos 270 dias, com a fórmula 22-00-18 + 1 % S + 0,3 % B, 122 g planta⁻¹ (140 kg ha⁻¹) aplicada mecanicamente na entrelinha, sendo que em nenhum momento foi realizado calagem (GUIMARÃES, 2013).

Tabela 4.3 – Caracterização dos tratos silviculturais para as espécies de eucalipto cultivadas na microbacia florestada.

Talhão	Espécie	Data do Plantio	Espaçamento (m x m)	Área (ha)
1	<i>E. urograndis</i>	15/03/2007	3,5 x 2,5	0,06
2	<i>E. grandis</i>	15/04/2007	3,5 x 2,0	0,01
3	<i>E. urograndis</i>	15/10/2007	3,5 x 2,5	12,30
4	<i>E. dunnii</i>	15/11/2006	3,5 x 2,0	4,19
5	<i>E. urograndis</i>	15/10/2007	3,5 x 2,5	32,27
6	<i>E. urograndis</i>	15/10/2007	3,5 x 2,5	0,02
TOTAL (ha)				48,85

Fonte: Adaptado de Baumhardt (2010).

A área de contribuição da ME (Figura 4.5) corresponde a 95 hectares, onde 48,85 ha são cobertos com eucaliptos, sendo à madeira destinada a produção de celulose.

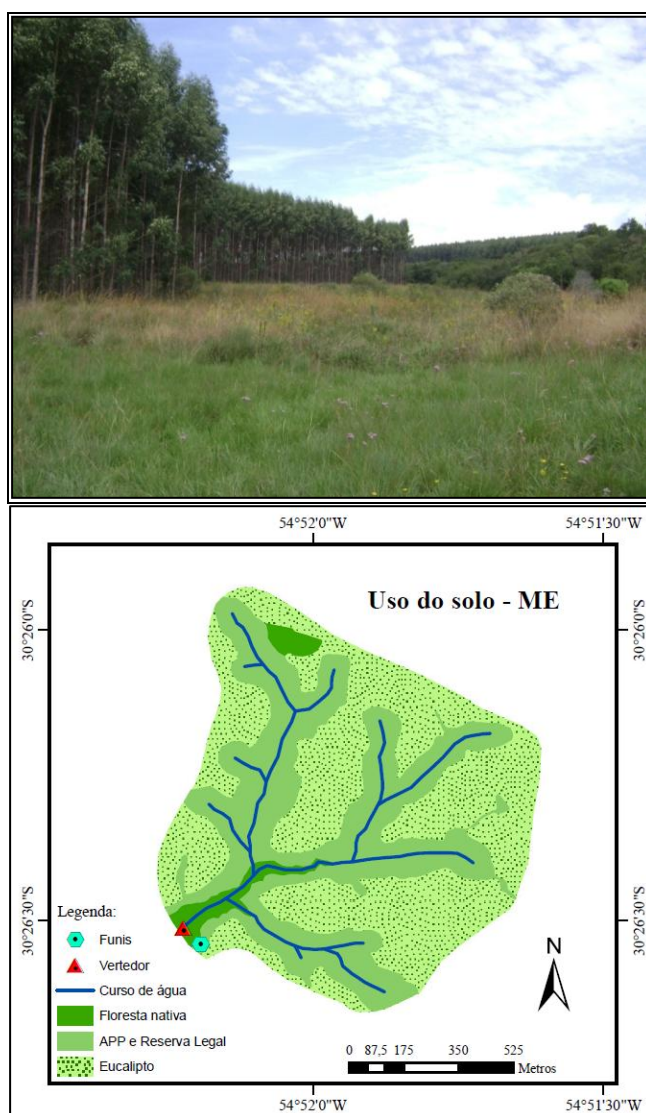


Figura 4.5 – Aspecto geral da microbacia com eucalipto, área de preservação permanente e reserva legal (ME) na Fazenda Estância Tarumã, Rosário do Sul (RS).

O plantio é composto por três espécies de eucalipto: *Eucalyptus urograndis*, *E. grandis* e *E. dunnii*, onde 91,4 % da área plantada ocupada pela espécie *E. urograndis*, sendo o cultivo do *Eucalyptus* nesse local regido pela legislação ambiental do RS, além de normas de certificação como a ISO 14.000. O restante da área (46,15 ha) corresponde a Área de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (RL).

A microbacia testemunha (MC) apresenta área de captação igual a 21 ha (Figura 4.6), com características de uso tradicional do bioma Pampa no que se refere a atividade de pecuária extensiva em campo nativo, área pertence à Fazenda São Carlos, de posse particular.

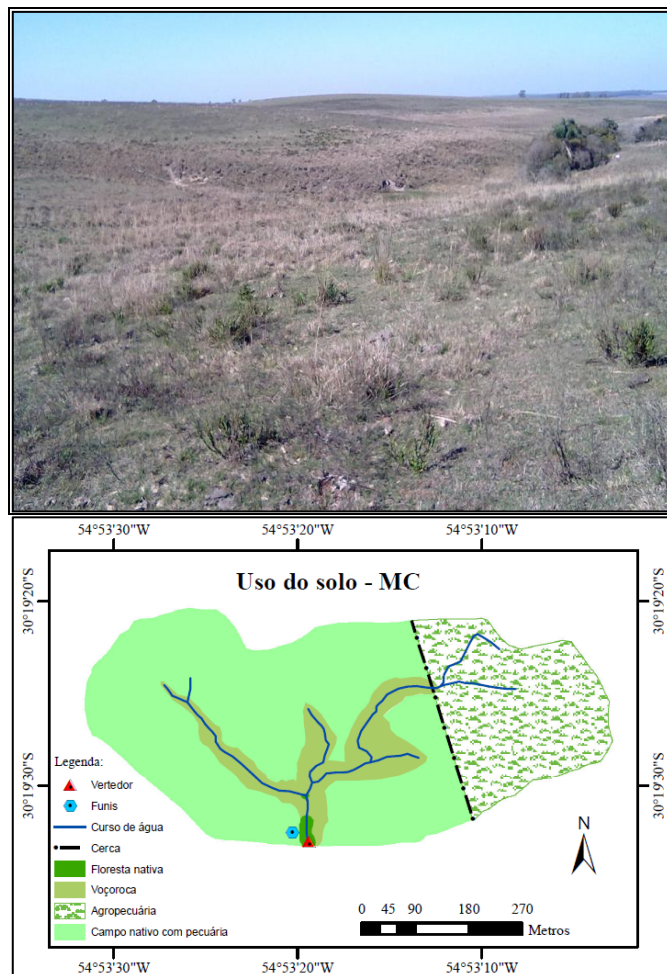


Figura 4.6 – Aspecto geral da microbacia com campo nativo e pecuária extensiva (MC) na Fazenda São Carlos, Rosário do Sul (RS).

4.2 Fluviometria

As estações linimétricas foram instaladas no exutório de cada uma das microbacias hidrográficas (Figura 4.7), sendo as duas estações constituídas por: um vertedor triangular de

90° de parede delgada confeccionada por uma chapa de aço galvanizado de 3 mm, conforme a Norma Técnica da CPRH N. 2.004; por um poço tranquilizador (estabilizador) com dimensões de 60 x 60 x 80 cm de altura, onde foram instalados os transdutores de pressão para a medição automática das cotas de vazão ao longo do dia e por uma régua metálica alocada na parede do poço, zerada conforme o sensor e nivelada com o vertedor para a aferição dos dados eletrônicos do *datalogger*.



Figura 4.7 – Estrutura hidráulica com poço tranquilizador na MC (A) e ME (B).

A vazão foi calculada por meio da equação (4.1), sendo os valores validados a partir da altura vertical máxima do vertedor, a qual equivale a 0,35 m o que corresponde a 102,91 L s⁻¹, conforme sugerido por CPRH N. 2.004 e PRONI (1990).

$$Q = 1,42 \times H^{2,5} \times 1000 \quad (4.1)$$

Em que: “Q” representa a vazão (L s⁻¹) e “H” a cota do sensor ou da régua (m).

Os transdutores de pressão correspondem ao modelo “Levelogger Junior” da SOLINST®, o qual funciona em conjunto com o “Barologger Gold” também da SOLINST® (Figura 4.8). O primeiro dos transdutores de pressão detecta a pressão da coluna de água, da temperatura do ar e da água (°C) juntamente com a pressão atmosférica (0,1 % F.S. de precisão), enquanto que, o segundo, detecta somente a pressão atmosférica local. A diferença entre os dados dos dois equipamentos resulta na cota de água em centímetros acima do sensor que fica submerso.



Figura 4.8 – Figura ilustrativa da transmissão dos dados coletados automaticamente dos medidores automáticos para o computador do tipo *notebook*.

A obtenção de registro dos dados foi programada de hora em hora para valores cheios (00:00, por exemplo), a fim de se obter uma série diária. Isto foi realizado em função da “maré barométrica” que ocorre durante o dia, pois conforme Vianello e Alves (1991), esse fenômeno ocorre a cada 24 horas em função da pressão atmosférica com picos entre às 10 e 22 horas cuja origem não é suficientemente conhecida.

4.3 Pluviometria

Adjacente às estações linimétricas foram instalados 4 funis coletores de água da chuva, com 10 cm de diâmetro, os quais tem por finalidade armazenar a água da chuva incidente em cada microbacia, sendo a coleta realizada quinzenalmente. Esses funis foram desenvolvidos pelo Grupo de Pesquisa Gestão de Recursos Hídricos (GERHI) da UFSM.

Considerando o difícil acesso às áreas de estudo, a distância entre elas e a necessidade de haver medições diárias de precipitação, a pesquisa contou com os dados registrados no pluviômetro “Ville de Paris” da HIDROMEC[®], com área de captação igual a 400 cm², pertence ao projeto BEFLORESTA, localizado na Fazenda São Carlos, em distância intermediária as microbacias de estudo.

Os dados de precipitação incidente nessas áreas foram comparados aos valores pertencente à série histórica registrada em área próxima da ME (Fazenda Santa Ambrosina), bem como, aos das estações pluviométricas pertencentes a ANA (Tabela 4.4) localizadas próximas das áreas de estudo para aferição e consistência dos dados observados.

Tabela 4.4 – Localização e início do monitoramento nos pluviômetros utilizados.

Pluviômetro / Estação	Coordenada Geográfica (UTM) – Zona 21 J		Proprietário	Código estação	Altitude (m)	Início da Série (mês/ano)
Granja Umbu*	722637	6634577	ANA	3054016	160	Jan/76
Rosário do Sul*	712856	6644894	ANA	3054007	137	Abr/43
Pluv. de PVC (Santa Ambrosina)	702012	6636159	Santa Ambrosina	-	166	Jan/53
Pluv. “Ville de Paris” (São Carlos)	703192	6641113	São Carlos	-	124	Fev/08
Funis Floresta	704530	6630261	UFSM	-	130	Jan/12
Funis Campo	702957	6643241	UFSM	-	134	Jan/12

Nota: “*” Pluviômetro Telemétrico

A consistência dos valores de precipitação foi realizada por meio do método da Dupla-Massa, o qual se baseia no princípio de que o gráfico de uma quantidade acumulada, plotada contra outra quantidade acumulada, durante o mesmo período, deve ser uma linha reta, sempre que as quantidades sejam proporcionais (TUCCI, 1993). Após consistência, os valores de precipitação incidente também foram consistidos com base nos eventos de vazão registrados por meio dos *dataloggers* conforme a Figura 4.8, anteriormente, citada.

Os dados diários de precipitação pluviométrica foram coletados por técnico agrícola (Fazenda Santa Ambrosina), agricultora (Fazenda São Carlos) e telemetria (pluviômetros ANA). Para a coleta da chuva diária presente nos pluviômetros instalados pelo projeto BEFLORESTA, localizados nas Fazendas Santa Ambrosina e São Carlos, os observadores receberam o treinamento adequado e planilha padronizada da pesquisa objetivando diminuir as fontes de erro. A seguir, apresenta-se o croqui de localização das estações pluviométricas e dos funis de coleta de pluviosidade.

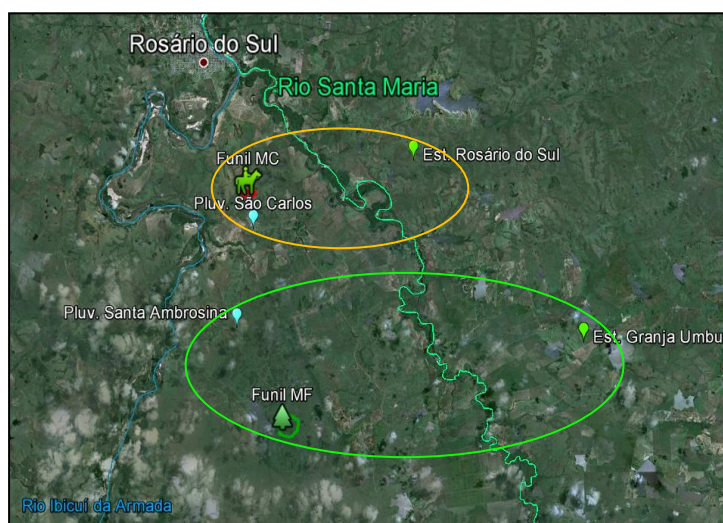


Figura 4.9 – Croqui de localização dos pontos com registros de precipitação.

Durante a instalação dos funis, considerou-se as recomendações de Santos et al. (2001), no que se refere a altura do aro que delimita o funil a qual foi mantida a 1,5 m em relação ao solo, bem como, adequado nivelamento dos mesmos em relação ao solo (Figura 4.10).



Figura 4.10 – Funis coletores de chuva instalados na clareira adjacente a estação limnétrica na ME (A), MC (B) e pluviômetro “Ville de Paris” (C).

4.4 Procedimento de amostragem

O procedimento de amostragem e preservação das amostras seguiram as condições estabelecidas pela Norma 9898 de junho de 1987. Durante a fase de investigação exploratória da pesquisa, o monitoramento foi realizado semanalmente e em duplicatas (no vertedor e próximo ao vertedor) para se verificar o comportamento dos parâmetros de análise. Após 5 meses de análise, as coletas passaram a ser realizadas, quinzenalmente, e apenas uma amostra passou a ser coletada em cada vertedor.

As campanhas de campo foram realizadas durante o período entre os meses de agosto de 2011 a agosto de 2012, perfazendo trinta campanhas de coletas de amostras de água para a análise dos variáveis físicas, químicas e biológicas.

As coletas foram realizadas durante o turno da manhã, evitando exceder 2 horas entre os pontos amostrados. Da mesma forma, realizou-se a leitura na régua linimétrica para aferir o valor da vazão ($L s^{-1}$) e a coleta de água dos funis coletores de chuva com auxílio de uma proveta graduada.

Antes de cada coleta de água nos riachos, os recipientes de polietileno com capacidade de 0,5 e 5 litros foram ambientados com a água do riacho (amostra) pelo menos três vezes antes de se realizar a coleta definitiva. Durante o procedimento de amostragem se teve o cuidado ao coletar uma amostra representativa do perfil transversal do leito.

As amostragens foram realizadas nos exutórios de cada microbacia, sendo na ME, realizada com auxílio de um suporte para melhor representar a água do perfil vertical do leito

do manancial e à montante do vertedor em função do menor remanso observado, quando comparado a área que margeia o vertedor. Já na MC, as amostras foram coletadas no vertedor (Figura 4.11 e Figura 4.12).



Figura 4.11 – Córrego da microbacia com eucalipto, área de preservação permanente e reserva legal em Rosário do Sul (RS).



Figura 4.12 – Córrego da microbacia com campo nativo e pecuária extensiva em Rosário do Sul (RS).

Na sequência, os recipientes foram alocados em caixas de isopor com gelo a fim de manter uma adequada temperatura para a preservação das amostras durante o transporte. As amostras armazenadas em recipientes com capacidade de 0,5 litros foram transportadas até o Laboratório de Ecologia Florestal (LABEFLO) do Departamento de Ciências Florestais da

UFSM para posterior análise dos cátions e ânions, enquanto que as amostras contidas nos recipientes com 5 litros foram encaminhadas ao Laboratório de Hidráulica e Saneamento Ambiental (LASAM) do Centro de Tecnologia da UFSM para a análise dos demais parâmetros.

4.5 Procedimento laboratorial

A Tabela 4.5 apresenta uma síntese para cada elemento analisado com seus respectivos procedimentos analíticos preconizados no *Standard Methods for the Examination of the Water and Wastewater* (APHA, 1995), limite de detecção e local de análise.

Tabela 4.5 – Variáveis de análise da água, metodologia analítica, limite de detecção e locais das análises.

Variáveis	Metodologia Analítica	Limite de Detecção	Local de análise
Temperatura da água	Termometria	0,1°C	<i>in situ</i>
Turbidez	Nefelométrico	0,1 UNT	LASAM
pH	Potenciômetro	0,1	LASAM
Condutividade Elétrica	Potenciômetro	0,1 $\mu\text{S cm}^{-1}$	LASAM
Oxigênio Dissolvido	Oxímetro	0,1 mg L^{-1}	<i>in situ</i>
Sólidos Totais	Gravimétrico	0,1 mg L^{-1}	LASAM
Sólidos Suspensos	Gravimétrico	0,1 mg L^{-1}	LASAM
Sólidos Dissolvidos	Gravimétrico	0,1 mg L^{-1}	LASAM
DBO ₅	Winckler	0,1 mg L^{-1}	LASAM
Alcalinidade	Titulométrico	0,1 mg L^{-1}	LASAM
Coliformes Totais	Idexx-colilert®	1 NMP/100 mL	LASAM
<i>Escherichia coli</i>	Ideex- colilert®	1 NMP/100 mL	LASAM
Cálcio, Sódio, Potássio e Magnésio	Cromatografia Iônica	0,05 mg L^{-1}	LABEFLO
Nitrito, Nitrato, Amônia, Fosfato, Sulfato, Cloreto e Fluoreto	Cromatografia Iônica	0,05 mg L^{-1}	LABEFLO

Nota: *in situ*: determinação em campo, no momento da coleta.

A análise do oxigênio dissolvido (OD) e da temperatura foi realizada por meio de oxímetro e termometria, respectivamente, no local de coleta. Cabe ressaltar que a análise dos dados de OD não foram observados durante os meses entre agosto de 2011 a janeiro de 2012 em função de falha na amostragem. A alcalinidade foi avaliada por titulometria com ácido sulfúrico a 0,02 N e indicador metilorange.

Para os cátions, a análise teve como pré-tratamento a filtração simples (poros de 0,45 μm) para posterior análise do cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), sódio (Na^+) e potássio (K^+), por

meio da cromatografia iônica de cátions. Já os ânions: nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), amônia (NH_4^+), fosfato (PO_4^-), sulfato (SO_4^{2-}), cloreto (Cl^-) e fluoreto (F^-) foram determinados por cromatografia iônica, com limite de detecção igual a $0,05 \text{ mg L}^{-1}$.

A análise dos sólidos suspensos (SS), se procedeu através de filtros de microfibras celulósicas regeneradas com porosidade de 0,45 micrômetros. Os filtros foram previamente secos e pesados. Após o processo de filtração em laboratório, com auxílio de bomba a vácuo, os mesmos foram novamente postos a secar em estufa a $105 \text{ }^\circ\text{C}$ e pesados. A diferença de peso dos filtros antes e após a filtração forneceu o resultado de SS.

Os sólidos totais (ST) foram determinados por meio de 200 ml de amostra *in natura* alocada numa cápsula previamente seca e pesada. Posteriormente, todo o conteúdo foi evaporado e o recipiente colocado em estufa a $105 \text{ }^\circ\text{C}$ para secagem por um período de 24 horas. Após, o recipiente foi pesado, sendo a diferença de massa antes e após a adição da amostra o resultado final de ST. A fração de sólidos dissolvidos (SD) foi obtida pela diferença entre ST e SS.

A Demanda Bioquímica de Oxigênio ($\text{DBO}_{5,20}$) foi determinada incubando a amostra a $20 \text{ }^\circ\text{C}$ durante 5 dias. A $\text{DBO}_{5,20}$ foi medida pela diferença de OD antes e após o período de incubação.

A determinação do pH e da condutividade elétrica (CE) foi realizada por meio de potenciômetro. A determinação do parâmetro turbidez, em laboratório, se procedeu por meio de um turbidímetro ORBECO-HELLIGE, modelo 966, com padrões de 0 NTU e 40 NTU.

Para a quantificação dos indicadores microbiológicos, utilizou-se o sistema Ideex-Colilert[®], que realiza detecções simultâneas, identificações específicas e confirmativas de Coliformes Totais e *Escherichia coli* em águas continentais naturais.

Assim, cada amostra de água recebeu o meio Colilert[®], sendo a solução transferida à cartela Quanti-Tray/2000 que possui 97 células isoladas usadas para detecção e quantificação das bactérias. As cartelas foram posteriormente seladas e incubadas a uma temperatura de $35 \text{ }^\circ\text{C}$ por 24 horas fornecendo desse modo os resultados.

O meio Ideex-Colilert[®] contém os substratos Ortofenil- β -D-galactopiranosídeo (ONPG) e 4-metilumbeliferil- β -D-glucoronida (MUG). As enzimas específicas dos coliformes totais (β galactosidase) e da *E. coli* (β -Glucoronidase) metabolizam estes nutrientes e a amostra passa a apresentar uma coloração específica amarela para um resultado positivo de coliformes totais e fluorescência (na presença de luz ultravioleta a 365 nm) para resultado positivo de *E. coli*.

Após, a quantificação do número de coliformes totais e *E. coli* presentes, realizou-se a contagem do número de células positivas com padrões conhecidos e tabelado pelo fabricante. Esse procedimento é recomendado pela *United States Environmental Protection Agency* (U.S. EPA) e aceito por APHA (1995).

4.6 Curva de permanência hidrológica – vazões e qualidade

A curva de permanência de vazões é utilizada para caracterizar a distribuição temporal probabilística da disponibilidade hídrica, a qual representa a probabilidade de excedência dessa vazão no tempo, ou seja, é definida como a probabilidade de ocorrência da vazão média diária do rio ser maior ou igual a um determinado valor, durante o período de amostragem (CRUZ, 2001). Dessa forma o regime se caracteriza por uma série temporal de vazões, o fluviograma (Figura 4.13).

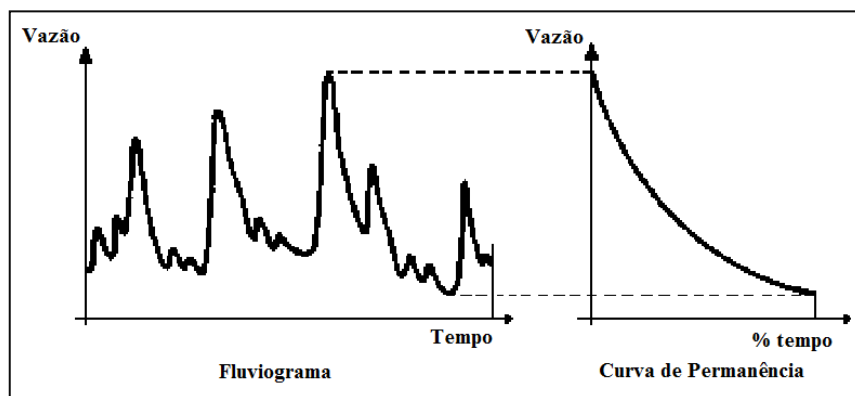


Figura 4.13 – Representação esquemática do fluviograma e respectiva curva de permanência (Fonte: Quimpo e McNally (1983) apud Cruz, 2001).

As curvas de permanência foram confeccionadas com base nos registros de vazão horárias registradas pelos sensores alocados nas bases experimentais, excetuando-se aqueles que ultrapassaram a capacidade limite da estrutura hidráulica do vertedor (35 cm de cota).

De acordo com Cruz (2001), o método consiste em atribuir a cada vazão “q” uma probabilidade de excedência associada “p”:

$$p = 1 - P \{Q \leq q\}$$

(4.2)

ou

$$p = 1 - FQ(q)$$

(4.3)

Em que: “p” é a frequência de excedência; “q” é a vazão; “P” é a função de probabilidade e FQ (q) é a função densidade cumulativa de probabilidade das vazões.

Posteriormente, essas vazões foram utilizadas para a avaliação das vazões de diluição das cargas médias dos parâmetros de qualidade da água. A fórmula para o cálculo da carga segue abaixo.

$$\text{Carga média} = \frac{\sum_{i=1}^n Q_i \cdot C_i}{n} \quad (4.4)$$

Em que: “n” corresponde ao número de valores da amostra; “Q” representa a vazão do curso d’água no momento da amostragem de água; e “C” representa a concentração do parâmetro de qualidade da água considerado.

A concentração de um determinado parâmetro de qualidade em função da vazão varia no tempo, onde os valores obtidos nas análises representam um fato instantâneo da condição de qualidade da água. Com isso, para a obtenção das concentrações prováveis desses elementos em função das vazões de permanência, dividiram-se as cargas médias constantes pelas vazões de permanência para as duas áreas de estudo, conforme a equação (4.5) proposta por Cruz e Silveira (2007).

$$C = \text{Carga}/Q \quad (4.5)$$

Em que: “C” representa a concentração do parâmetro analisado em mg L^{-1} ; “Carga” carga média do parâmetro analisado em mg s^{-1} ; e “Q” vazão (L s^{-1}).

Após, as concentrações observadas nas curvas de permanência de qualidade foram comparadas aos limites das classes de enquadramento dos corpos hídricos estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 357/05.

4.7 Análise estatística

As variáveis que caracterizam a qualidade da água, nas diferentes áreas de estudo, foram tabuladas e analisadas estatisticamente por meio do *software Statistical Package for the Social Sciences* (SPSS) 17.0, para a aplicação da análise multivariada fatorial com a metodologia das componentes principais.

No entanto, antes da realização da análise fatorial (AF), realizou-se o tratamento dos dados, conforme descrito nos itens a seguir. Cabe ressaltar que as análises e testes estatísticos foram realizados por área de estudo, e após, realizou-se a comparação dos dados entre as áreas com diferentes usos do solo, da mesma forma cabe mencionar que os dados com eventuais falhas de análise foram preenchidos pelas médias da variável em questão.

4.7.1 Padronização dos dados

A padronização dos dados é fortemente recomendada em estudos de biomonitoramento que contemplam a caracterização de qualidade da água (CAMPELLO et al., 2005; GARDIMAN JUNIOR, 2012; GUEDES et al., 2012; MELO; HEPP, 2008), devido às diferentes naturezas (escalas) métricas existentes entre os parâmetros analisados.

Sob o ponto de vista desses autores, a padronização compõe o primeiro passo antes de realizar a análise multivariada. Em função das variáveis apresentarem unidades distintas, a padronização ou normatização se procedeu conforme a equação (4.6), resultando, portanto em médias iguais a zero ($\mu=0$) e variâncias iguais a um ($\sigma=1$).

$$Z = \frac{X - \mu}{\sigma} \quad (4.6)$$

Em que: “Z” variável padronizada; “X” variável observada; “ μ ” média da variável; “ σ ” desvio padrão da variável.

4.7.2 Matriz de correlação e Teste de Adequacidade KMO

Após a padronização dos dados, construiu-se a matriz de correlação [R] em (p x p) sendo “p” igual ao número de variáveis analisadas. Essa matriz foi utilizada posteriormente, para proceder a análise fatorial por meio do método de análise dos componentes principais.

Na interpretação da correlação entre as variáveis, considerou-se os coeficientes de determinação com valores maior ou igual a 0,7 ou menor ou igual a -0,7 (HAIR et al., 2005). A consistência geral dos dados foi realizada pelo teste de adequacidade *Kaiser Meyer Olkin* (KMO). O resultado obtido pelo teste KMO indicou valores entre 0 e 1, sendo os valores

quanto mais próximo de 1 melhor a aplicação do modelo, conforme os intervalos apresentados na Tabela 4.6.

Tabela 4.6 – Intervalos do teste *Kaiser Meyer Olkin* (KMO) para se avaliar a aplicação do modelo de Análise Fatorial.

Valor do KMO	Aplicação do modelo
$KMO > 0,9$	Ótima
$0,8 < KMO < 0,9$	Boa
$0,7 < KMO < 0,8$	Razoável
$0,6 < KMO < 0,7$	Medíocre
$KMO < 0,6$	Imprópria

Fonte: Adaptado de Pereira (2001).

4.7.3 Análise multivariada

Essa técnica objetiva simplificar, condensar e representar sinteticamente conjuntos de dados multidimensionais que podem ser demonstrados em um número menor de dimensões (MELO; HEPP, 2008; VALENTIN, 2000), ou seja, a análise multivariada foi realizada por meio da Análise Fatorial (AF) método da Componente Principal (ACP) (HAIR et al., 2005) para a obtenção dos indicadores e variáveis que melhor descreveram e interferiram nas características de qualidade da água nas microbacias de estudo.

A seleção do número de componentes principais extraídos nesse estudo seguiu os preceitos apresentados por Hair et al. (2005), em que se consideram somente componentes com autovalor superior a 1 e os números de componentes devem possuir variância acumulada a um percentual igual ou maior que 60 %.

A interpretação considerou que o primeiro componente principal extraído obteve a combinação linear com variância máxima existente na amostra; a segunda, a combinação linear com a máxima variância remanescente; e assim sucessivamente. Dessa forma, as componentes sucessivas explicam porções progressivamente menores da variância da amostra total, sem apresentar correlação com as componentes anteriores (ANDRADE et al., 2007b).

Portanto, nesse estudo, empregou-se a rotação ortogonal, método *Varimax*, para a avaliação da variabilidade espacial e temporal das variáveis de qualidade da água (PALÁCIO, 2004) e a interpretação das comunalidades calculadas para cada variável (valores entre 0 e 1), a qual subsidia as discussões sobre a variância de uma variável “X” explicada pelos fatores comuns das componentes que compõem o modelo (GARDIMAN JUNIOR, 2012).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo estão apresentados os resultados e as discussões referentes às análises hidrológicas dos dados de precipitação incidente e de vazão, bem como, das análises físicas, químicas e biológicas das águas superficiais para ambas as áreas de estudo. Com isso, o capítulo está estruturado conforme os itens abaixo:

a) item 5.1 - apresenta os resultados e as discussões referentes aos dados hidrométricos;

b) item 5.2 - apresenta os resultados e as discussões referentes aos parâmetros físicos, químicos e biológicos;

c) item 5.3 - apresenta os resultados e as discussões referentes às análises de correlação e teste de adequabilidade KMO;

d) item 5.4 - apresenta os resultados e as discussões referentes às análises multivariadas AF/ACP;

e) item 5.5 - apresenta a síntese da análise comparativa dos diferentes usos do solo nas características físico, químicas e biológicas da água.

5.1 Regime hidrológico e produção de água

Os valores de precipitação incidente nas áreas investigadas conforme localização exposta, anteriormente, na Tabela 4.4., estão apresentadas a seguir (Tabela 5.1) juntamente com as somas mensais das precipitações diárias registradas nos respectivos pontos de coleta, as médias mensais e o coeficiente de variação (CV). Para a ME, os pontos de coleta próximos à base experimental denominam-se como “Funis Eucalipto”, “Fazenda Santa Ambrosina” e “Granja Umbu - ANA” e para a MC os pontos de coleta da pluviosidade incidente correspondem a “Funis Campo”, “Fazenda São Carlos” e “Rosário do Sul - ANA”, para o período de monitoramento correspondente entre os meses de agosto de 2011 e agosto de 2012.

Tabela 5.1 – Distribuição temporal de precipitação mensal (mm) para os pontos de monitoramento próximos às microbacias experimentais em Rosário do Sul (RS).

Estações/Funis	Precipitação (mm)												
	2011						2012						
	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago
ME													
Funis Eucalipto	-	-	-	-	-	3,6	42,1	58,7	10,4	73,8	52,2	145,5	43,0
Faz. Santa Ambrosina	88,0	118,0	107,9	0,0	70,6	4,3	107,0	40,3	63,2	5,0	50,7	72,4	63,8
Granja Umbu - ANA	69,9	79,0	172,6	53,3	23,2	9,4	62,0	60,4	100,9	4,9	38,9	68,8	88,9
Média	79,0	98,5	140,3	26,7	46,9	5,8	70,4	53,1	58,2	27,9	47,3	95,6	65,2
CV (%)	16,2	28,0	32,6	141,4	71,5	54,8	47,3	21,0	78,2	142,5	15,4	45,3	35,3
MC													
Funis Campo	-	-	-	-	-	6,4	45,2	54,7	10,9	113,7	99,3	188,4	28,6
Faz. São Carlos	0,0	0,0	72,7	111,1	29,7	9,0	94,1	21,9	60,0	5,0	47,3	83,4	0,0
Rosário do Sul - ANA	111,6	76,9	142,2	78,3	38,0	5,9	111,1	59,2	96,4	9,3	52,6	60,1	111,1
Média	55,8	38,5	107,5	94,7	33,9	7,1	83,5	45,3	55,8	42,7	66,4	110,6	46,6
CV (%)	141,4	141,4	45,7	24,5	17,3	23,6	41,0	45,0	76,9	144,3	43,1	61,8	123,8

Nota: “-“: inexistência de funis coletores nas áreas de estudo.

Com base nas informações da tabela acima, considerando os valores de dispersão, observam-se altos valores do coeficiente de variação entre os postos de coleta de precipitação, não demonstrando uma grande correlação entre eles na maioria dos meses. Conforme Garcia (1989), valores de CV inferiores a 10 % indicam maior precisão e homogeneidade entre os dados.

A comparação desses valores contribuiu para a investigação dos valores de precipitação incidente nas áreas de estudo, em que as médias observadas acima representaram em média, aproximadamente, 45 % da precipitação média histórica anual registrada na região de estudo, conforme anteriormente apresentado na Tabela 4.1, portanto, caracterizando um ano atípico durante o monitoramento das variáveis de qualidade da água.

Com base na consistência dos dados diários de chuva, a seguir (Tabela 5.2), observa-se a precipitação (mm) diária verificada na ME.

Tabela 5.2 – Precipitação diária (mm) e datas de amostragem da água na ME.

Data	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago
1	16	0	20	0	0	0	5,2	18,8	0	0	0	0	22
2	11,8	0	0	0	11,6	0	0	5,9	0	0	0	11	0
3	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	41,4	0
4	0	0	0	0	0	0	3,1	0	34,2	0	0	0	0
5	0	23,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8,4	0
6	0	0	0	0	0	0	6,9	0	0	0	0	2,3	0
7	0	0	0	0	0	0	2,3	8	0	0	0	0	0
8	3,1	0	14,9	0	0	0	2,7	0	0	0	0	0	0
9	16,4	0	0	0	0	0	26	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,4	0,7	0
11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	0	0	5	0	47,0	3,2	0	0	0	4,2	0	0	0
13	0	0	8,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14,9
14	0	0	1,2	0	0	0	0	0	14,6	0	14,9	0	0
15	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10,4	0	0
16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,4	0	0
18	0	27,0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19	17,9	0	0	0	0	0	0	0	3,5	0	0	0	29
20	0	26,0	0	0	0	0	14,1	0	0	0	0	0	4,5
21	0	0	0	0	0	0	25,2	8	0	0,7	0	0	7,6
22	0	0	0	17,0	0	2,1	16	0	0	0	0	0	0
23	0	0	0	0	17,4	0	0	0	0	0	0	0	0
24	0	0	56,4	0	4,7	1,6	0	0	0	0	0	0	0
25	0	0	24,3	0	0	2,5	0	0	0	0	0	0	0
26	0	0	9,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
29	15,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0
30	0	0	0	7,5	0	0		0	0	0	4,8	0	0
31	0		0		1,1	0		0		0		0	0
Total	82,4	76,2	140,2	24,5	81,8	9,4	101,5	40,7	52,3	4,9	38,9	68,8	78

Nota: 1. Dados em destaque (azul) indicam as datas de coleta; 2. Em destaque (cinza) indicam a ausência das datas nos meses.

A precipitação média mensal na ME foi de 61,5 mm. A seguir (Tabela 5.3), observa-se a precipitação diária verificada na MC, para os respectivos meses monitorados.

Tabela 5.3 – Precipitação diária (mm) e datas de amostragem da água na MC.

Data	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago
1	0	0	54,6	0	7,6	0	5	44,8	0	0	0	0	16,4
2	28,9	0	0	0	0	0	0	13,4	0	0	0	0	0
3	1,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	42,8	0
5	0	21,3	4,1	0	0	0	0	0	0	0	0	9,7	0
6	0	0	0	0	7,4	0	16,8	0	34,1	0	0	4,4	0
7	0	0	0	0	1,8	0	3,7	0	0	0	0	2,1	0
8	11,2	0	16,6	0	0	0	4,1	0	0	0	0	0	0
9	35,3	0	0	0	0	0	10,3	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	75,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	0	0	0	0	0	0	0	0	23,6	0	1,2	1,1	0
12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13	0	0	13,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24,2
14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15	0	0	0	0	0	0	0	0	30,4	0	11,2	0	0
16	0	0	0	0	3,1	0	0	0	0	0	17,3	0	0
17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18	0	21,5	0	0	0	0	39,6	0	0	0	18,5	0	0
19	21,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13,8
20	0	34,1	0	0	0	0	0	0	8,3	0	0	0	0
21	0	0	0	0	1,2	0	11,7	0	0	0	0	0	8,7
22	0	0	0	43,1	0	0	15,2	0	0	0	0	0	0
23	0	0	0	0	3,8	5,9	0	0	0	0	0	0	0
24	0	0	19,7	0	14,9	0	0	0	0	0	0	0	0
25	0	0	20,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16,9
26	0	0	19,7	0	0	0	9,7	0	0	0	0	0	0
27	0	0	0	0	0	0	0	1,0	0	0	0	0	31,1
28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
29	13,2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
30	0	0	0	0	0	0		0	0	9,3	4,4	0	0
31	0		0		2,4	0		0		0		0	0
Total	111,6	76,9	150,1	119,0	42,2	5,9	116,1	59,2	105,4	9,3	52,6	60,1	111,1

Nota: 1. Dados em destaque (azul) indicam as datas de coleta; 2. Em destaque (cinza) indicam a ausência das datas nos meses.

Conforme os dados da tabela acima, a média mensal de precipitação observada correspondeu a 51,0 mm. A seguir, na Figura 5.1, verificam-se as médias mensais das precipitações incidentes (mm) da série histórica, juntamente, com os valores consistidos registrados nas áreas de estudo.

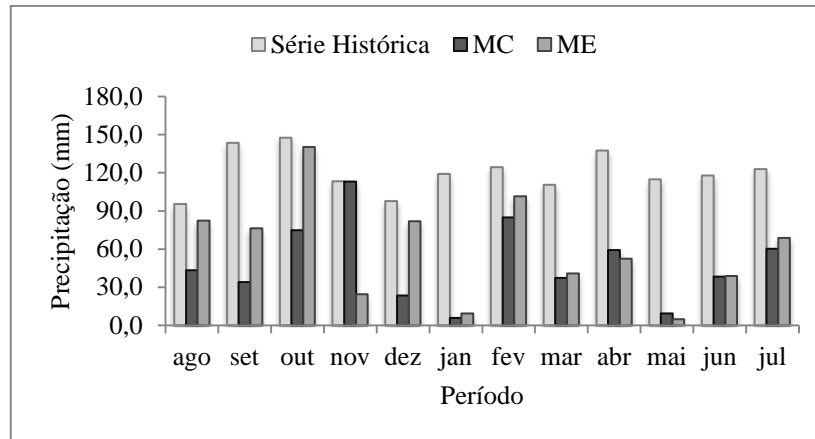


Figura 5.1 – Médias mensais da série histórica (1953 a 2010), nas microbacias investigadas.

A precipitação total registrada para os meses foi de 583,8 e 721,6 mm, para a MC e ME, respectivamente, enquanto a média anual da série histórica correspondeu a 1444,3 mm. Estes valores corresponderam a apenas 40,42 % (na MC) e 49,96 % (na ME) da precipitação média anual observada na série histórica durante o período entre 1953 a 2010.

Cabe ressaltar que durante o período de monitoramento, entre os meses de novembro de 2011 a maio de 2012, o Estado do Rio Grande do Sul enfrentou uma intensa estiagem, consequência do fenômeno *La Niña*, em que, aproximadamente, duzentos dias de irregularidade significativa de precipitação implicaram em prejuízos bilionários para o campo e abastecimento de água em várias comunidades do interior, inclusive na Região da Campanha (CENTRO ESTADUAL DE METEOROLOGIA DO RIO GRANDE DO SUL - CEMETRS, 2012).

Na ME, o período de maior precipitação ocorreu durante os meses de agosto a novembro de 2011 (323,3 mm), correspondendo a 40,43 % da precipitação total. Enquanto o período com menor precipitação (190,6 mm) ocorreu para os meses entre maio e julho de 2012 (23,8 % do total).

Em relação à MC, os maiores valores observados foram de 265,4 mm (39,9 %) também para os meses de agosto a novembro de 2011 e os menores valores observados foram de 151,7 mm (22,8 %) para os meses entre dezembro de 2011 a março de 2012.

Na sequência, verificam-se os dados de precipitação incidente (mm) na ME (Figura 5.2) e MC (Figura 5.3), com as respectivas vazões ($L s^{-1}$) considerando como limite o valor máximo de extravasamento ($102,91 L s^{-1}$) para a cota validada no vertedor conforme visto, anteriormente, na equação (4.1).

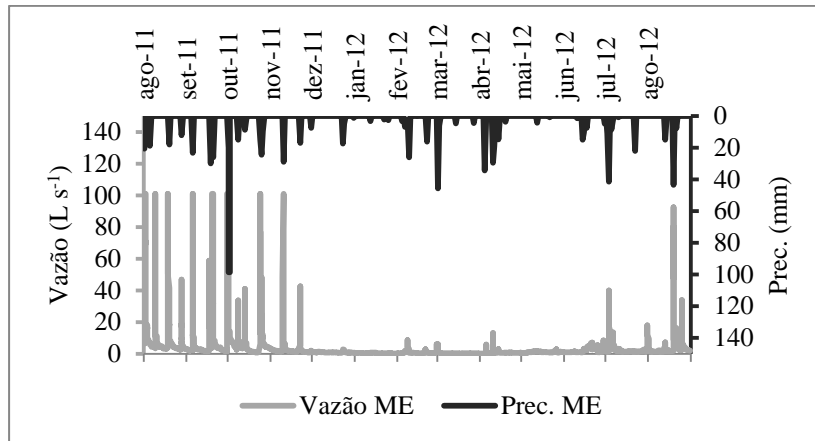


Figura 5.2 – Precipitação (mm) e Vazão ($L s^{-1}$) na microbacia com eucalipto, APP e RL (ME).

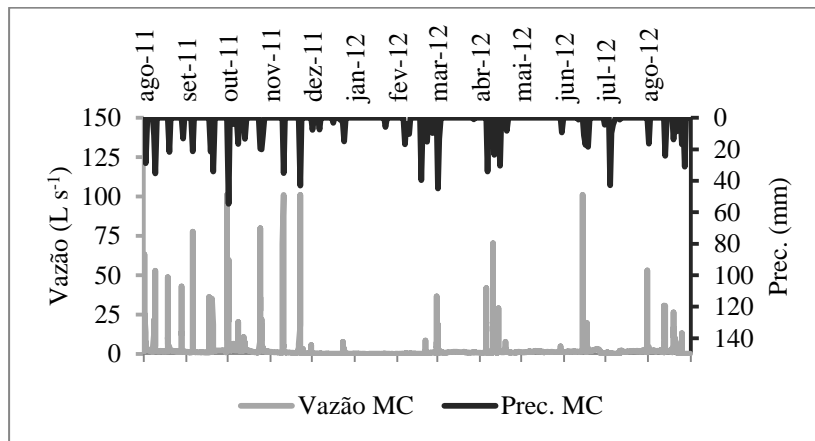


Figura 5.3 – Precipitação (mm) e Vazão ($L s^{-1}$) na microbacia com campo nativo e pecuária extensiva (MC).

Por meio da análise dos gráficos, observa-se que a precipitação incidente nas áreas de estudo apresentou semelhanças na sazonalidade durante o período de monitoramento. Observa-se, no entanto, maiores picos de vazão na MC quando comparado à ME, fato que pode estar associado a menor presença de vegetação ciliar na microbacia e, conseqüentemente, menor infiltração de água no solo, conforme explicado por Valente et al. (2011).

As vazões médias e as vazões específicas médias corresponderam a $2,77 L s^{-1}$ ($0,029 L s^{-1} ha^{-1}$) e $1,55 L s^{-1}$ ($0,073 L s^{-1} ha^{-1}$), respectivamente, para a ME e MC.

5.2 Variáveis físicas, químicas e biológicas das águas superficiais

Na Tabela 5.4, estão apresentados os valores médios das variáveis de qualidade da água analisadas nas duas microbacias hidrográficas de estudo. Considerando a condição dos mananciais investigados e com base no artigo 42 da Resolução CONAMA 357/05, anteriormente, citado no item 3.4, os valores em destaque, a seguir, estão em desacordo com a Classe 2.

Tabela 5.4 – Valores médios mensais dos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água nas microbacias hidrográficas estudadas.

(Continua)

Mês	pH		CE		Turbidez		Col. Totais		<i>E. coli</i>		DBO _{5,20}		SS		ST		SD		Alc.			
	-----		μS cm ⁻¹		UNT		----- NMP/100ml -----						mg L ⁻¹ -----									
	MC	ME	MC	ME	MC	ME	MC	ME	MC	ME	MC	ME	MC	ME	MC	ME	MC	ME	MC	ME	MC	ME
ago/11	6,8	6,9	29,9	82,8	4,4	33	2419,7	1916,7	36,5	106,7	0,8	1	0,6	6	27	115	26,5	109,1	8,9	31,2		
set/11	6,2	7,2	23,4	122,5	5,3	24,6	522	510,9	210,6	86,8	0,7	0,8	6,5	15,9	54,2	162,6	47,7	146,7	9,1	58,7		
out/11	6,2	6,9	27,6	118,1	9,7	24,8	454,3	849,1	197,2	160,6	1	1,8	5,5	10,5	31,9	125,1	26,5	114,6	8,8	55		
nov/11	6,4	7,2	47,6	234,8	18,3	8,8	1454	126,2	182	36,8	2	2,4	17,1	10,9	67,5	178,7	50,4	167,8	18,4	118,6		
dez/11	6,4	7,2	51,2	318,5	27,3	9,8	679,3	230,3	115,5	113	2,5	2,7	32,5	17,2	80	224,8	47,5	207,5	23,5	169		
jan/12	6,1	7,3	39,8	350	20,6	4,6	1165,8	1090,3	1159	1078,5	1,5	2	23,5	4,2	42,5	209,8	19	205,6	18,1	185,4		
fev/12	6,1	7,4	51,7	348	21,9	9,9	9298	3194,3	2018,5	671	1,9	2,6	16,5	6,4	85,8	252,8	69,3	246,4	11,8	186,2		
mar/12	6,2	7,3	31,1	309	11,5	4,9	7258,8	7259,1	3767	2618	2,7	2,9	7,2	5	59	212,3	51,8	207,3	34,7	139,9		
abr/12	6,2	7,2	39,1	253,5	12,5	12,4	12098	154,5	12098	5,0	1,4	0,9	5,6	1,4	37,5	211,5	31,9	210,1	16	187,6		
mai/12	5,9	7,4	40,9	350,7	6,2	2,8	4218,7	1340,7	249,7	47,2	1,4	2,9	16,3	14,5	118,8	273,5	102,5	259	13,8	185,2		
jun/12	6,2	7,5	58,4	437,5	5,9	6,2	7881	625,3	1138	177	2,3	4,2	9,2	5	82,5	235,5	73,3	230,5	17,3	191,8		
jul/12	6,1	7,3	41,2	291	23,8	7,8	2767,4	5778,2	24216	67,8	2,4	2,5	7,5	2,6	39,5	185,3	32	182,7	13,6	143,2		
ago/12	6,1	7,2	47,9	287	5,7	4,2	14136	1071,5	108	99,5	1,9	1,9	3,6	6,4	79,5	205,5	75,9	199,1	28,1	153,5		
Limite ¹	6 - 9		-----		100		-----		1000		5		-----		500		-----		-----			

ME: Microbacia com eucalipto, APP e RL; MC: Microbacia com campo nativo e pecuária extensiva; 1: Valor limite estabelecido pelo CONAMA 357/05 para rios Classe 2;

(Conclusão)

Mês	Cl ⁻		NO ₂ ⁻		NO ₃ ⁻		SO ₄ ⁻		Na ⁺		K ⁺		Mg ²⁺		Ca ²⁺		Temp.		OD					
	mg L ⁻¹																				°C		mg L ⁻¹	
	MC	ME	MC	ME	MC	ME	MC	ME	MC	ME	MC	ME	MC	ME	MC	ME	MC	ME	MC	ME	MC	ME		
ago/11	2,06	2,46	<0,05	0,06	<0,05	0,74	0,56	2,24	1,36	3,34	2,65	1,63	1,22	1,79	1,72	10,08	7	9,7	n.a.	n.a.				
set/11	0,93	1,63	<0,05	<0,05	<0,05	0,39	0,17	1,44	n.a.	n.a.	1,00	1,32	0,92	1,84	1,23	9,99	15,7	13,5	n.a.	n.a.				
out/11	0,96	1,26	<0,05	<0,05	<0,05	0,07	0,18	0,95	n.a.	n.a.	1,11	1,3	1,22	2,19	1,66	14,07	20,5	19,9	n.a.	n.a.				
nov/11	2,52	2,48	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,25	1,02	n.a.	n.a.	2,83	1,73	1,38	5,08	2,22	32,57	19,7	18	n.a.	n.a.				
dez/11	1,45	2,00	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,17	0,48	n.a.	n.a.	2,77	1,72	2,39	6,09	3,68	17,06	21	24,4	n.a.	n.a.				
jan/12	0,73	2,02	<0,05	<0,05	0,04	<0,05	0,13	0,37	n.a.	n.a.	1,92	1,93	1,3	6,94	2,6	43,53	21,4	24,8	n.a.	n.a.				
fev/12	3,79	2,1	<0,05	<0,05	0,04	<0,05	0,56	0,44	n.a.	n.a.	3,29	1,95	1,48	6,49	2,94	53,83	24,4	23,7	4,7	2,6				
mar/12	3,45	2,62	<0,05	<0,05	0,32	<0,05	0,66	0,61	n.a.	n.a.	2,48	2,17	0,61	6,07	1,32	50,91	23,1	22,4	5,3	2,9				
abr/12	0,92	2,07	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,13	0,37	n.a.	n.a.	2,31	1,79	1,01	6,23	2,19	31,57	20,1	18,1	2	1,7				
mai/12	2,79	2,41	<0,05	<0,05	0,05	<0,05	0,18	0,48	n.a.	n.a.	3,46	1,5	1,26	6,56	2	30,81	14	12,6	2,9	3,2				
jun/12	6,31	3,50	0,05	<0,05	0,11	<0,05	0,17	0,99	n.a.	n.a.	5,46	1,99	2	6,91	2,64	51,13	16,1	13	2,6	2,3				
jul/12	3,42	4,44	0,06	0,09	0,06	1,53	0,22	2,65	n.a.	n.a.	3,39	2,27	1,36	5,09	2,02	38,19	13,3	13,5	5,6	7				
ago/12	2,12	3,18	<0,05	<0,05	<0,05	0,02	0,16	1,39	n.a.	n.a.	3,08	1,53	1,76	3,8	3,02	29,39	15,8	14,3	4,9	5,1				
<i>Limite¹</i>	250		1		10		250		-----		-----		-----		-----		-----		5					

ME: Microbacia com eucalipto, APP e RL; MC: Microbacia com campo nativo e pecuária extensiva; 1: Valor limite estabelecido pelo CONAMA 357/05 para rios Classe 2; n.a.: não avaliado.

Por meio da tabela anterior, nota-se que a maioria das variáveis que caracterizam a água nas áreas monitoradas apresentaram concentrações médias maiores na ME quando comparada à MC. Dentre as variáveis com maiores médias, observadas na ME, destacam-se o pH, CE, DBO_{5,20}, ST, SD, NO₂⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, Mg²⁺, Ca²⁺ e OD.

A seguir (Tabela 5.5), verificam-se as cargas médias específicas dos parâmetros físico-químicos e biológicos monitorados nas áreas de estudo, conforme calculado pela equação (4.5) citada anteriormente.

Tabela 5.5 – Cargas específicas médias das variáveis monitoradas nas áreas de estudo.

Variáveis	Cargas específicas (g dia ⁻¹ ha ⁻¹)	
	ME	MC
Col. Totais*	33.346.330,60	62.865.577,62
<i>Escherichia coli</i> *	11.136.789,13	89.425.840,12
DBO _{5,20}	4,56	6,08
SS	31,07	19,14
ST	384,43	172,91
SD	353,37	153,77
Alc.	198,89	43,26
Cl ⁻	4,15	6,33
NO ₂ ⁻	0,29	0,07
NO ₃ ⁻	1,81	1,46
SO ₄ ²⁻	2,58	1,05
K ⁺	3,41	6,05
Mg ²⁺	6,88	2,92
Ca ²⁺	43,81	4,50

Nota: * NMP dia⁻¹ ha⁻¹.

Por meio da tabela acima, observa-se que as médias das cargas específicas foram maiores na MC para as variáveis coliformes totais, *E. coli*, DBO_{5,20}, Cl⁻ e K⁺, enquanto na ME se verificou maiores cargas específicas para as variáveis SS, ST, SD, alcalinidade, NO₂⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, Mg²⁺ e Ca²⁺ em g dia⁻¹ ha⁻¹.

Na sequência (Tabela 5.6), observam-se os valores médios das variáveis de análise para as coletas com precipitação, a qual corresponde à precipitação ocorrida no dia da coleta ou que ocorreu até dois dias anteriores à amostragem, caracterizando, portanto, um período “úmido” e sem precipitação para a amostragem realizada em período considerado “seco”, estando em destaque àqueles valores com média maior.

Tabela 5.6 – Valores médios para as coletas com e sem precipitação nas microbacias investigadas.

Variáveis	MC		ME	
	Período		Período	
	Úmido	Seco	Úmido	Seco
Col. Totais em NMP/100 ml	2286,32	4387,12	1525,82	1682,25
<i>E. coli</i> em NMP/100 ml	5344,4	1101,1	687,85	179,67
DBO _{5,20} em mg L ⁻¹	1,83	1,45	2,07	2,18
SS em mg L ⁻¹	5,61	13,56	9,8	8,58
ST em mg L ⁻¹	51,52	70,19	169,3	207,27
Alc em mg L ⁻¹	12,07	16,93	95,01	147,58
SD em mg L ⁻¹	45,92	56,64	159,5	198,69
Cl ⁻ em mg L ⁻¹	2,43	2,6	2,42	2,53
NO ₂ ⁺ em mg L ⁻¹	0,06	0,05	0,08	-
NO ₃ ⁺ em mg L ⁻¹	0,11	0,08	0,5	0,02
SO ₄ ²⁻ em mg L ⁻¹	0,34	0,18	1,44	0,71
K ⁺ em mg L ⁻¹	2,35	3,26	1,76	1,72
Mg ²⁺ em mg L ⁻¹	1,28	1,48	3,9	5,96
Ca ²⁺ em mg L ⁻¹	1,89	2,51	30,86	33,84
OD em mg L ⁻¹	4,37	3,56	4,23	2,93
pH	6,27	6,2	7,17	7,27
CE em $\mu\text{S cm}^{-1}$	32,64	42,8	205,23	281,44
Turb. em UNT	12,34	12,54	19,86	8,11

Com base nas médias observadas, verificaram-se semelhanças no comportamento das variáveis durante os períodos de coleta (úmido e seco), havendo, apenas diferenças de comportamento nos valores para as variáveis potássio, pH e turbidez.

Na sequência, apresentam-se os resultados e discussões para cada parâmetro analisado nas microbacias monitoradas.

5.2.1 Turbidez

A seguir (Figura 5.4), verificam-se os valores de turbidez (UNT ou mg L⁻¹ de SiO₂) nas águas superficiais das respectivas áreas de estudo durante o período monitorado.

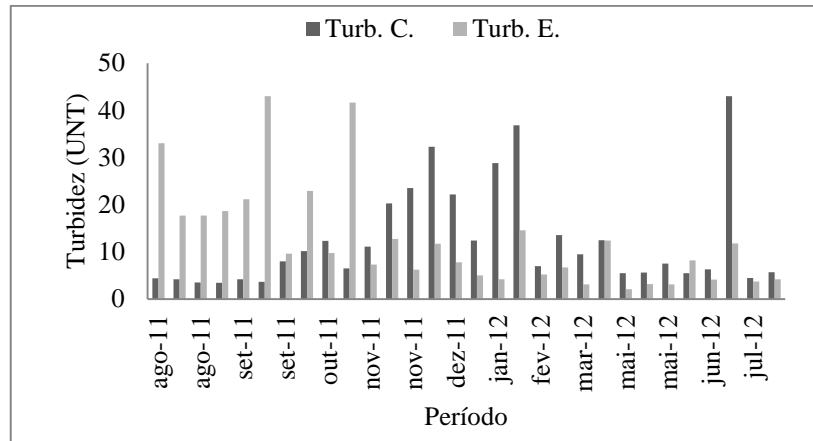


Figura 5.4 – Variação da turbidez (UNT) da água nas microbacias com eucalipto e campo para o período de agosto de 2011 agosto de 2012.

Os valores médios de turbidez foram de 12,47 e 12,42 UNT, respectivamente, para as áreas com campo e com eucalipto. Embora as médias não tenham apresentado diferenças, observou-se uma alternância dos valores de turbidez durante o período monitorado. Esses valores foram semelhantes aos observados por Câmara (2004) em microbacias com campo e plantio de eucalipto; por Ribeiro (2009) em microbacias rurais com usos de mata nativa, reflorestamento e agricultura e foram maiores em relação aos verificados por Lubenow et al. (2012) em área com nascente protegida por vegetação ciliar. Mosca (2003) observou valores maiores na área de pastagem em relação à área com eucalipto. Queiroz et al. (2010) observaram valores de turbidez entre 5,7 e 23,1 UNT em áreas agrícolas.

Os valores observados para as coletas sem e com precipitação, para efeito de comparação entre os diferentes usos do solo, estão apresentados na Figura 5.5, a seguir. A reta de proporção 45° ou 1:1, também utilizada por Cruz (2001), mostra o quanto diferem os usos do solo em relação às características da água para cada parâmetro de análise sendo, neste caso, a turbidez.

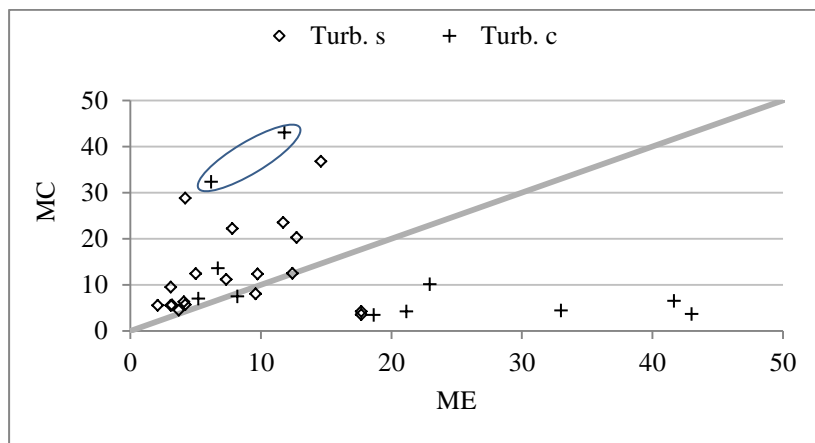


Figura 5.5 – Comparação dos valores de turbidez (UNT) das águas nas microbacias com eucalipto (ME) e campo (MC) durante as coletas sem (s) e com precipitação (c).

Na ME, entre agosto e outubro de 2011 (Figura 5.4), os valores observados foram maiores em relação a MC, os quais podem estar diretamente relacionados com a maior quantidade de precipitação observada durante as coletas para este período, conforme evidenciado na Figura 5.5 acima. O aumento da turbidez na ME em função da chuva pode ser explicado pelo arraste e acúmulo de material orgânico (folhas e restos vegetais, em decomposição) e possíveis partículas do solo (areia e silte) os quais possivelmente foram carregados durante os eventos de chuva. Variação semelhante à observada para o parâmetro sólidos suspensos conforme será comentado no item 5.2.8. Já para o período seco, não se observou diferenças do uso com eucalipto, em conjunto com as áreas de APP e RL, nos valores de turbidez, os quais se mantiveram dentro do intervalo de valores para a maioria dos estudos com uso florestal, conforme já mencionado.

Cabe ressaltar que os maiores valores de turbidez observados na ME, no que se refere a contribuição de detritos orgânicos e partículas de sedimentos podem estar relacionados com a presença de maior percentagem de campo nativo abandonado do que mata nativa ciliar. Isso, uma vez que em alguns estudos (LIMA; ZAKIA, 2006) maiores valores de turbidez em plantios com eucalipto foram observados durante a implantação do povoamento e processos de colheita em função do revolvimento do solo.

A variação da turbidez foi diferente na MC, para o período observado, uma vez que durante os período com menor ou ausência de precipitação se observaram maiores valores de turbidez. Logo, tem-se a hipótese de que esse aumento deve-se a presença do gado na área, já que a microbacia de estudo também serve como bebedouro para os animais, enquanto, que durante o período de maiores volumes de precipitação não se observaram altos valores de

turbidez, o que se pode atribuir que de certa forma, que não há indícios de processo erosivo na MC em função das precipitações embora a área apresente voçoroca. No entanto, essa suposição necessita de maiores evidências para a sua confirmação, sendo necessário ressaltar que em relação aos dois pontos em destaque no gráfico para a MC (coleta com precipitação), os valores de turbidez corresponderam a baixos volumes de precipitação (1,1 e 7,4 mm), precipitação incidente após longo período de estiagem.

A Figura 5.6, abaixo, mostra a diluição das cargas médias de turbidez nas curvas de permanência para cada área de estudo, juntamente, com os limites das classes (LC) de enquadramento da Resolução CONAMA 357/2005.

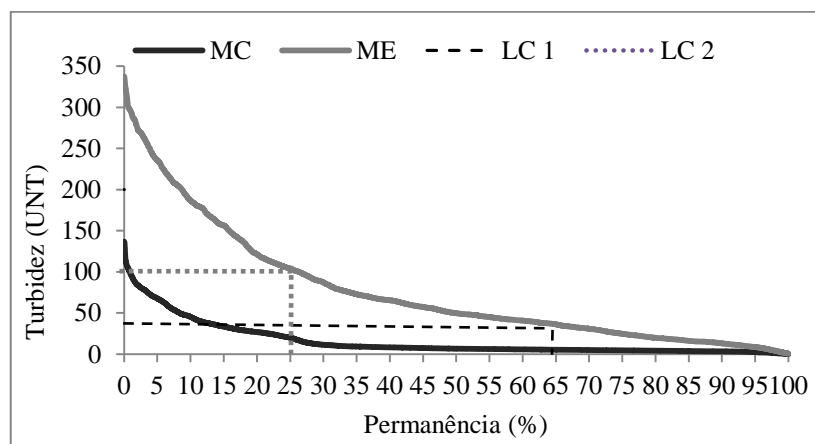


Figura 5.6 – Curva de permanência das concentrações de turbidez (mg L^{-1}) e limites de concentração conforme as classes de enquadramento dos corpos hídricos, segundo Resolução CONAMA nº 357/05, para as áreas de estudo.

A partir do gráfico, verifica-se que a MC se enquadrou na classe 1 (turbidez ≤ 40 UNT) em 87 % do tempo da vazão de permanência e classe 2 (valores ≤ 100 UNT) em 12 %. Enquanto na ME, observa-se que o enquadramento na classe 1 correspondeu a 38 % do tempo da vazão de permanência e a classe 2 permaneceu em 36 %.

5.2.2 Potencial Hidrogeniônico

Na sequência, observa-se a variação do pH e a comparação dos valores durante as coletas sem e com precipitação nas respectivas áreas estudadas.

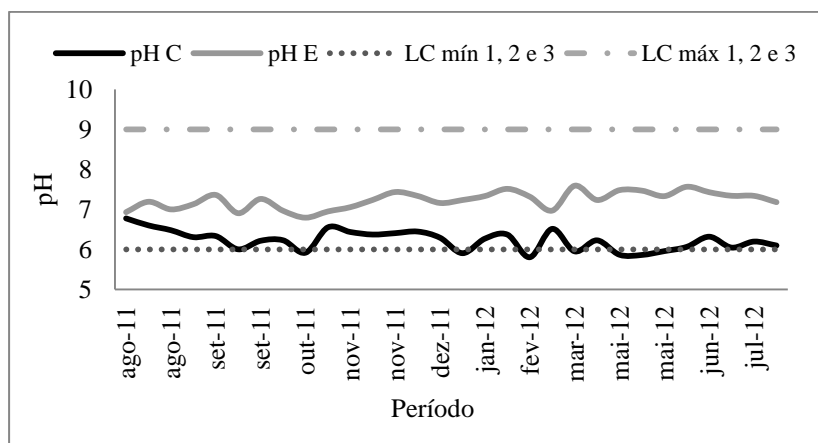


Figura 5.7 – Variação do pH da água nas microbacias com eucalipto e campo para o período de agosto de 2011 a agosto de 2012.

O pH foi um parâmetro que se manteve em quase sua totalidade dentro dos limites médios exigidos pela resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), a qual compreende uma faixa de 6,0 a 9,0, consoante com o proposto por Libânio (2008).

Os valores médios de pH foram iguais a 6,23 e 7,23 para a MC e ME, os quais variaram de 5,8 a 6,77 e de 6,79 a 7,59, respectivamente, havendo uma ligeira maior alcalinidade da água na ME em relação à água analisada na MC, conforme visto na figura acima.

Na MC, os valores abaixo do limite estabelecido pela legislação, verificado em pelo menos três amostragens na microbacia, podem estar relacionados com a acidez natural dos solos da microbacia, conforme também foi constatado por Gardiman Junior (2012) e por Guimarães et al. (2010), bem como pela maior presença de dejetos de animais oriunda da atividade de pecuária extensiva que por meio da decomposição do material orgânico propiciam condições para a redução do pH da água (MOSCA, 2008).

Os maiores valores verificados na ME podem estar relacionados a maiores concentrações de bicarbonatos, principalmente, de cálcio e magnésio (LIBÂNIO, 2008), o que condiz com o observado na ME para os cátions Ca^{2+} e Mg^{2+} conforme abordado, posteriormente, no item 5.2.10. Além disso, pode estar relacionado aos processos de lixiviação ou liberação de bases totais oriunda do acúmulo de serapilheira oriunda da mata ciliar presente na água em função das baixas vazões verificadas no curso d'água.

Os resultados estão em conformidade com os observados por Câmara (2004), em área com plantio de eucalipto e abaixo do verificado na área com pastagem; um pouco maiores dos dados observados por Bueno et al. (2005), em microbacias sob mata nativa e eucalipto, no município de Conchal (SP); por Ranzini (1990) em microbacia reflorestada por

eucalipto no Vale do Paraíba (SP) e por Arcova et al. (1993) em microbacia coberta por Mata Atlântica.

O contrário foi observado nos estudos realizados por Farley et al. (2008) e Mosca (2003), semelhante ao observado por Mosca (2008), o qual comparou valores de pH em microbacia com eucalipto e com vegetação pertencente ao Cerrado. Lubenow et al. (2012) observaram valores de pH menores (5,98) em áreas com nascentes protegidas e maiores (7,31) em ambientes desprotegidos inclusive com recebimento de efluente industrial.

Na sequência, observam-se os valores de pH para as coletas sem e com precipitação, para efeito de comparação entre os dois usos da terra.

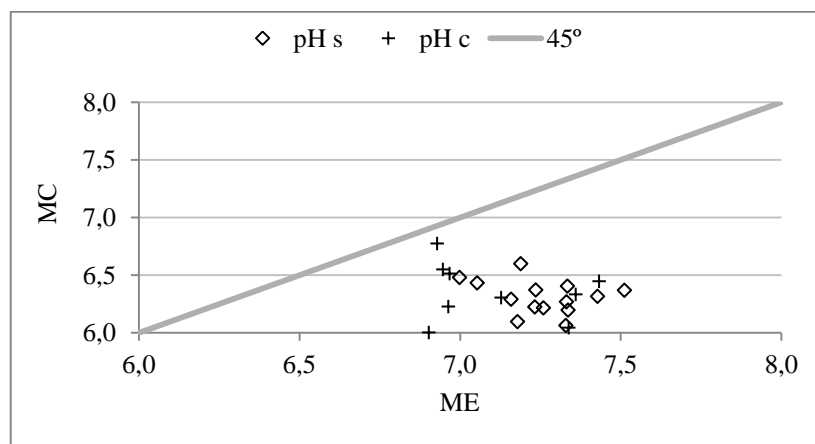


Figura 5.8 – Comparação dos valores de pH da água nas microbacias com eucalipto e campo nas coletas sem (s) e com precipitação (c).

A partir da reta comparativa, evidencia-se os maiores valores de pH na água superficial da microbacia com eucalipto, APP e RL, conforme discutido anteriormente, sendo que os valores apresentaram uma tendência de redução de pH para os períodos mais úmidos, conforme o gráfico acima.

5.2.3 Oxigênio dissolvido

As médias para o OD foram de 3,8 e 3,3 mg L⁻¹, respectivamente, para a ME e MC, sendo menores aos observados por Lubenow et al. (2012) e semelhantes aos observado por Bueno et al. (2005), em áreas com eucalipto e mata nativa.

Na Figura 5.9, a seguir, verifica-se a comparação dos valores de OD entre as microbacias investigadas, durante o período monitorado.

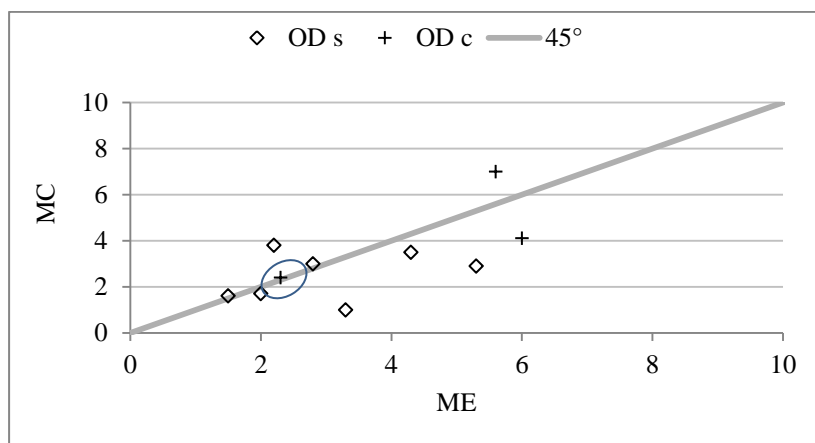


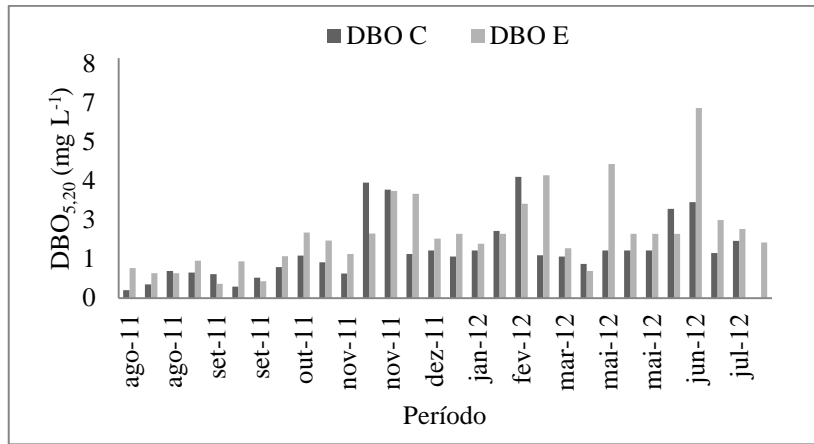
Figura 5.9 – Comparação das concentrações de OD (mg L^{-1}) da água nas microbacias com eucalipto e campo nas coletas sem (s) e com precipitação (c).

Observa-se uma leve tendência de maiores concentrações de oxigênio dissolvido na ME, em que durante as coletas com maior pluviosidade se verificaram maiores concentrações de OD nas duas áreas, com exceção de uma amostragem com chuva na MC em destaque, onde se verificou baixo valor de precipitação na área (9,3 mm) após longo período de estiagem.

Já os menores valores observados de OD corresponderam aos baixos níveis de água no curso d'água (coletas sem precipitação), o que se deve a maior concentração de material orgânico e partículas sólidas acumuladas nos córregos. O mesmo também foi verificado por Queiroz et al. (2010) e, segundo Carvalho (2000), a alta concentração de matéria orgânica aliada a baixas velocidades do curso d'água também contribuem para o aumento do consumo de oxigênio. Arcova e Cicco (1999) esclarecem que a falta de turbulência na água também contribui para a redução dos valores de OD, condição observada nas áreas de estudo.

5.2.4 Demanda Bioquímica de Oxigênio

As médias observadas nas áreas de estudo corresponderam a 1,59 e 2,14 mg L^{-1} para a MC e ME, respectivamente. Com base na Figura 5.10, verificam-se menores valores de $\text{DBO}_{5,20}$ durante os primeiros meses do período monitorado nas duas áreas, o que pode estar relacionado a maior vazão verificada nos meses, e portanto, uma maior diluição das concentrações do parâmetro.



matéria orgânica acumulada no curso d'água conforme já descrito anteriormente. Esse comportamento também pode ser elucidado por meio dos quatro pontos superiores em destaque no gráfico, os quais correspondem aos baixos volumes de precipitação verificados após 2 e até 3 meses de período seco, diferentemente do observado para as coletas com maior volume precipitado onde se observaram menores valores de $DBO_{5,20}$.

Com a finalidade de realizar uma avaliação global da qualidade da água nas áreas de estudo, abaixo, verificam-se as curvas de permanência obtidas por meio da diluição das cargas médias de $DBO_{5,20}$.

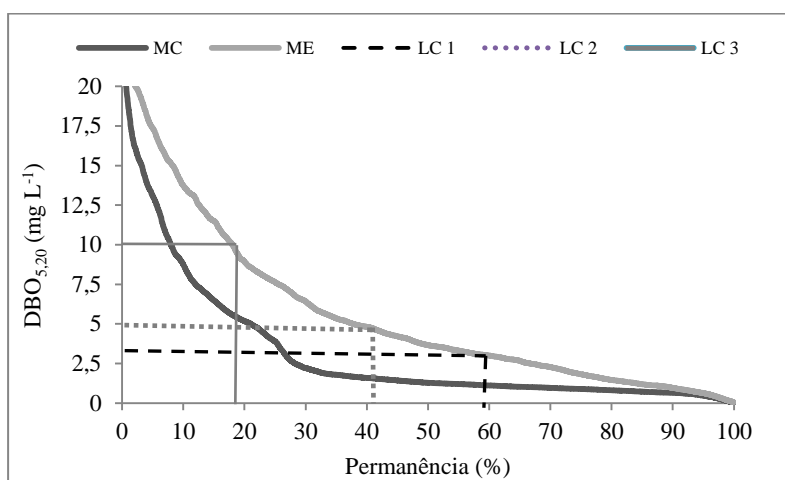


Figura 5.12 – Curva de permanência das concentrações de $DBO_{5,20}$ ($mg L^{-1}$) e limites de concentração conforme as classes de enquadramento dos corpos hídricos, segundo Resolução CONAMA nº 357/05, para as áreas de estudo.

Conforme a Resolução do CONAMA nº 357/05, a MC se enquadrou na classe 1 para 75 % da tempo de permanência da vazão monitorada, classe 2 (7 %), classe 3 (11 %) sendo que abaixo de 7 % do tempo de permanência a microbacia se enquadrou na classe 4.

Em relação à ME, o manancial se enquadrou na classe 1 em 41 % do tempo de permanência, na classe 2 (18 %), classe 3 (23 %), sendo o tempo de permanência inferior a 18 % classificado na classe 4 da resolução.

5.2.5 Condutividade elétrica

A Resolução CONAMA nº 357 não estabelece padrões relativos à condutividade elétrica de águas, no entanto, conforme descrito no relatório da CETESB (2009) aborda que, em geral, níveis superiores a $100 \mu S cm^{-1}$ indicam ambientes impactados.

Na Figura 5.13, verifica-se a variação da condutividade elétrica (CE) das águas superficiais nas áreas de estudo durante o período monitorado.

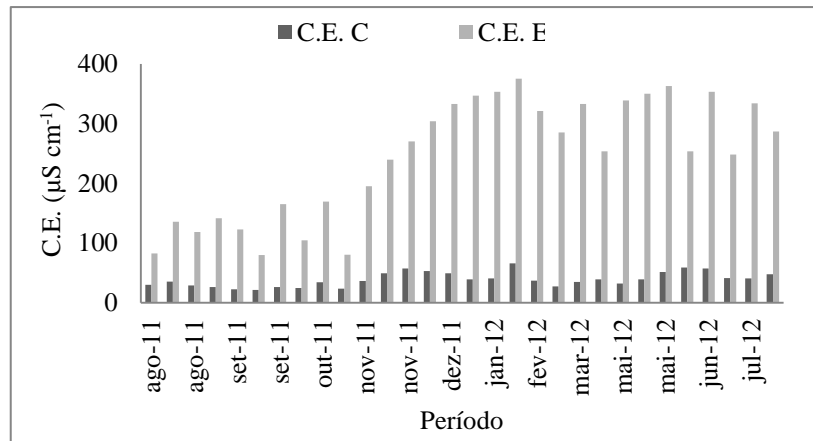


Figura 5.13 – Condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) da água nas microbacias com eucalipto e campo para o período de agosto de 2011 agosto de 2012.

As médias de condutividade elétrica (CE) observadas nas áreas de estudo, corresponderam a 39,08 e 253,49 $\mu\text{S cm}^{-1}$, respectivamente, para a MC e ME. A média na ME foi muito superior à observada na MC, de acordo com as considerações de Lauermann (2007), a contribuição dos cátions cálcio, magnésio e presença de carbonatos interfere no aumento da CE, fato que corresponde ao observado na ME conforme será discutido na sequência. As principais fontes desses íons, segundo as definições da CETESB (2009) e Lima e Zakia (2006), estão relacionadas às dissoluções de rochas e solos.

Ribeiro (2009) explica que a CE é sensível à variação de sólidos dissolvidos, principalmente de sais minerais, sendo o grau com que os sais se dissociam em íons, a carga de cada íon e sua mobilidade interfere nos valores de CE. Um fator que deveria ter atenuado estas concentrações na ME é a presença de maior vegetação ciliar na área em relação a MC, pois conforme Tundisi (1988), esta proteção atua como filtro na área o que contribui para a redução de íons dissolvidos no manancial.

Com isso, acredita-se que na ME possa estar sob a contribuição do escoamento base no que se refere aos elevados valores de CE e não apenas sob a influência da ocupação do solo.

Os valores observados na ME estão acima do verificado por Likens (1992) em microbacia com eucalipto e do intervalo de confiança (IC) estimado por Câmara et al. (2006) em áreas com eucalipto. Também, foram superiores aos verificados por Ribeiro (2009), em que avaliou a qualidade da água em microbacias rurais com usos de mata nativa,

reflorestamento e agricultura. Os resultados foram semelhantes aos observados por Gatica et al. (2012) em pontos monitorados em áreas rurais.

Mosca (2003) observou maiores valores em área com pastagem do que com eucalipto. Queiroz et al. (2010) registraram valores baixos de CE (de 12 a 19 $\mu\text{S cm}^{-1}$) em áreas agrícolas, os autores argumentam que os baixos valores podem estar relacionado a presença de mata ciliar bem conservada na área de estudo.

A seguir (Figura 5.14), apresenta-se a comparação dos valores de CE entre áreas de estudo.

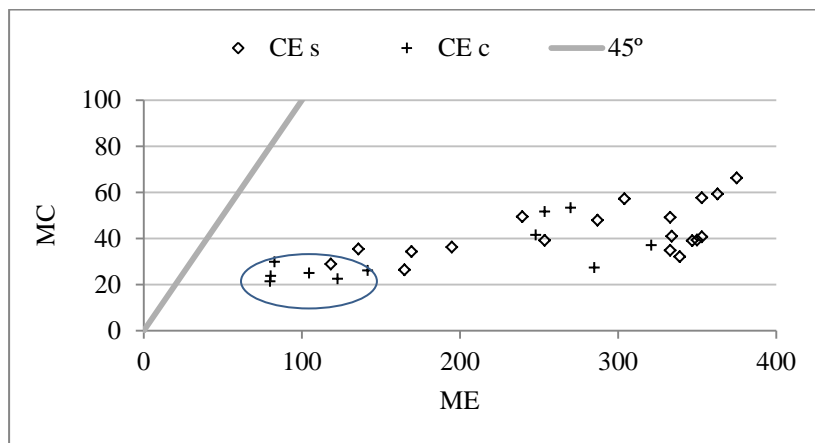


Figura 5.14 – Comparação da condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) da água nas microbacias com eucalipto e campo nas coletas sem (s) e com precipitação (c).

O gráfico evidencia os maiores valores de CE para o uso da ME conforme discutido anteriormente. Em geral, os menores valores de CE observados na área com eucalipto em conjunto com a APP e RL ocorreram durante o período mais úmido (maior volume precipitado) em destaque no gráfico, sendo que as demais amostragens em períodos com chuva corresponderam a baixos volumes de precipitação após longo período seco, portanto observam-se maiores valores de CE em função da baixa vazão e devido as condições de estiagem. Esteves (1998) abordam que em regiões tropicais, a CE da água tem mais relação à composição geoquímica e às condições de seca e chuva do que com o estado trófico de um curso d'água.

5.2.6 Temperatura

Os valores médios de temperatura da água foram de 17 °C (variando entre 9,7 e 27,2 °C) para a ME, e de 18 °C (7,0 a 25,5 °C) para a MC. Abaixo (Figura 5.15), verifica-se a variação dos valores de temperatura das águas superficiais nas microbacias monitoradas.

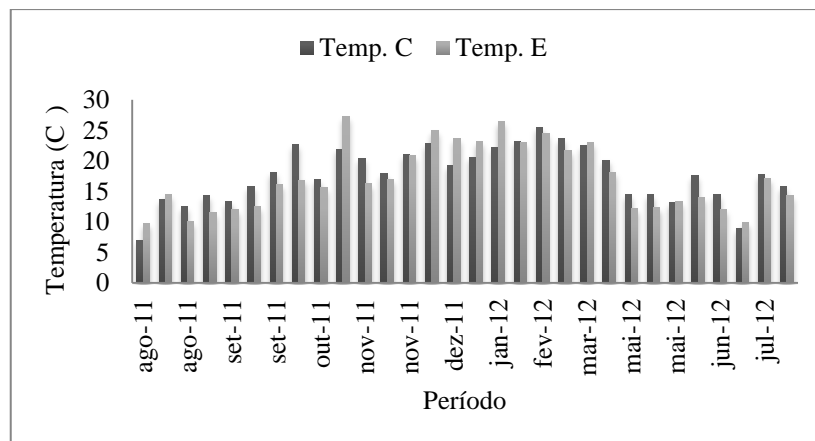


Figura 5.15 – Variação da temperatura (°C) da água nas microbacias com eucalipto e campo para o período de agosto de 2011 agosto de 2012.

As médias foram semelhantes às observadas por Arcova e Cicco (1999), Sabara (1999) e Bueno et al. (2005), em áreas com plantios de eucalipto. Na sequência (Figura 5.16), observa-se a comparação entre os dados de temperatura para coletas sem e com precipitação nas áreas de estudo. Câmara (2004) observou maiores valores de temperatura em microbacias com pastagem do que em área com florestamento.

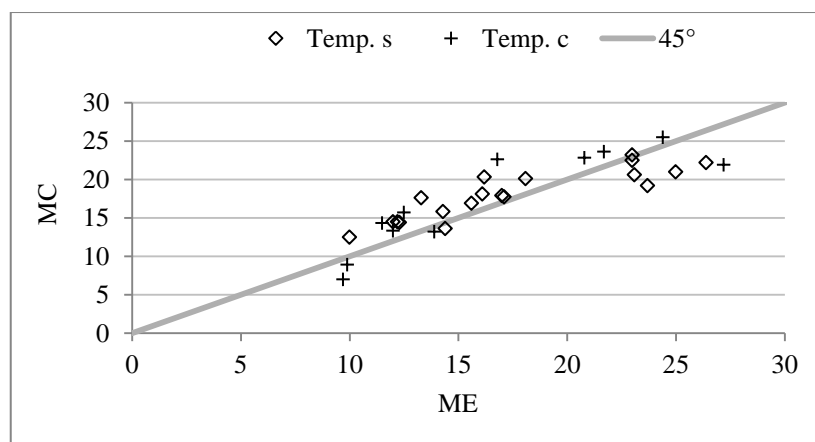


Figura 5.16 – Comparação dos valores de temperatura (°C) da água nas microbacias com eucalipto e campo nas coletas sem (s) e com precipitação (c).

A partir da figura, nota-se um comportamento semelhante da variável em ambas as áreas de estudo, havendo uma leve tendência de maiores valores na MC.

5.2.7 Alcalinidade

A variação dos valores de alcalinidade (Figura 5.17) e a comparação entre os valores nas áreas de estudo (Figura 5.18) estão apresentadas a seguir.

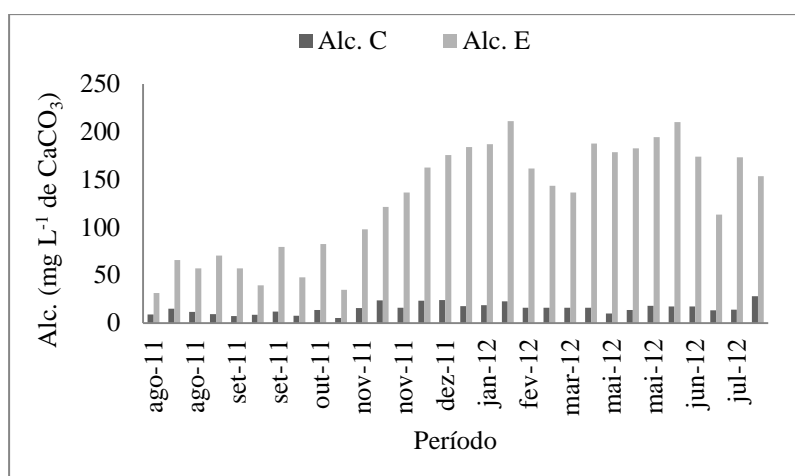


Figura 5.17 – Concentrações de alcalinidade (mg L⁻¹ de CaCO₃) da água nas microbacias com eucalipto e campo para o período de agosto de 2011 a agosto de 2012.

As concentrações médias de alcalinidade observadas corresponderam a 15,15 e 128,30 mg L⁻¹ de CaCO₃, respectivamente, para a MC e ME, média elevada na ME a qual explica os maiores valores de pH verificados na água para o uso dessa microbacia.

Mosca (2008) verificou maiores valores de alcalinidade em águas superficiais com plantio de eucalipto e menores em áreas ocupadas pelo Cerrado. O mesmo autor comenta que a capacidade de neutralizar ácidos em um sistema aquoso depende de alguns compostos como bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos.

Os valores observados nas duas áreas foram maiores aos observado por Gardiman Junior (2012) em áreas com plantio de eucalipto e semelhantes aos observado na ME por Gatica et al. (2012). A seguir, verifica-se a comparação entre os valores nas áreas de estudo.

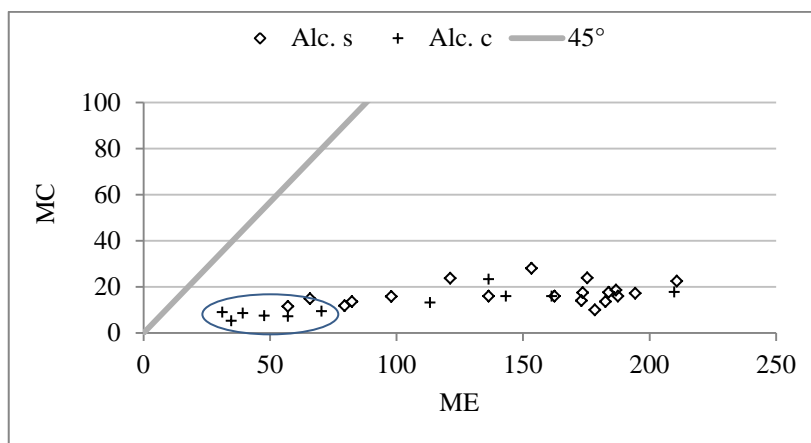


Figura 5.18 – Comparação das concentrações de alcalinidade (mg L^{-1} de CaCO_3) da água nas microbacias com eucalipto e campo nas coletas sem (s) e com precipitação (c).

A partir da figura, evidenciam-se os maiores valores observados na ME. Em destaque, durante as coletas com maior volume precipitado, verificaram-se menores concentrações de alcalinidade, já os maiores valores observados durante as demais coletas com chuva resultantes de longos períodos com estiagem e com baixos volumes de precipitação incidente, conforme já comentado anteriormente.

Tal comportamento, possivelmente está relacionado às fontes de dissolução de íons presentes no solo por meio do escoamento base que mantem o curso d'água na microbacia com eucalipto e APP, conforme discutido anteriormente para o CE, comportamentos semelhantes entre os parâmetros também foi abordado por Thomaz et al. (2001).

5.2.8 Sólidos Totais, Suspensos e Dissolvidos

Na sequência, verificam-se as concentrações de sólidos totais (ST), suspensos (SS) e dissolvidos (SD) nas águas superficiais das áreas de estudo.

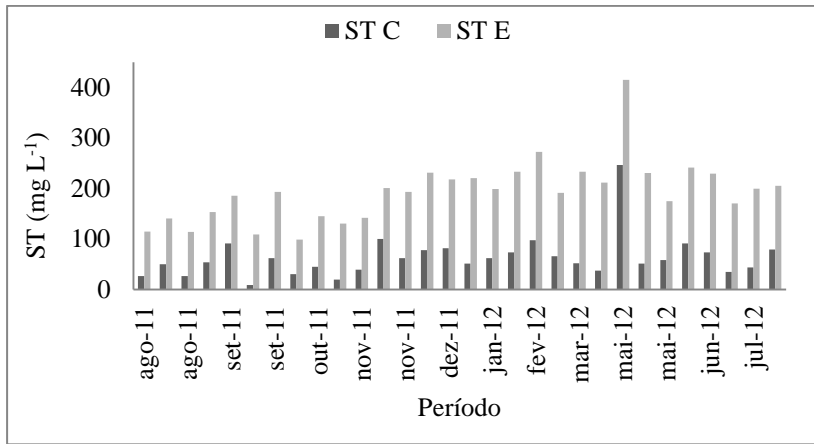


Figura 5.19 – Concentração de ST (mg L⁻¹) da água nas microbacias com eucalipto e campo para o período de agosto de 2011 agosto de 2012.

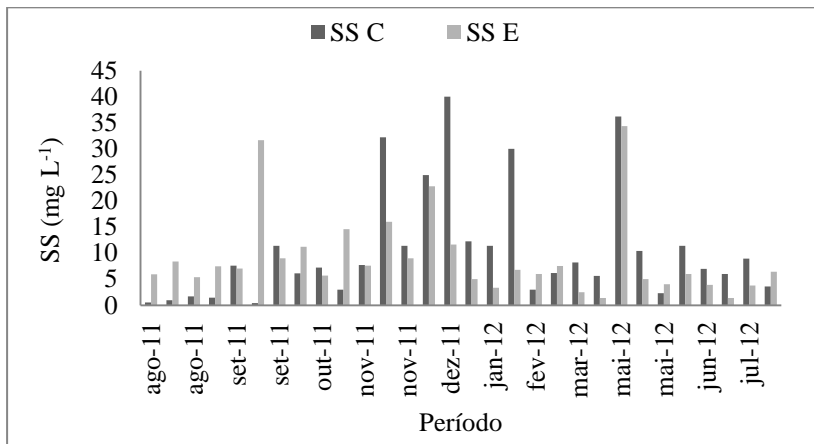


Figura 5.20 – Concentração de SS (mg L⁻¹) da água nas microbacias com eucalipto e campo para o período de agosto de 2011 agosto de 2012.

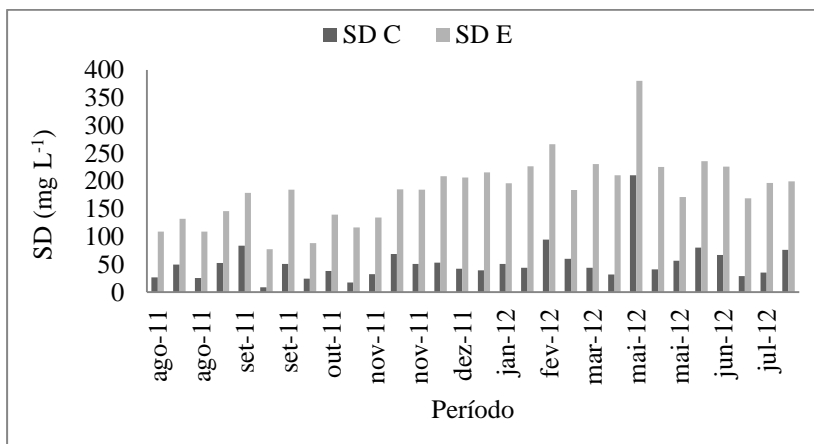


Figura 5.21 – Concentração de SD (mg L⁻¹) da água nas microbacias com eucalipto e campo para o período de agosto de 2011 agosto de 2012.

Os valores médios de ST foram de 63,35 e 193,35 mg L⁻¹, para a MC e ME, respectivamente. Resultados entre 183,75 e 279,58 mg L⁻¹ foram observados por Ribeiro (2009) avaliando a qualidade da água em pontos pertencente a bacia hidrográfica com usos de mata nativa, reflorestamento e agricultura.

Os sólidos totais apresentaram-se em maior quantidade na microbacia com eucalipto, APP e RL para todo o período observado, evidenciado a seguir (Figura 5.22), o que está associado a uma maior concentração de sólidos orgânicos e inorgânicos (serapilheira e acúmulo de material orgânico) presente no sistema lótico monitorado, conforme já abordado anteriormente.

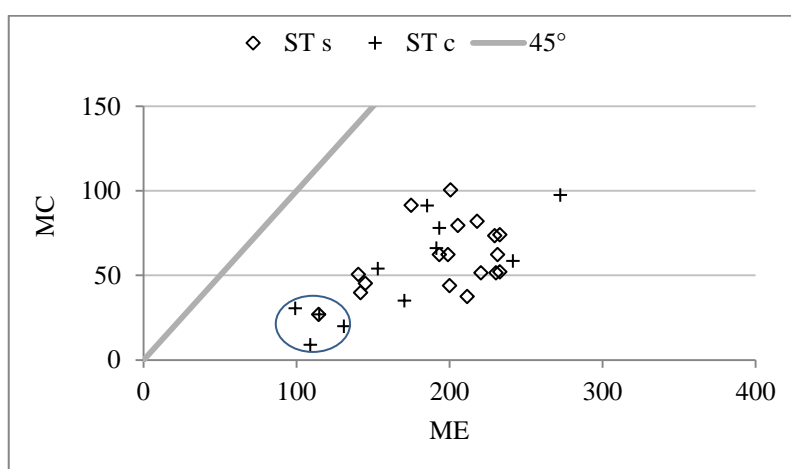


Figura 5.22 – Comparação das concentrações ST (mg L⁻¹) da água nas microbacias com eucalipto e campo nas coletas sem (s) e com precipitação (c).

Na ME, os menores valores de ST em destaque foram observados para as coletas com maior precipitação incidente, o que está correlacionado com a diluição dos sólidos totais nas águas monitoradas.

As médias para os SS foram de 11,42 e 9,03 mg L⁻¹, para a MC e ME, respectivamente, tais valores estão abaixo do intervalo de confiança (IC) estimado por Câmara et al. (2006) para usos com eucalipto e dentro do observado em floresta secundária.

Observa-se, claramente, na Figura 5.20 supracitada, que os maiores valores de SS na MC ocorreram a partir do mês de novembro, onde se observaram menores níveis d' água, bem como, menores volumes de precipitação incidente na área, fato que pode estar relacionado ao revolvimento do solo em função da presença de gado na área. Na Figura 5.23, evidenciam-se os maiores valores de SS em coletas sem antecedente de dias com precipitação.

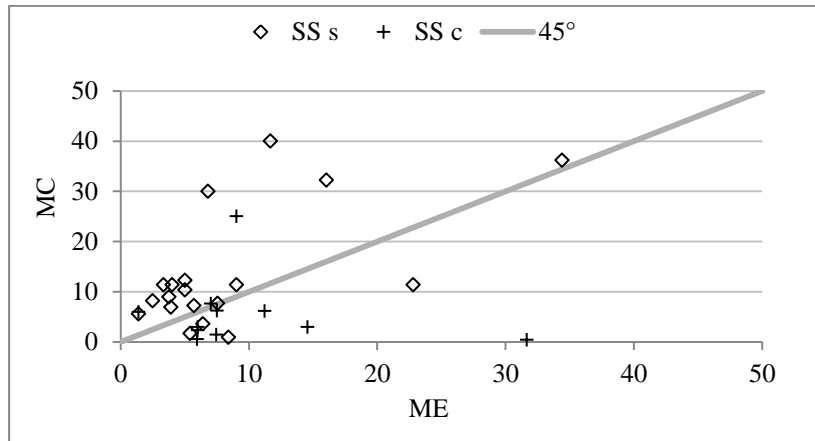


Figura 5.23 – Comparação das concentrações SS (mg L^{-1}) da água nas microbacias com eucalipto e campo nas coletas sem (s) e com precipitação (c).

Câmara (2004) avaliando a qualidade da água, em microbacias florestadas, observou valores de sólidos em suspensão maiores aos observados na microbacia com eucalipto, APP e RL investigada. As médias de SS observadas no presente estudo correspondem ao intervalo de confiança estimado pela autora para área com uso de floresta secundária.

Para os SD, as concentrações médias de foram de 50,97 e 184,32 mg L^{-1} para a MC e ME, respectivamente. Os valores observados na ME foram muito inferiores às concentrações de ST e SD verificados por Lubenow et al. (2012), para diferentes usos rurais.

A seguir (Figura 5.24), evidenciam-se as maiores concentrações de SD na ME durante períodos mais secos, destacando, novamente, a possibilidade de maior acúmulo de material orgânico (decomposição, lixiviação e dissolução de íons) ou em decorrência das próprias características biogeoquímicas manifestadas pelo escoamento base na área de estudo.

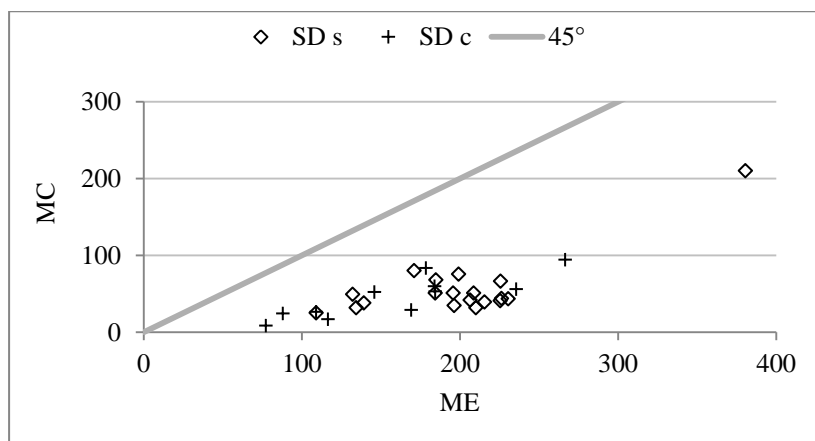


Figura 5.24 – Comparação das concentrações SD (mg L^{-1}) da água nas microbacias com eucalipto e campo nas coletas sem (s) e com precipitação (c).

A fração de sólidos dissolvidos explica os maiores valores de ST verificados na ME, conforme descrito anteriormente. Além disso, justificam as maiores concentrações de íons dissolvidos, CE e alcalinidade observados na ME.

Embora as variáveis tenham apresentado altos valores, os mesmos não extrapolaram os limites estabelecidos pela Resolução do CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), que institui valores de até 500 mg L^{-1} para as Classes 1, 2 e 3, conforme a Figura 5.25, a seguir.

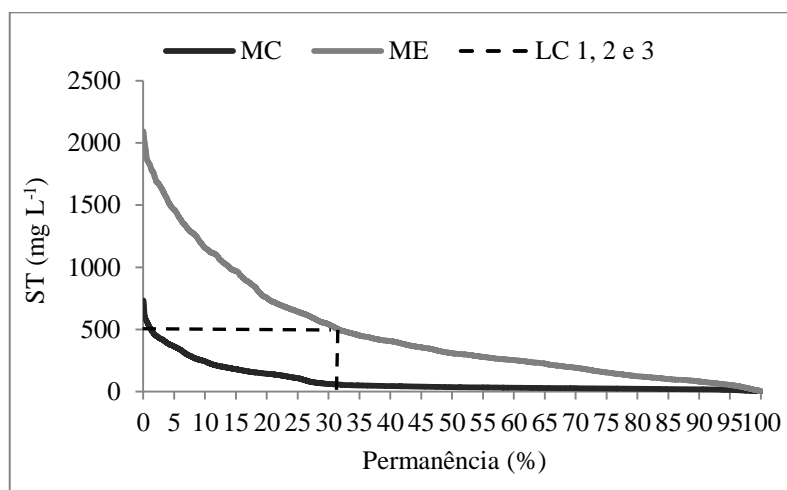


Figura 5.25 – Curva de permanência das concentrações de ST (mg L^{-1}) e limites de concentração conforme as classes de enquadramento dos corpos hídricos, segundo Resolução CONAMA nº 357/05, para as áreas de estudo.

Por meio da figura acima, observa-se que o enquadramento da ME e MC, na respectiva classe 2 do CONAMA, correspondeu a 68 e 98 % do tempo de permanência da vazão, respectivamente.

5.2.9 Coliformes totais e *Escherichia coli*

A seguir, verificam-se as concentrações e a comparação entre os valores de coliformes totais (CT) e *E. coli* (NMP/100 ml) para os diferentes usos da terra.

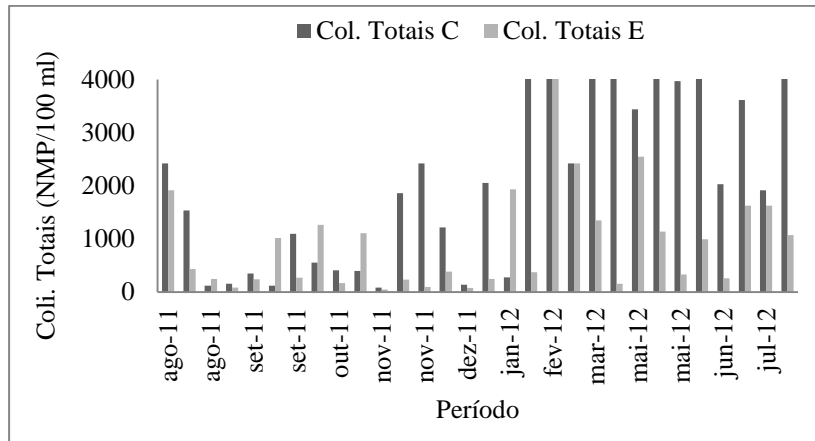


Figura 5.26 – Concentrações de CT (NMP/100 ml) da água nas microbacias com eucalipto e campo para o período de agosto de 2011 agosto de 2012.

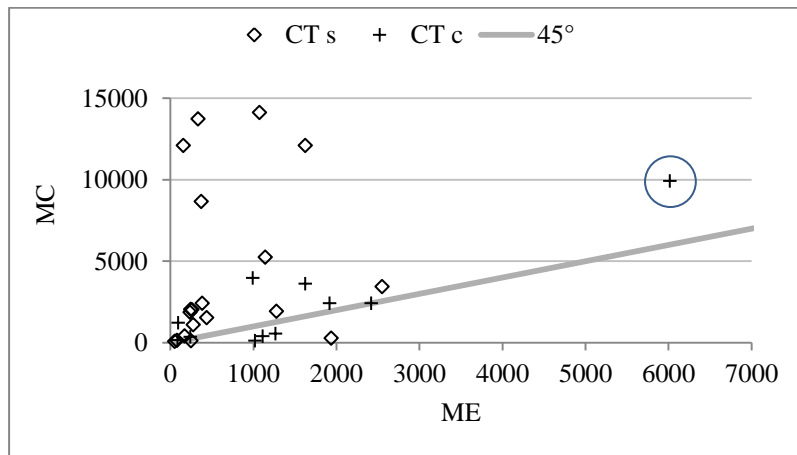


Figura 5.27 – Comparação dos valores de CT (NMP/ 100 ml) da água nas microbacias com eucalipto e campo nas coletas sem (s) e com precipitação (c).

As médias observadas de CT foram de 3616,83 e 987,25 NMP/100 ml, respectivamente, para a MC e ME, com variação de 82,50 e 13734,0 NMP/100 ml (MC) e de 50,15 e 6016,5 NMP/100 ml (ME).

A Figura 5.27, evidencia que o uso com campo nativo e pecuária extensiva contribuiu para o aumento da concentração de CT em relação ao uso da ME, em que se observaram elevados valores de CT durante as amostragens em período seco, com exceção de uma coleta com chuva em destaque pelo alto valor de CT, esse valor pode ser explicado pelo baixo volume precipitado após longo período seco evidenciado em ambas as áreas.

Em relação às coletas com chuva, observou-se a redução dos valores de CT, uma vez que os menores valores foram observados para os maiores volumes precipitados, desencadeando o processo de diluição dessas concentrações no curso da água. De modo geral,

enxurradas, ocasionando a elevação do número de bactérias, conforme evidenciado pela Figura 5.29.

Por meio da Figura 5.28, observa-se que no início do monitoramento (período úmido) os valores de *E. coli* foram menores nas áreas de estudo, e maiores durante os períodos de maior estiagem, sendo explicado pela atividade de pecuária na MC, bem como, do acúmulo desses dejetos em função do baixo nível de água no córrego. Já na ME, os valores de *E. coli* ocorreram em função da contaminação de dejetos de animais silvestres que circulavam na mata, tais como lebres, servos ou graxains que eventualmente foram vistos na área de estudo. No entanto, os picos de *E. coli* observados entre janeiro e março, possivelmente tem relação com a presença de gado na área experimental, uma vez que se observaram alguns bovinos próximos à microbacia de estudo durante uma das campanhas realizadas nesse período, os quais provavelmente escaparam de uma das fazendas vizinhas, já que a área de estudo não apresenta a atividade de pecuária extensiva.

Campello et al. (2005) avaliando a qualidade da água na Floresta Nacional de São Francisco de Paula (FLONA-SFP), no RS, registrou valores de coliformes totais entre 1987 e 2420 NMP/100 ml e de 56 a 687 NMP/100 ml para *E. coli*.

A seguir (Figura 5.30), verificam-se os limites das classes (LC) de enquadramento e a diluição das cargas médias de *E. coli* nas curvas de permanência. De acordo com a Resolução do CONAMA 357/2005, a *E. coli* pode ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes.

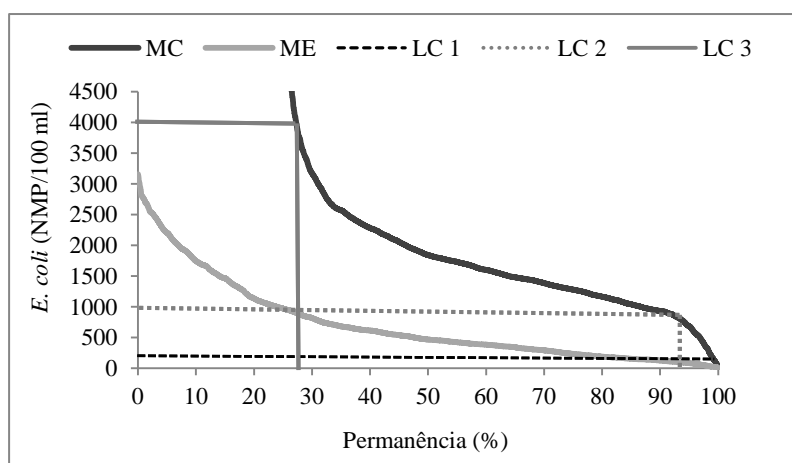


Figura 5.30 – Curva de permanência das concentrações de *E. coli* (mg L^{-1}) e limites de concentração conforme as classes de enquadramento dos corpos hídricos, segundo Resolução CONAMA nº 357/05, para as áreas de estudo.

Com base no gráfico acima, verifica-se que o manancial permaneceu nas classes 1, 2 e 3 com 2, 6 e 65 % do tempo de permanência, respectivamente, na MC, sendo que os percentis inferiores a 27 % enquadram-se na classe 4 da Resolução 357/2005 do CONAMA.

Em relação a ME, verificou-se uma melhor qualidade em relação à microbacia com campo, verificando-se percentuais do tempo de vazão permanente iguais a 13 % (classe 1), 60 % (classe 2) e para percentuais menores que 27 % para o enquadramento na classe 3 do CONAMA.

5.2.10 Cátions e Ânions

Durante o período de monitoramento, as variáveis amônia e sódio, não foram analisadas em função dos imprevistos com os aparelhos de detecção no laboratório de análise. Já os elementos fluoreto (F^-) e fosfato (PO_4^-) não apresentaram valores de análise em função da concentração destes elementos serem menores que o limite de detecção do aparelho.

A seguir, na Tabela 5.7, verificam-se os valores mínimos, médios e máximos dos teores de cátions e ânions analisados nas águas superficiais das microbacias de campo e eucalipto.

Tabela 5.7 – Valores dos teores mínimos, médios e máximos dos cátions e ânions analisados na água do deflúvio das microbacia com campo (MC) e com eucalipto (ME).

Parâmetros	Concentrações ($mg L^{-1}$)						
	MC			ME			
	Mín.	Média	Máx.	Mín.	Média	Máx.	
Ânions	Cloreto (Cl^-)	0,69	2,43	6,50	1,25	2,54	5,76
	Nitrito (NO_2^-)	0,05	0,05	0,06	0,06	0,07	0,09
	Nitrato (NO_3^-)	0,01	0,09	0,32	0,02	0,45	1,53
	Sulfato (SO_4^{2-})	0,12	0,25	0,87	0,30	1,10	4,16
Cátions	Potássio (K^+)	1,00	2,76	5,63	1,27	1,74	3,03
	Magnésio (Mg^{2+})	0,61	1,37	2,39	1,79	4,99	7,11
	Cálcio (Ca^{2+})	1,23	2,22	4,18	9,99	32,24	63,88

Na Figura 5.32, verificam-se os gráficos das concentrações de cloreto (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}), potássio (K^+), magnésio (Mg^{2+}) e cálcio (Ca^{2+}) para os diferentes usos de solo que drenam as microbacias de estudo.

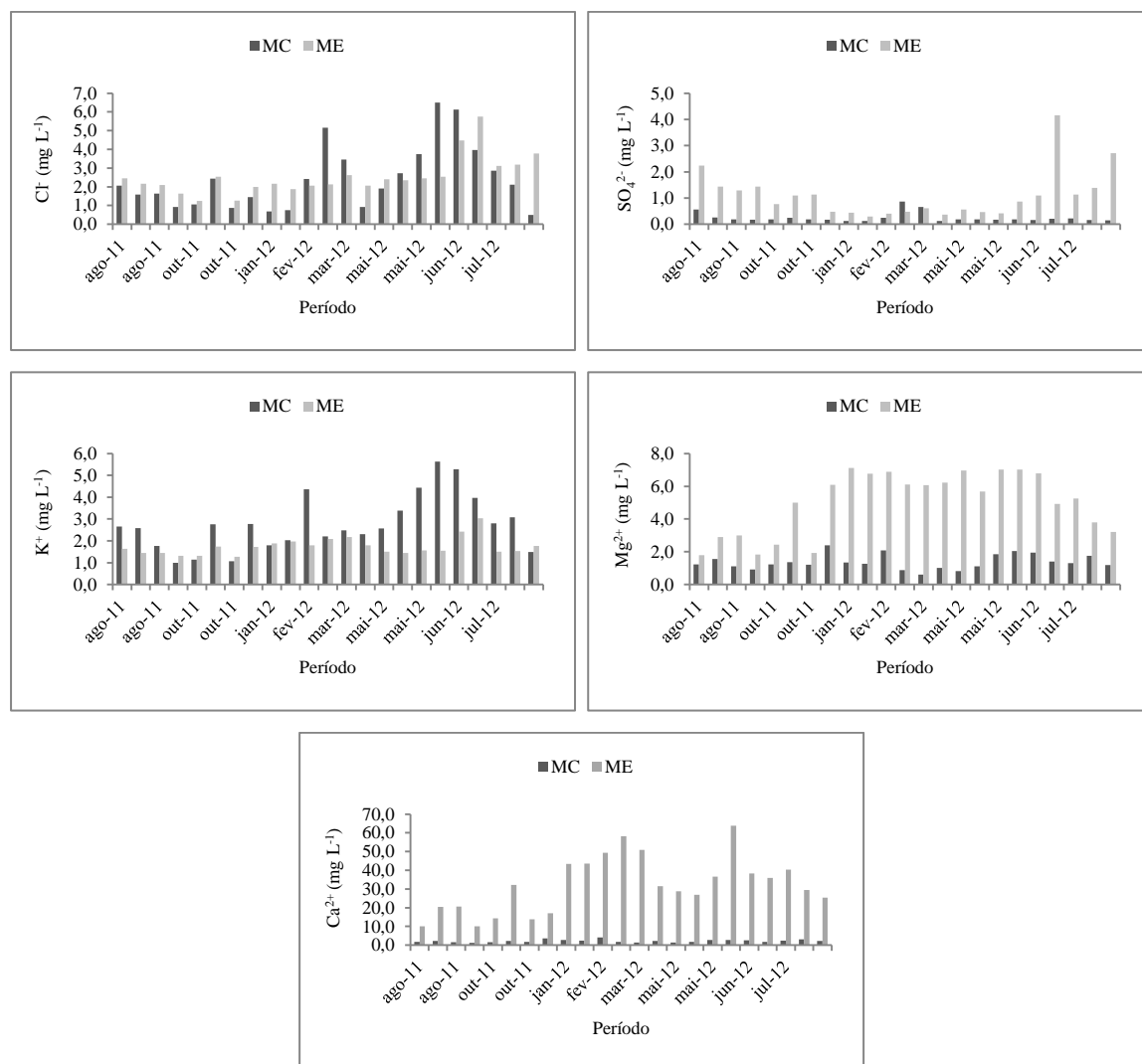


Figura 5.31 – Concentrações de cloreto, sulfato, potássio, magnésio e cálcio (mg L⁻¹) da água nas microbasias com eucalipto (ME) e campo (MC) para o período de agosto de 2011 a agosto de 2012.

Com base nos gráficos, observa-se que para todos os íons analisados as maiores concentrações foram observadas nas águas da ME, com exceção do elemento potássio, o qual apresentou média maior na MC.

As concentrações de potássio estão dentro do intervalo normalmente observado em águas naturais (< 10 mg L⁻¹). Estes baixos valores podem estar relacionado à alta solubilidade do elemento nestes ambientes, sendo rapidamente incorporado às estruturas minerais e acumulados na biota aquática, uma vez que se trata de um elemento essencial para sua nutrição (CÂMARA et al., 2006).

Ranzini e Lima (2002) investigando microbasias reflorestadas com eucalipto encontraram valores de potássio na água entre 1,35 a 1,80 mg L⁻¹, conforme Lucas et al. (2010), durante a época de estiagem existe uma maior concentração de solutos e elementos

minerais como o potássio em função da redução da vazão, o que pode ser verificado na área de campo conforme visto maiores valores de potássio para coletas sem precipitação.

A seguir (Figura 5.32), verificam-se os gráficos das comparações entre as concentrações de cloreto (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}), potássio (K^+), magnésio (Mg^{2+}) e cálcio (Ca^{2+}) para os diferentes usos de solo para as coletas sem (s) e com precipitação (c).

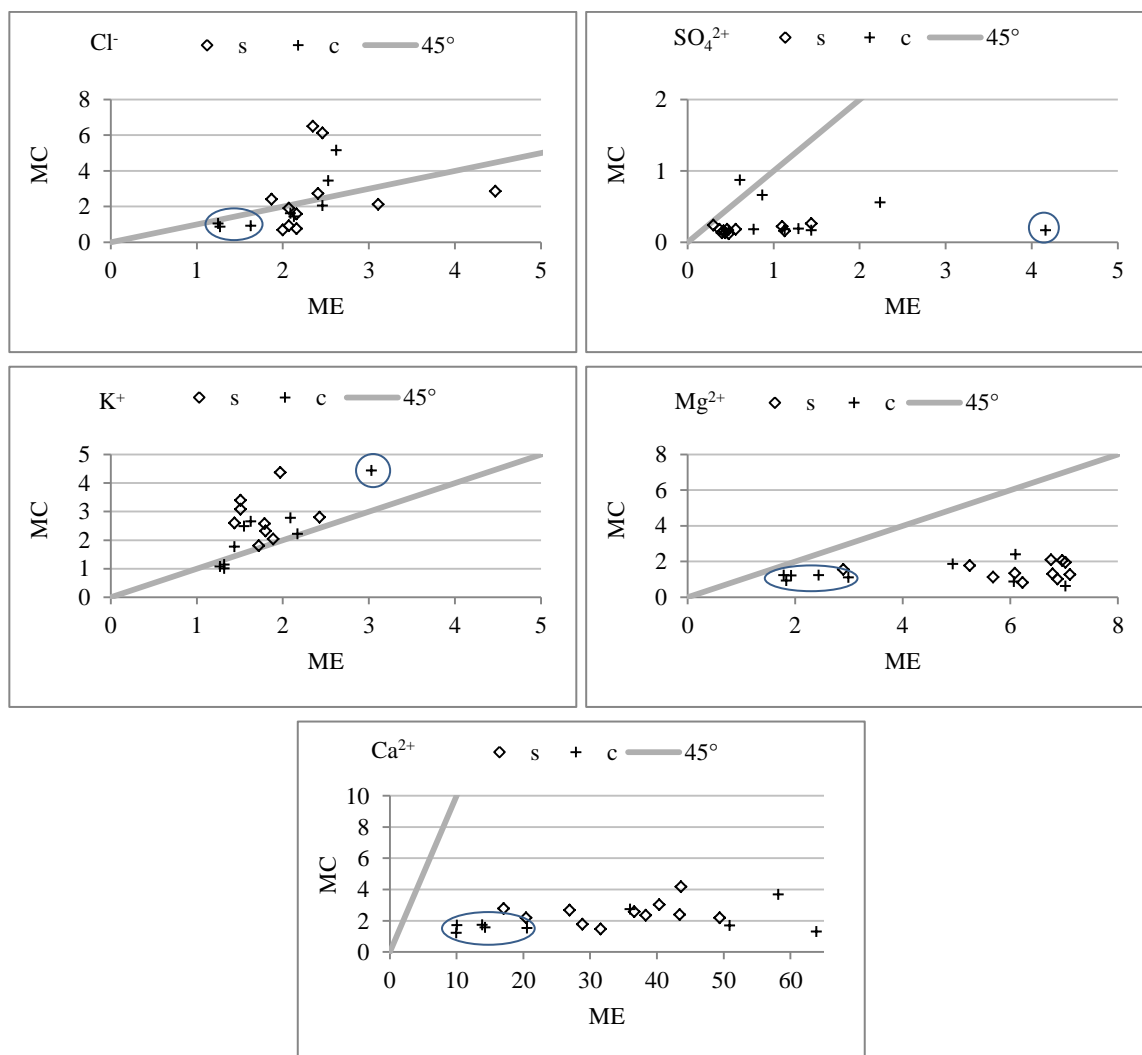


Figura 5.32 – Comparação das concentrações de cloreto, sulfato, potássio, magnésio e cálcio (mg L^{-1}) da água nas microbacias com eucalipto e campo nas coletas sem (s) e com precipitação (c).

Os maiores valores de potássio foram observados na MC, havendo maiores concentrações do elemento para o período de maior estiagem, sendo que o valor observado para a coleta com chuva em destaque correspondeu a baixos volumes precipitados (1 mm).

As médias dos cátions Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ foram de 2,2, 1,37 e 2,76 mg L^{-1} para a MC e de 32,24, 4,99 e 1,74 mg L^{-1} para a ME, comportamento contrário foi observado por Farley et al. (2008) em áreas com campo e eucalipto. As concentrações observadas na ME foram

superiores ao intervalo de confiança estimado por Câmara et al. (2006) para o Ca^{2+} , Mg^{2+} e abaixo para o K^+ .

Em relação ao Ca^{2+} , os mesmos autores mencionam que o elemento é rapidamente dissolvido a partir de rochas ricas em minerais de cálcio, tais como carbonatos e sulfatos, apresentando, normalmente, concentrações abaixo de 15 mg L^{-1} , em águas naturais. Valores elevados de Ca^{2+} (entre $0,4$ a 50 mg L^{-1}) foram observados por Peripoli (2009) em microbacia com uso de montanha localizada no norte da Itália.

Em relação ao Mg^{2+} , também se observaram maiores concentrações na ME, sendo semelhantes ao verificado por Gardiman Junior (2012). Esses valores podem ser explicados pelo acúmulo de material orgânico, ou por origem subterrânea, pois conforme Câmara et al. (2006), o magnésio chega ao deflúvio principalmente via escoamento base, o qual corresponde à vazão mantida pela água subterrânea existente nos aquíferos a qual tem como origem principal a água da chuva que se infiltra no solo e percola para as camadas mais profundas, logo, se constitui de um bom indicador da infiltração da água no solo. Câmara (2004) também constatou maiores concentrações de magnésio, cálcio e condutividade com a redução da vazão do córrego em microbacias com plantio de eucalipto, semelhante ao verificado na área de estudo.

Likens et al. (1967) já abordava que a perda líquida dos cátions Ca^{+2} , Mg^{+2} e K^+ nas águas superficiais em microbacias deve-se, principalmente, ao processo de intemperismo geológico. As hipóteses levantadas, na ME, para os elevados valores dos cátions Ca^{2+} e Mg^{2+} observados são preliminares e poderão ser melhores esclarecidas com a continuação de medições durante maior período de análise.

Com isso, supõe-se que o regime hidrológico da bacia pode estar influenciando na saída dos íons Ca^{+2} , Mg^{+2} e K^+ no deflúvio. O escoamento superficial total e o fluxo básico associados ao longo tempo de permanência da água subterrânea promovem grande interação desta com as camadas mais profundas do solo e principalmente com as zonas de alteração das rochas, liberando conseqüentemente maior quantidade de solutos para o curso d'água (ARCOVA et al., 1985), processo que pode ter ocorrido na ME.

Para o cloreto, as médias corresponderam a $2,43$ e $2,54 \text{ mg L}^{-1}$ para a MC e ME, respectivamente, observando-se uma variação dos valores no período de amostragem, sendo observado maior valor de cloreto durante o inverno na ME. Bonnet et al. (2008) e Ferreira et al. (2012) também observaram o mesmo comportamento para o ânion cloreto com maior valor no inverno, sendo os valores observados por esses autores foram superiores aos verificado no

presente estudo. Os valores de cloreto pertencem a Classe 1 da resolução CONAMA nuº 357/05, com médias bem abaixo do limite estabelecido para a classe (250 mg L^{-1}).

As médias observadas para o ânion sulfato foram maiores na ME ($1,10 \text{ mg L}^{-1}$) do que na MC ($0,25 \text{ mg L}^{-1}$), tais concentrações foram inferiores às observadas em um estudo que contemplou diversas microbacias com florestas e agricultura na Eslováquia (PEKÁROVÁ; PEKÁR, 1996). Os mesmos autores correlacionaram as altas concentrações com o substrato das áreas de estudo, consoante com o verificado por Fernandes et al. (2012), os quais mencionam como fonte de sulfato em águas naturais, a dissolução de solos e rochas.

Os valores médios de nitrito foram iguais a $0,05$ (MC) e $0,07 \text{ mg L}^{-1}$ (ME), valores um pouco acima do normalmente observado em águas superficiais ($0,001 \text{ mg L}^{-1}$), sendo raramente acima de 1 mg L^{-1} (CÂMARA et al. 2006).

Os valores de nitrato foram iguais a $0,09$ e $0,45 \text{ mg L}^{-1}$ na MC e ME, respectivamente, valores inferiores aos observados por Pekárová e Pekár (1996) e abaixo do intervalo de confiança (IC) estimado por Câmara et al. (2006). O nitrato apresentou-se em maior concentração na ME, tal fato pode estar associado à decomposição de material orgânico da própria vegetação ciliar, conforme explicado por Gardiman Junior (2012). As médias observados no presente do estudo foram ligeiramente inferiores as observadas por Campello et al. (2005). Segundo Carvalho (2001), a presença deste elemento, em altas quantidades, evidencia a existência de poluição recente, uma vez que essas substâncias são oxidadas rapidamente na água, principalmente em função da presença de bactérias nitrificantes, o que não foi constatado nas áreas de estudo.

De acordo com Lima (1996), a qualidade da água do deflúvio em áreas com espécies florestais demonstram que a qualidade final da água sob condições naturais foram mais dependentes da geologia, tipo de solo, bem como, do regime de chuvas da região, por meio da interação dos processos hidrológicos envolvidos na geração do deflúvio pelo corpo hídrico.

5.3 Análise da matriz de correlação e Teste de Adequacidade KMO

A seguir, verificam-se as correlações entre os parâmetros físicos, químicos e biológicos na MC e ME. As variáveis, fosfato e fluoreto, não compuseram a matriz de correlação por se manterem abaixo do limite de detecção do equipamento em todas as análises, já os elementos sódio e amônia, em função das falhas no aparelho de análise.

Em relação aos parâmetros nitrito, nitrato e oxigênio dissolvido, os mesmos não foram inseridos na análise em função da descontinuidade da obtenção dos valores durante o período monitorado.

O teste KMO, na MC, apresentou índice igual a 0,63, demonstrando uma adequação medíocre dos dados para a realização da AF, conforme Pereira (2001). As variáveis que contribuíram para a adequabilidade do modelo foram: condutividade elétrica, turbidez, coliformes totais, *E. coli*, DBO_{5,20}, alcalinidade, sólidos dissolvidos, cloreto, potássio, magnésio e cálcio. As demais variáveis apresentaram alta correlação parcial o que reduziu o índice calculado, no entanto, foram consideradas na AF para fins exploratórios.

Para a ME, o teste KMO apresentou índice igual a 0,71, demonstrando uma ligeira melhor adequabilidade em relação aos dados da MC, evidenciando uma adequação razoável dos dados para a realização da AF (PEREIRA, 2001), onde apenas a variável DBO_{5,20} não contribuiu para o teste, porém foi considerada para fins exploratórios. Na Tabela 5.8, verifica-se, em destaque, os coeficientes de correlação de Pearson analisados que apresentaram correlação igual ou acima de 0,7, considerada moderada a forte, para a MC.

Tabela 5.8 – Matriz de Correlação (coeficientes de correlação de Pearson) entre as variáveis químicas, físicas e biológicas analisadas na MC.

Variáveis	pH	CE	Turb	DBO	SS	ALc	SD	Cl ⁻	Sulf	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Temp	<i>E.coli</i>	CT
pH	1,00														
CE	-0,12	1,00													
Turb	0,09	0,40	1,00												
DBO _{5,20}	0,00	0,34	0,48	1,00											
SS	-0,17	0,41	0,42	0,17	1,00										
ALc	-0,11	0,77	0,37	0,44	0,28	1,00									
SD	-0,38	0,14	-0,16	0,07	0,58	0,13	1,00								
Cl ⁻	-0,23	0,51	-0,07	0,44	-0,06	0,21	0,26	1,00							
Sulf	0,13	-0,22	-0,12	0,26	-0,22	-0,08	0,12	0,34	1,00						
K ⁺	-0,11	0,84	0,19	0,34	0,22	0,49	0,21	0,79	-0,10	1,00					
Mg ²⁺	0,15	0,83	0,35	0,19	0,26	0,61	-0,10	0,27	-0,40	0,64	1,00				
Ca ²⁺	0,08	0,86	0,44	0,19	0,45	0,80	-0,04	0,08	-0,31	0,50	0,86	1,00			
Temp	-0,04	0,06	0,20	0,24	0,26	0,24	-0,01	-0,14	0,18	-0,30	-0,04	0,25	1,00		
<i>E.coli</i>	-0,12	0,03	0,59	0,41	-0,09	-0,04	-0,16	0,18	0,00	0,19	-0,07	-0,17	-0,30	1,00	
CT	-0,32	0,50	-0,03	0,08	0,07	0,54	0,24	0,40	0,11	0,46	0,22	0,34	0,11	0,07	1,00

Na matriz de correlação acima, observam-se fortes correlações entre as variáveis CE-K⁺ (0,84), CE-Mg²⁺ (0,83), CE-Alc (0,77), CE-Ca²⁺ (0,86), Alc-Ca²⁺ (0,80), K⁻-Cl⁻ (0,79) e Mg²⁺-Ca²⁺ (0,86). Já os coeficientes observados na ME estão apresentados na Tabela 5.9 abaixo.

Tabela 5.9 – Matriz de Correlação (coeficientes de correlação de Pearson) entre as variáveis químicas, físicas e biológicas analisadas na microbacia com eucalipto.

Variáveis	pH	CE	Turb	DBO	SS	ALc	SD	Cl ⁻	Sulf	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Temp	<i>E.coli</i>	CT
pH	1,00														
CE	0,86	1,00													
Turb	-0,73	-0,82	1,00												
DBO _{5,20}	0,39	0,45	-0,47	1,00											
SS	-0,18	-0,27	0,37	0,16	1,00										
ALc	0,83	0,95	-0,84	0,40	-0,27	1,00									
SD	0,77	0,74	-0,73	0,58	0,11	0,77	1,00								
Cl ⁻	0,35	0,28	-0,39	0,45	-0,36	0,21	0,20	1,00							
Sulf	-0,21	-0,38	0,31	-0,12	-0,12	-0,48	-0,36	0,67	1,00						
K ⁺	0,27	0,30	-0,38	0,49	-0,40	0,28	0,23	0,78	0,44	1,00					
Mg ²⁺	0,80	0,92	-0,83	0,54	-0,22	0,95	0,78	0,24	-0,46	0,42	1,00				
Ca ²⁺	0,60	0,83	-0,67	0,35	-0,45	0,76	0,56	0,27	-0,26	0,46	0,77	1,00			
Temp	-0,04	0,13	-0,02	0,04	-0,02	0,21	0,09	-0,47	-0,53	0,00	0,24	0,27	1,00		
<i>E.coli</i>	-0,25	0,10	-0,20	0,28	-0,11	0,09	0,04	-0,04	-0,20	0,30	0,20	0,39	0,37	1,00	
CT	0,07	0,13	-0,22	0,12	-0,07	0,10	0,20	0,11	0,02	0,03	0,05	0,28	0,12	0,16	1,00

Por meio da tabela acima, observam-se altas correlações entre CE-Alc (0,95), CE-Ca²⁺ (0,83), CE-Turb (-0,82), CE-Mg²⁺ (0,92), CE-SD (0,74), CE-pH (0,86); Alc-Ca²⁺ (0,85), Alc-Turb (-0,84), Alc-Mg²⁺ (0,95), Alc-SD (0,77), Alc-pH (0,83), Cl⁻K⁻ (0,78), Ca²⁺-Mg²⁺ (0,77), SD-Ca²⁺ (0,75), SD-Mg²⁺ (0,78), Turb-Mg²⁺ (-0,83), Turb-SD (-0,73), Mg²⁺-pH (0,80), pH-SD (0,77) e pH-Turb (-0,73).

Em ambas as áreas de estudo, observaram-se semelhantes correlações entre as variáveis CE-Alc, CE-Ca²⁺, CE-Mg²⁺, Alc-Ca²⁺, Cl⁻-K⁻ e Mg²⁺-Ca²⁺, as quais evidenciam uma elevada dissolução de íons oriundos da formação geológica e da matéria orgânica acumulada nos cursos d'água em função das baixas vazões observadas. O siltito e o arenito compõem a formação rochosa de origem, composição que contribui para uma maior suscetibilidade à erosão, bem como estão sujeitos a uma decomposição mais rápida dos resíduos culturais (STRECK et al., 2008), elevando assim a concentração de alguns elementos.

A elevada dissolução dos íons possivelmente esteve relacionada às condições de estiagem observadas nas áreas de estudo, principalmente na ME, evidenciado pelas variáveis cálcio, magnésio, alcalinidade e condutividade elétrica que pode ser explicada pela origem mineral (CETESB, 2009; CÂMARA et al., 2006) ou por contribuição do escoamento base conforme discutido anteriormente.

Em relação ao elemento potássio, muitos autores correlacionam à presença de fertilizantes na área de drenagem da microbacia (MOURA et al., 2010). No entanto, mesmo havendo correlação com as demais variáveis (CE e Cl⁻) na MC, menores valores de concentrações de potássio foram observados na ME sendo a única das áreas de estudo que recebeu adubação durante a implantação do povoamento.

Muitas das altas correlações observadas na presente pesquisa foram semelhantes às verificadas na literatura (ANDRADE et al., 2007; GARDIMAN JUNIOR, 2012; GATICA et al., 2012), principalmente entre as variáveis CE-Ca²⁺, CE-Mg²⁺, Alc-Ca²⁺ e Ca²⁺-Mg²⁺.

Na ME, as correlações entre alcalinidade e os parâmetros turbidez, sólidos dissolvidos, cálcio, magnésio e pH evidencia o que foi discutido anteriormente. A correlação positiva entre a Alc-pH, deve-se pela função da alcalinidade em neutralizar a acidez.

5.4 Análises de Componentes Principais

Com a finalidade de diagnosticar quais as variáveis que melhor representaram as características da água superficial nas áreas de estudo, na sequência, apresentam-se os

resultados da Análise de Componentes Principais (ACP) por meio do método de Análise Fatorial (AF), realizada para cada área de estudo.

Cabe ressaltar que foram realizadas diversas tentativas dos testes no que se refere a inclusão e exclusão de variáveis a fim de proporcionar melhor compreensão dos dados, visto que houve fortes correlações entre as variáveis alcalinidade, magnésio e cálcio, bem como para o potássio e sulfato. No entanto, a retirada desses parâmetros praticamente não interferiu nos resultados de análise tanto nas correlações, verificadas anteriormente, quanto na análise de componentes principais.

5.4.1 Microbacia com campo nativo e pecuária extensiva

Na Tabela 5.10, verificam-se os números de componentes extraídos, os autovalores, a proporção de variância retida por cada componente e a variância acumulada nos componentes principais.

Tabela 5.10 – Estimativas dos autovalores da matriz de correlação (R) e variância retida pelos componentes, na microbacia com campo nativo e pecuária extensiva.

Componentes	Autovalores	Variância unitária (%)	Variância acumulada (%)
1	4,99	33,26	33,26
2	2,21	14,75	48,01
3	1,92	12,82	60,83
4	1,72	11,50	72,33
5	1,44	9,58	81,91
6	1,01	6,75	88,65

Por meio dos resultados, observam-se cinco principais componentes, os quais foram suficientes para explicar 81,91 % da variância acumulada para os 15 parâmetros analisados. Nota-se, que a primeira componente explicou 33,26 %, a segunda 14,75 %, a terceira 12,82 %, a quarta 11,50 % e a quinta 9,58 % da variância total dos dados. Os resultados foram semelhantes aos encontrados na literatura em estudos que investigaram a qualidade da água (ANDRADE et al., 2007b; GARDIMAN JUNIOR, 2012; GUEDES et al., 2012; NONATO et al., 2007; WANG et al., 2007).

Abaixo, na Tabela 5.11, estão apresentados os seis componentes principais (CP) com autovalor superior a 1, as cargas fatoriais finais rotacionadas pelo método *Varimax*, os autovalores, as comunalidades e a variância unitária para cada uma dos componentes.

Tabela 5.11 – Fatores dos componentes da matriz transformada pelo algoritmo *Varimax*, comunalidades associadas, autovalores e variância unitária, na microbacia com campo nativo e pecuária extensiva.

Variáveis	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP6	Comunalidades
pH	0,10	-0,07	0,09	0,04	-0,27	-0,85	0,82
CE	0,94	0,13	0,11	-0,09	0,17	0,16	0,97
Turb.	0,33	0,85	-0,14	0,20	0,10	-0,14	0,92
DBO _{5,20}	0,25	0,62	0,55	0,16	0,12	-0,06	0,79
SS	0,30	0,18	-0,19	0,20	0,86	-0,02	0,93
Alc.	0,80	0,13	0,11	0,29	0,05	0,24	0,81
SD	-0,04	-0,18	0,22	-0,08	0,86	0,29	0,90
Cl ⁻	0,34	0,04	0,74	-0,42	0,08	0,26	0,90
Sulf.	-0,29	-0,04	0,83	0,24	-0,06	-0,05	0,84
K ⁺	0,72	0,12	0,34	-0,51	0,15	0,17	0,96
Mg ²⁺	0,92	0,04	-0,12	-0,14	0,00	-0,16	0,91
Ca ²⁺	0,94	0,05	-0,17	0,23	0,09	-0,04	0,97
Temp.	0,09	0,01	0,11	0,90	0,09	0,04	0,85
<i>E.coli</i>	-0,13	0,88	0,06	-0,31	-0,16	0,18	0,95
CT	0,44	-0,09	0,26	0,08	-0,07	0,70	0,77
Autovalores	4,99	2,21	1,92	1,72	1,44	1,01	
Variância Unitária (%)	33,26	14,75	12,82	11,50	9,58	6,75	

Nota-se que as comunalidades foram altas para todas as variáveis apresentadas, sendo que a maior parte da variância para cada uma das variáveis foi explicada pelos componentes principais. Como exemplo, no caso do parâmetro pH, as comunalidades corresponderam a 82 % (0,82), indicando que 82 % da variação dessa variável é explicada pelos componentes principais.

A rotação dos eixos possibilitou a melhor identificação dos fatores, redistribuindo as cargas fatoriais entre os coeficientes mais próximos de 1 e -1. Com isso, as cargas mais elevadas verificadas na primeira componente foram: CE, Alc., K⁺, Mg²⁺ e Ca²⁺; na segunda componente, as principais variáveis foram *E. coli* e turbidez; na terceira componente a Cl⁻ e sulfato; na quarta, temperatura; na quinta, SS e SD e na sexta pH e CT.

Por meio do método de ACP sobre a matriz de correlação (R) se obteve os componentes rotacionados (fatores) que representaram melhor as características da água na

MC. Com o propósito de caracterizar e melhor compreender os fatores em destaque, nomeou-se cada componente principal por meio das cargas das variáveis obtidas.

Dessa forma, no primeiro componente principal (CP), destacam-se as variáveis CE (0,94), Alc. (0,80), K^+ (0,72), Mg^{2+} (0,92) e Ca^{2+} (0,94), caracterizando como “fator intemperismo” por expressar uma maior associação às variáveis como indicadores de enriquecimento por íons solúveis relacionada a composição do solo na área, principalmente, em função das maiores cargas verificadas para o Ca^{2+} e o Mg^{2+} . O mesmo também foi atribuído por Andrade et al. (2007a), Andrade et al. (2007b), Gardiman Junior (2012) e Salgado et al. (2011).

Já a segunda CP foi explicada, principalmente, pelas variáveis *E. coli* (0,88) e Turb. (0,85) caracterizando como “fator poluição difusa”, tendo como principal fator contribuinte a carga de *E.coli*, a qual está relacionada à presença de dejetos oriundo da atividade de pecuária extensiva praticada na microbacia, sendo o mesmo evidenciado por Nonato et al. (2007) e Alves et al. (2012).

As variáveis, Cl^- (0,74) e Sulf. (0,83), foram as que se destacaram para o terceiro componente, podendo ser denominado como “fator mineral” em função dos parâmetros estarem relacionados à dissolução das rochas, conforme descrito pela CETESB (2009).

Os componentes principais 4, 5 e 6, foram representados pela temperatura; SS e SD; pH e CT, respectivamente, os quais pouco representaram as características da água analisada. Certamente, a temperatura do manancial foi influenciada única e exclusivamente pela radiação solar, uma vez que a vegetação ciliar na área é escassa.

5.4.2 Microbacia com Eucalipto, Área de Preservação Permanente e Reserva Legal

Na Tabela 5.12, observam-se os componentes extraídos, os autovalores, a proporção de variância retida por cada componente e a variância acumulada nos componentes.

Tabela 5.12 – Estimativas dos autovalores da matriz de correlação (R) e variância retida pelos componentes, na microbacia com eucalipto.

Componentes	Autovalores	Variância unitária (%)	Variância acumulada (%)
1	6,64	44,27	44,27
2	2,68	17,84	62,10
3	1,73	11,50	73,61
4	1,30	8,69	82,30
5	1,00	6,69	88,99

A análise dos componentes principais explicou 82,30 % da variância total acumulada para os quatro primeiros componentes, sendo 44,27, 17,84, 11,50 e 8,69 % da variância explicada pela primeira, segunda, terceira e quarta componente, respectivamente. A seguir, verificam-se os fatores extraídos por meio da transformação da matriz pelo algoritmo *Varimax* (Tabela 5.13).

Tabela 5.13 – Fatores dos componentes da matriz transformada pelo algoritmo *Varimax*, comunalidades associadas, autovalores e variância unitária, na microbacia com eucalipto.

Variáveis	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	Comunalidades
pH	0,91	0,10	-0,27	0,00	0,00	0,91
CE	0,96	0,04	0,07	-0,08	0,03	0,93
Turb.	-0,87	-0,17	-0,10	0,09	-0,13	0,82
DBO _{5,20}	0,48	0,42	0,31	0,59	0,01	0,86
SS	-0,22	-0,28	-0,12	0,87	-0,02	0,90
ALc.	0,97	-0,04	0,09	-0,09	-0,01	0,96
SD	0,85	0,02	0,00	0,37	0,13	0,87
Cl ⁻	0,25	0,94	-0,15	-0,06	0,07	0,97
Sulf.	-0,45	0,78	-0,30	-0,12	0,08	0,91
K ⁺	0,28	0,83	0,35	-0,10	-0,08	0,90
Mg ²⁺	0,95	0,05	0,22	0,02	-0,09	0,96
Ca ²⁺	0,75	0,14	0,38	-0,28	0,19	0,85
Temp.	0,12	-0,46	0,68	-0,06	0,02	0,70
<i>E.coli</i>	0,01	0,10	0,89	0,01	0,10	0,82
CT	0,10	0,03	0,10	-0,01	0,98	0,98
Autovalores	6,64	2,68	1,73	1,30	1,00	
Variância Unitária (%)	44,27	17,84	11,50	8,69	6,69	

As principais cargas observadas no primeiro CP foram: condutividade elétrica, alcalinidade, cálcio, turbidez, magnésio, sólidos dissolvidos e pH, as quais apresentaram

pesos superiores a 0,80, sendo negativo apenas para a turbidez. Essas variáveis foram as mais significativas no que se refere a caracterização da água na ME, as quais representam 44,27 % da variância total.

Tais parâmetros supracitados podem estar relacionados à dissolução e a alta concentração de íons presentes na água superficial. Com isso, no primeiro CP, além do “fator intemperismo” também evidenciado por meio dos parâmetros CE, Alc., Mg^{2+} e Ca^{2+} , observa-se o pH, turbidez (negativa) e SD os quais provavelmente tiveram contribuição do acúmulo de matéria orgânica, presente no leito do manancial, proveniente da serapilheira acumulada da mata ciliar em função dos baixos níveis de vazão observados na área, conforme também evidenciados por Formigoni et al. (2011), Reetz (2002) e Rodrigues e Pissara (2007), bem como, da possível contribuição do escoamento base (ARCOVA et al., 1985; LIKENS et al., 1967).

Conforme as considerações de Mortari e Silva (2009) e Thomaz et al. (2001) para a alcalinidade; da CETESB (2009) em relação aos demais parâmetros, bem como, das fortes correlações de Pearson observadas, anteriormente (Tabela 5.9), para a maioria dos parâmetros que compõem a primeira componente principal, confirma-se a hipótese supracitada, uma vez que quanto maior a presença de material orgânico no curso d'água maior será a liberação de íons, bases catiônicas e nutrientes (CÂMARA, 1999), elevando o teor de sólidos dissolvidos, a condutividade elétrica, a alcalinidade e, conseqüentemente, o pH da água.

No segundo CP, as variáveis em destaque corresponderam ao potássio, cloreto e sulfato havendo destaque para o elemento cloreto que teve a maior carga (0,94). Com base nas considerações da CETESB (2009) e de Câmara et al. (2006), a presença do potássio na segunda componente principal pode estar relacionada à atividade de silvicultura em função da aplicação de fertilizantes realizada na implantação do povoamento. No entanto, faltam informações que comprovem essa hipótese, visto que a adubação foi realizada na área há seis anos, e sendo que de modo geral maiores teores de potássio foram observados na MC, área na qual não houve a aplicação de fertilizantes.

Os componentes principais 3, 4 e 5, representados pelas variáveis *E. coli*, sólidos suspensos e coliformes totais, respectivamente, representaram uma variância de 11,50, 8,69 e 6,69 % da variância unitária.

5.5 Síntese da análise comparativa entre os dois diferentes usos do solo

Neste item apresenta-se a síntese da análise sobre a influência do uso do solo nas características qualitativas da água.

Com base nos resultados e nas discussões dos itens anteriores (Tabela 5.4), observa-se que a implantação do povoamento com eucalipto, em conjunto, com as áreas de proteção ambiental em substituição ao tradicional uso com campo e pecuária extensiva, em geral, implicou no (a):

- Aumento das concentrações dos respectivos parâmetros de qualidade: condutividade elétrica, sólidos totais, sólidos dissolvidos, alcalinidade e cálcio;
- Redução das concentrações dos parâmetros: coliformes totais e *Escherichia coli*.

Com base no exposto, e considerando as discussões apresentadas, pode-se afirmar que os resultados deste estudo estão coerentes com as considerações feitas por Gardiman Junior (2012), de que as características físicas, químicas e biológicas da água estão associadas: às particularidades do meio físico da própria microbacia hidrográfica investigada; à redução da velocidade da água verificada no corpo hídrico e conseqüentemente à baixa vazão que contribuiu para o aumento da concentração de algumas variáveis, ao maior aporte de material orgânico proveniente da vegetação ciliar e às características químicas do solo.

É importante ressaltar ainda que, em função da estiagem ocorrida durante os meses de monitoramento, o ano atípico monitorado pode ter influenciado nos resultados de análise e, conseqüentemente, à caracterização da água superficial sob os diferentes usos do solo. Em função disso, sugere-se a precaução no uso do resultado sendo importante a replicação em períodos com condições climáticas diferentes.

6 CONCLUSÕES

Os resultados apresentados neste trabalho conduziram às respectivas conclusões:

- O enquadramento dos mananciais nas classes do CONAMA (Resolução n° 357/05), por meio das curvas de permanência dos parâmetros de qualidade DBO_{5,20}, turbidez, *Escherichia coli* e sólidos totais, em geral, apresentou enquadramento em classes maiores para a microbacia com plantio de eucalipto, em conjunto com as Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal (ME), com exceção da variável *E. coli* que apresentou classe 4 para a microbacia com uso de campo nativo e pecuária extensiva (MC).
- A introdução da atividade de silvicultura, juntamente, com as áreas de proteção recomendadas pela legislação ambiental em substituição ao tradicional uso com campo nativo e pecuária extensiva contribuiu para o aumento das concentrações de condutividade elétrica (CE), sólidos totais (ST), sólidos dissolvidos (SD), alcalinidade, cálcio (Ca²⁺) e magnésio (Mg²⁺), e para a redução de coliformes totais (CT) e *Escherichia coli*.
- Dentre todos os parâmetros de análise, os que melhor caracterizaram a água superficial na ME foram: pH, CE, turbidez, alcalinidade, sólidos dissolvidos, Mg²⁺ e Ca²⁺; enquanto para a MC: CE, alcalinidade, potássio (K⁺), Mg²⁺ e Ca²⁺.

7 RECOMENDAÇÕES

Para a melhor compreensão da dinâmica das variáveis de análise da água, nos diferentes usos do solo, sugere-se avaliar o fluxo de nutrientes na precipitação pluviométrica global, incidente e na água subterrânea, em estudos posteriores.

Além disso, para o melhor entendimento das possíveis alterações da introdução da atividade de silvicultura no bioma Pampa, recomenda-se o monitoramento das variáveis físico-químicas e biológicas da água durante todo o ciclo de rotação do plantio, o qual compreende o processo de implantação e corte da madeira.

Em função do ano atípico monitorado, no que se refere aos baixos índices pluviométricos, faz-se necessário a continuidade do monitoramento para interpretar as características dos parâmetros d'água com relação a períodos de maior pluviosidade;

Analisar a fração de íons inorgânicos para a melhor compreensão no que se refere à existência de material orgânico presente nos corpos hídricos, bem como, a análise das frações de material volátil do não volátil que compõe os sólidos suspensos, o que permite uma verificação mais apurada do tipo de material presente na água.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores **NBR 9898**. de junho de 1987. 22 p.

ABRAF. **Anuário estatístico da ABRAF 2012 ano base 2011**. Brasília: ABRAF, 2012. 145 p.

AB'SABER, A. N. **Províncias Geológicas e Domínios Morfológicos no Brasil**. São Paulo: IGE-USP, 1970.

AGEFLOR. Associação Gaúcha de Empresas Florestais. Disponível em <<http://www.ageflor.com.br/>>. Acesso em: 12 abr. 2012.

AHEARN, D. S. et al. Land use and land cover influence on water quality in the last free-flowing river draining the western Sierra Nevada, California. **Journal of Hydrology**. v. 313, p. 234-247, 2005.

ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 35, p. 257–284. 2004.

ALLEN C. D. et al. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n.4, p. 660-684. 2010.

ALVES, I. C. C. et al. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil). **Acta Amazonica**. v. 42, n. 1, p. 115-124. 2012.

ANA. **Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil: 2012**/Agência Nacional de Águas - Brasília: ANA, p. 264. 2012.

ANDRADE, E. M. de; et al. Seleção dos indicadores da qualidade das águas superficiais pelo emprego da análise multivariada. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.27, n.3, p.683-690, set./dez. 2007a.

ANDRADE, E. M. de; et al. Fatores determinantes da qualidade das águas superficiais na bacia do Alto Acaraú, Ceará, Brasil. **Ciência Rural**. v. 37, n. 6, p. 1791-1797, nov-dez, 2007b.

ANDRADE, T. A. Métodos estatísticos e econométricos aplicados à análise regional. In: HADDAD, P.R. et al.. **Economia regional: teorias e métodos de análise**. Fortaleza: BNB-ETENE, p.427-507. 1989.

ANESI, S. A. O “Nó” do Eucalipto: A sustentabilidade da silvicultura na Metade Sul. In: I SEMINÁRIO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARAÍBA DO SUL: O EUCALIPTO E O CICLO HIDROLÓGICO, 2007, Taubaté. **Anais eletrônicos...** Taubaté: IPABH, 2007. Disponível em: <<http://agro.unitau.br:8080/dspace/bitstream/2315/119/1/351-358.pdf>>. Acesso em: 21 jun. 2012., 2007.

APHA; AWWA; WPCF. **Standard Methods for the Examination of water and wastewater**. 19. ed. Washington D.C., 1995.

ARCOVA, F. C. S. **Balço hídrico, características do deflúvio e calibragem de duas microbacias hidrográficas na Serra do Mar**. 1996. 130 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Universidade de São Paulo Piracicaba, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, SP, 1996.

ARCOVA, F. C. S.; CICCIO, V. de. Características do deflúvio de duas microbacias hidrográficas no laboratório de hidrologia florestal Walter Emmench, Cunha, SP. **Revista do Instituto Florestal de São Paulo**, São Paulo, v. 9, n. 2, p. 153-170, 1997.

ARCOVA, F. C. S, CICCIO, V. de. Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. **Scientia Florestalis**, v. 56, p. 125–134. 1999.

ARCOVA, F. C. S.; CESAR, S. F.; CICCIO, V. Qualidade da água e dinâmica de nutrientes em bacia hidrográfica recoberta por floresta de mata atlântica. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v.5, n.1, p.1-20, 1993.

ARCOVA, F.C.S.; CICCIO, V. de; LIMA, W. de P. Balço dos nutrientes Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^{+1} , K^{+1} e NO_3^{-1} em bacia hidrográfica experimental com vegetação natural do Parque Estadual da Serra do Mar –Núcleo Cunha – SP. **IPEF**, n.31, p.61-67, 1985.

AUST, W. M.; SHAFFER, R. M; BURGER, J. A. Benefits and costs of forestry best management practices in Virginia. **Southern Journal of Applied Forestry**. v. 20, n. 1, p. 23 - 29, 1996.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2 ed. Porto Alegre: Bookman. p. 621. 2002.

BATES, C.G.; HENRY, A. J. Forest and streamflow experiment at Wagon. Wheel Gap, Colorado, Mon. Weather Rev. Suppl., v. 30, p. 1–79, 1928.

BAUMHARDT, E. et al. Intensidade de Amostragem de Interceptômetros em Microbacia Florestada para Validação de Dados de Interceptação. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 18., 2009, Campo Grande, MS. **Anais...**, Campo Grande: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2009. 1 CD ROM.

BAUMHARDT, E. **Balço hídrico de microbacia com eucalipto e pastagem nativa na região da campanha do RS.** 2010. 139 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

BELSKY, A. J.; MATZKE, A.; USELMAN, S. Survey of livestock influences on stream and riparian ecosystems in the western United States. *Journal of Soil and Water Conservation*. v. 54, p. 419–431. 1999.

BIRKEL, C. et al. Assessing the value of high-resolution isotope tracer data in the stepwise development of a lumped conceptual rainfall–runoff model. **Hydrol Process**. v. 24, p. 2335–48. 2010.

BLACK, P. E. Forest and wildland watershed functions. In: Ice, G.T., Stednick, J.D. (Eds.), *A Century of Forest and Wildland Watershed Lessons*. Society of American Foresters, Bethesda, MD, (Chapter 1), pp. 1–18. 2004.

BOLDRINI, I. I. 2009. A flora dos campos do Rio Grande do Sul. In: PILLAR, V.P.; MÜLLER, S.C.; CASTILHOS, Z.M.S.; JACQUES, A.V.A. (eds.). *Campos Sulinos, conservação e uso sustentável da biodiversidade*. MMA, Brasília/DF. Pp. 63-77.

BONNET, B. R. P.; FERREIRA, L. G.; LOBO, F. C. Relações entre qualidade da água e uso do solo em Goiás: uma análise à escala da bacia hidrográfica. **Revista Árvore**, Viçosa, v.32, n.2, p.311-322, 2008.

BORIN, R. **Variabilidade da qualidade da água e do estado trófico do reservatório do Vacacaí Mirim.** 121 f. 2011. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil). UFSM, Santa Maria. 2011.

BORMANN, F. H.; LIKENS, G. E. The nutrient cycles of an ecosystem. **Scientific American**. v. 223, n.4, p.92-101. 1970.

BRACELPA. Associação Brasileira de Celulose e Papel. Disponível em: <<http://www.bracelpa.org.br/bra/saibamais/florestas/index.html>>. Acesso em 16 abr. 2012.

BRASIL. Lei n. 9.433 de 08 de Janeiro de 1997. Institui a Política Nacional dos Recursos Hídricos. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, 08 jan, 1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm>. Acesso em: 02 mar. 2012.

BRASIL. **Resolução CONAMA n° 357**, de 03 de abril de 2005, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 11 mar. 2012.

BRICKER, O. P.; JONES, B. F. Main factors affecting the composition of natural waters. **In:...** B. Salbu, E. Steinnes (Eds.), Trace Elements in Natural Waters, CRC Press, Boca Raton, FL (1995), p. 1–5.

BRITES, A. P. Z.; PORTO, M. F. A.; FERNANDES, C. S. **Proposta de uma ferramenta de auxílio para aplicação do enquadramento dos corpos d'água**. XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, São Paulo, 2007.

BRITO, L. T. de L. et al. Uso de análise multivariada na classificação das fontes hídricas subterrâneas da bacia hidrográfica do Salitre. **Engenharia Agrícola**. Jaboticabal, v.26, n.1, p. 36-44, jan.-apr. 2006.

BROCKERHOFF, E. G., et al. Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. **Forest Ecology and Management**. (2012).

BROOKS, K. N. et al. **Hydrology and the Management of Watersheds**. Iowa State University Press. 391 p. 1991.

BOWLER, D. E. et al. What are the effects of wooded riparian zones on stream temperature? **Environmental Evidence**. 2047-2382-1-3. 2012.

BROWN, A. E., ZHANG, L.; MCMAHON, T. 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.

BUENO, L. F.; GALIATTI, J. A.; BORGES, M. J. Monitoramento de variáveis da qualidade da água do Horto Ouro Verde – Conchal – SP. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v.25, n.3, p.742-748, set./dez. 2005.

BURIN, R. **Variabilidade da qualidade da água e do estado trófico do reservatório do Vacacaí Mirim**. 120 f. 2011. Mestrado em Engenharia Civil. Universidade federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.

CALDER, I. R. Forests and water - Ensuring forest benefits outweigh water costs. **Forest Ecology and Management**. v. 251 (1-2) , p. 110-120, oct. 2007.

CALIJURI, M. C.; BUBEL, A. P. M. Conceituação de microbacias. In: **As Florestas Plantadas e a Água...** São Carlos: RiMa, Cap IV, p. 45-60. 2006.

CALIL, F. N. **Aspectos nutricionais de um sistema agroflorestal com eucalipto no sul do Rio Grande do Sul, Brasil**. 2008. 144 f. Tese (Doutor em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2008.

CÂMARA, C. D. **Efeito do corte raso do eucalipto sobre o balanço hídrico e a ciclagem de nutrientes em uma microbacia experimental**. 1999. 87 f. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 1999.

CÂMARA, C. D.; LIMA, W. de P. Corte raso de uma plantação de *Eucalyptus saligna* de 50 anos: impactos sobre o balanço hídrico e a qualidade da água em uma microbacia experimental. **Scientia Forestalis**. n. 56, p. 41-58, dez. 1999.

CÂMARA, C. D.; LIMA, W. de P.; VIEIRA, S. A. Corte raso de uma plantação de *Eucalyptus saligna* de 50 anos: impactos sobre a ciclagem de nutrientes em uma microbacia experimental. **Scientia Forestalis**. n. 57, p. 99-109, jun. 2000.

CÂMARA, C. D. **Critérios e indicadores para o monitoramento hidrológico de florestas plantadas**. 2004. 191 f. Tese (Doutor em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2004.

CÂMARA, C. D.; LIMA, W. de P.; ZÁKIA, M. J. B. Critérios e indicadores hidrológicos de monitoramento em microbacias. In: **As Florestas Plantadas e a Água...** São Carlos: RiMa, Cap VIII, p. 107-140. 2006.

CARMOUZE, J. P. **O Metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas**. São Paulo - Editora Edgard Blücher – FAPESP. 1994. p.253.

CAMPELLO, F. D. et al.. Avaliação preliminar da qualidade das águas da Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**. v. 3, n. 1/4 p. 009-046. 2005.

CARVALHO, A. L. **Contaminação de águas subsuperficiais em área de disposição de resíduos sólidos urbanos – o caso do antigo lixão de Viçosa (MG)**. 2001. 146 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2001.

CARVALHO, A. R., SCHLITTLER, F. H. M., TORNISIELO, V. L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. **Química Nova**, v. 23, p. 618-622. 2000.

CEMETRS. A estiagem de 2011/2012 e sua influência na produção agropecuária do Rio Grande do Sul. Nota Técnica. Disponível em: <http://www.cemet.rs.gov.br/upload/20120606155033nota_tecnica_10_06_06_2012_final.pdf> . Acesso em: 25 nov. 2012.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Relatório de Qualidade das Águas Superficiais do Estado de São Paulo - 2009. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/variaveis.pdf>> Acesso em: 23 jul. 2012.

CONSENSA, C. B. **Precipitação pluviométrica e interna em povoadamentos de *Eucalyptus* spp. em Rosário do Sul, RS**. 2012. 95 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Florestal). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012.

CORRÊA, R. S. **Ciclagem de nutrientes em *Eucalyptus dunnii* estabelecido no bioma pampa**. 2011. 99 f. Tese (Doutor em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.

CPRH N 2004. Medição de vazão de efluentes líquidos: escoamento Livre. Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/normas-cprh-2004.pdf> Acesso em: set. 2011.

CRUZ, J. C. **Disponibilidade hídrica para outorga: avaliação de aspectos técnicos e conceituais**. 2001. 199 f. Tese (Doutor em Engenharia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Pesquisas hidráulicas. 2001.

CRUZ, J. C.; SILVEIRA, G. L. da. Disponibilidade hídrica para outorga (I): avaliação por seção hidrológica de referência. **Revista de Gestão de Água da América Latina (REGA)**, v. 4, n. 2, p. 51-64, jul./dez. 2007.

DAMBRÓS, C. **Recarga e flutuação do nível da água subterrânea em sub-bacias com floresta e campo nativo**. 2011. 120 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil e Ambiental). – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.

DAVID M. H.; WEBB BW, NOBILIS F: River and stream temperature: dynamics, processes, models and implications. **Hydrol Processes**, v. 22 p. 899–901. 2008.

DEAN, W. **A ferro e fogo: A história e a devastação da mata atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1996.

DUDLEY, N., STOLTON, S. Running Pure: The Importance of Forest Protected Areas to Drinking Water. **Research Report for the World Bank and WWF Alliance for Forest Conservation and Sustainable Use**. ISBN 2-88085-262-5. 2003.

ENGLER, A., Einfluss des Waldes auf den Stand der Gewässer. **Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen**, v. 12. P. 1-626. 1919.

ESTEVES, F. de A. **Fundamentos de Limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FARLEY, K. A. et al. Stream acidification and base cation losses with grassland afforestation, **Water Resour. Res.**, 44, W00A03, doi:10.1029/2007WR006659. 2008.

FERREIRA, A. B.; FILHO, W. P.; ROSA, R. Análise comparativa de variáveis limnológicas em três sub-bacias hidrográficas na região central do Rio Grande do Sul-Brasil. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 13, n. 41, p. 15 – 28, mar. 2012.

FORGIARINI, F. R. **Modelagem da cobrança pelo uso da água bruta para aplicação em escala real na Bacia do Rio Santa Maria**. 2006. 142f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

FORMIGONI, Y. et al. Análise crítica da curva de permanência de qualidade da água com base em dados históricos. **In: XIX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HIDRÍCOS**. 2011. Disponível em: <http://www.abrh.org.br/SGCv3/UserFiles/Sumarios/ec99f1061725d63695b7bea3067296d4_31aef3f050dfe0930e76fff29fa8b397.pdf> Acesso em: 12 dez. 2012.

GARCIA, C. H. Tabelas para classificação do coeficiente de variação. **Circular Técnica n. 171**. nov. 1989. Disponível em: <<http://www.ipef.br/publicacoes/ctecnica/nr171.pdf>> Acesso em: 14 set. 2012.

GARDIMAN JUNIOR, B. S. **Qualidade da água de microbacias hidrográficas sob atividades silviculturais em Aracruz, ES.** 123 f. 2012. Dissertação (Mestre em Ciências Florestais). Jerônimo Monteiro. Universidade Federal do Espírito Santo. 2012.

GATICA, E. A. et al. Water quality assessment, by statistical analysis, on rural and urban areas of Chocancharava River (Río Cuarto), Córdoba, Argentina. **Environmental Monitoring and Assessment.** V. 184, p. 7257–7274. 2012.

GUEDES, H. A. S. et al. Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental.** v.16, n.5, p.558–563, 2012.

GUIMARÃES, C. Dados de adubação pertencente à Stora Enso S/A. [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <mirian_sm@yahoo.com.br> em 05 mar. 2013.

GUIMARÃES, R. Z., OLIVEIRA, F. A. de; GONÇALVES, M. L. Avaliação dos impactos da atividade de silvicultura sobre a qualidade dos recursos hídricos superficiais. **Scientia Forestale**, Piracicaba, v. 38, n. 87, p. 377-390, set. 2010.

HAIR, J. et al. **Análise multivariada de dados.** trad. Adonai Schulup Sant'Anna e Anselmo Chaves Neto. – 5 ed. Porto Alegre: Bookman, 2005.

HERRON, N.; DAVIS, R.; JONES, R. The effects of large-scale afforestation and climate change on water allocation in the Macquarie River catchment, NSW, Australia, **J. Environ. Manage.**, v. 65, p. 369 – 381. 2002.

HOOD, E. W.; WILLIAMS, M. W.; CAINE, N. Landscape controls on organic and inorganic nitrogen leaching across an alpine/subalpine ecotone, Green Lakes Valley, Colorado Front Range. **Ecosystems**, v. 6(1), p. 31–45. 2003.

HOPMANS, P.; BREN, L. J. Land-term changes in water quality and solute exports in headwater streams of intensively managed radiata pine and natural eucalypt forest catchments in south-eastern Australia. **Forest Ecology and Management**, v. 253, p. 244-261. 2007.

HORSBURGH, J. S. et al. A sensor network for high-frequency estimation of water quality constituent fluxes using surrogates. **Environ Modell Soft.** v. 25, n. 9, p. 1031–44. 2010.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=169> . Acesso em: 30 set. 2012

IOVINO, F.; MARCHETTI, M. Selvicoltura: conservazione del suolo, risorse idriche, lotta alla desertificazione. **L'Italia Forestale e Montana / Italian Journal of Forest and Mountain Environments**. Accademia Italiana di Scienze Forestali. v. 65, n, 2, p. 121-130, 2010.

IPEF. Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais. Disponível em: <<http://www.ipef.br/promab/fundamentacao.asp>>. Acesso em: 21 out. 2012.

JACKSON, R. B. et al. Ecosystem carbon loss with woody plant invasion of grasslands, **Nature**, v. 418, p. 623 – 626. 2002.

JOBBÁGY, E. G. et al. Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. **Agrociencia**. Vol. X N° 2 pág. 109 – 124. 2006.

KIRCHNER, J. W. et al. The fine structure of water-quality dynamics. **Hydrol Process**. v. 18, p. 1353–9. 2004.

KOBIYAMA, M. Ruralização na gestão de recursos hídricos em área urbana. **Revista OESP Construção**, São Paulo, ano 5, n. 32, p.112-117, 2000.

KOIDE, S.; SOUZA, M. A. A. de. Monitoramento da qualidade da água. In:_____. **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. 2001. cap. 20. p. 567-586.

LAUDON, H. et al. Consequences of More Intensive Forestry for the Sustainable Management of Forest Soils and Waters. **Forests**, v. 2, n. 1, p. 243-260, 2011.

LAUERMANN, A. **Caracterização química dos efluentes gerados pelo aterro controlado de Santa Maria e retenção de chumbo e zinco por um argissolo da depressão central do Rio Grande do Sul**. 2007. 72 f. Dissertação (Mestre em Ciência do Solo) Universidade federal de Santa Maria, Santa Maria. 2007.

LEMO, M. de; NETO, M. F.; DIAS, N. da. Sazonalidade e variabilidade espacial da qualidade da água na Lagoa do Apodi, RN. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.14, n.2, p.155–164, 2010.

LI, S. et al. Water quality in relation to land use and land cover in the upper Han River Basin, China. **CATENA**. v. 75, p. 216–222. 2008.

LIAO, S. W. et al. Identification of pollution of Tapeng Lagoon from neighbouring rivers using multivariate statistical method. **Journal of Environmental Management**, v.88, p.286-292, 2008.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 2 ed. Campinas: Átomo, 2008. 443 p.

LIKENS, G.E. et al. The Calcium, Magnesium, Potassium, and Sodium Budgets For a Small Forested Ecosystem. Durham, **Ecology** 48(9): 772-785. 1967.

LIKENS, G. E. An experimental approach for the study of ecosystems. **Journal of Biology**, v. 73, p. 381-396, 1985.

LIKENS, G. E. The ecosystem approach: its use and abuse. Excellence in Ecology. **Ecology Institute**, Oldendorf/Luhe, Germany, v.3, 1992. p. 167.

LIMA, E. B. N. R. **Modelagem integrada para gestão da qualidade da água na Bacia do Rio Cuiabá**. 2001. 184 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

LIMA, W. de P. **Impacto ambiental do eucalipto**. 2. ed. São Paulo: EDUSP, 1996. 301 p.

LIMA, W. de P.; ZAKIA, M. J. B.; CÂMARA, C. D. Implicações da colheita florestal e do preparo do solo na erosão e assoreamento de bacias hidrográficas. In: _____. **Conservação e cultivo de solos para plantações florestais**. Piracicaba, IPEF, 2002. cap. 11, p. 373-391.

LIMA, W. de P.; ZAKIA, M. J. B. **As florestas plantadas e a água: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. São Paulo: Rima, 2006. 226 p.

LIMA, W. P. **Hidrologia Florestal aplicada ao manejo de Bacias Hidrográficas**. São Paulo: USP, 2008. 244 p.

LIMA, W. de P. A silvicultura e a água: ciência, dogmas, desafios. Rio de Janeiro: Instituto BioAtlântica, **Cadernos do Diálogo**; v. 01, p. 64, 2010.

LUBENOW, A. T. et al. Impacto do uso e ocupação da terra na qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Nhapindazal, Irati (PR). **Ambiência Guarapuava**. v.8, n.3, p. 845-858, set.-dez. 2012.

LUCAS, A. A. T.; FOLEGATTI, M. V.; DUARTE, S. N. Qualidade da água em uma microbacia hidrográfica do Rio Piracicaba. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.9, p.937-943, 2010.

MAIER, C. **Qualidade de águas superficiais e tratamento de águas residuárias por meio de zonas de raízes em propriedades de agricultores familiares**. 2007. 96 f. Dissertação (Mestre em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2007.

MALUF, J.R.T. Nova classificação climática do Estado do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v.8, n.1, p. 141-150, 2000.

MARCHIORI, J. N. C. **Dendrologia das angiospermas: myrtales**. Santa Maria: UFSM, 1997. 304 p.

MATHEUS, C. E. et al. **Manual de análises limnológicas**. São Carlos: Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, USP, 1995. 62 p.

MATHEUS, C. E.; TUNDISI, J. G. **Estudo físico químico e ecológico dos rios da bacia hidrográfica do Ribeirão e represa do Lobo**. In Limnologia e Ecologia de Represas. (J.G. Tundisi, ed.). ACIESP; FAPESP; CNPq; UNEP; UNCRD, v.1, p.419-472. 1988. (Série Monografias em Limnologia).

MATSON, P. A. et al. Agricultural intensification and ecosystem properties. **Science**, v. 277, p. 504–509. 1997.

McCULLOCH, J. S.; ROBINSON, M. History of forest hydrology. **Journal of Hydrology**, The Netherlands, v.150, n.2/4, p.189-216, 1993.

MELO, A. S.; HEPP, L. U. Ferramentas estatísticas para análise de dados provenientes de biomonitoramento. **Oecologia Brasiliensis**. v. 12, n. 3, p. 463-486. 2008.

MENDONÇA et al. Vazões máximas. In:_____. **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. 2001. cap. 3. p. 33-112.

MERTEN, G. H., MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, v.3, n.4, p.33-38, 2002.

MESSIAS, T. G. **Influência da toxidade da água e do sedimento dos rios São Joaquim e Ribeirão Claro na bacia do Corumbataí**. 2008. 125 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

MMA, Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/pampa>>. Acesso em: 22 de set. de 2012.

MOORE R. D, SPITTLEHOUSE D. L, STORY A. Riparian microclimate and stream temperature response to forest harvesting: a review. **Journal of the American Water Resources Association**. American Water Resources Association. v. 41, p. 813–834. 2005.

MORA, A. L.; GARCIA, C. H. **A cultura do eucalipto no Brasil**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 2000.

MORAES, L. M.; PAULA JÚNIOR, D. R. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de resíduos da bovinocultura e da suinocultura. **Engenharia Agrícola**, v.24, p.445-454, 2004.

MORTARI, S. R., SILVA, R. F. da. Qualidade da água. In: RIGHES, A.A.; BURIOL, G.A.; BOER, N. **Água e educação: Princípios e estratégias de uso e conservação**. Centro Universitário Franciscano. 272 p. cap. 2. 2009.

MOSCA, A. R. O. **Caracterização hidrológica de duas microbacias visando a identificação de indicadores hidrológicos para o monitoramento ambiental do manejo de florestas plantadas**. 2003. 123 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

MOSCA, A. A. de O. **Avaliação dos impactos ambientais de plantações de eucalipto no Cerrado com base na análise comparativa do ciclo hidrológico e da sustentabilidade da paisagem em duas bacias de segunda ordem**. 2008. 256 f. Tese (Doutorado em ciências). Universidade de São Paulo, São Paulo. 2008.

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

MOURA, L. H. A.; BOAVENTURA, G. R.; PINELLI, M. P. A qualidade de água como indicador de uso e ocupação do solo: bacia do Gama – Distrito Federal. **Química Nova**, n. 33, n. 1, p. 97-103, 2010.

NEAL, C., et al. The water quality of the River Dunn and the Kennet and Avon Canal. **Journal Hydrology**. v. 330, v. 1–2, p.155–70. 2006.

NEAL, C.; SMITH, C. J.; HILL, S. **Forestry Impact on upland water quality**. Wallingford: Institute of Hydrology, 1992, p. 55.

NEARY, D. G.; GEORGE, G. I.; JACKSON, C. R. Linkages between forest soils and water quality and quantity. **Forest Ecology and Management**. v. 258. P. 2269–2281. 2009.

NONATO, E. A., et al. Tratamento estatístico dos parâmetros da qualidade das águas da bacia do alto curso do Rio das Velhas. **Química Nova**, v. 30, n. 4, p. 797-804, 2007.

OMS. **Guías para la calidad del agua potable**. Ginebra: OMS, 1995. 195 p.

OLIVEIRA FILHO, A. T. et al. Estrutura fitossociológica e variáveis ambientais em um trecho de mata ciliar do córrego Vilas Boas, Reserva Biológica do Poço Bonito, Lavras, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 17, n. 1, p. 67-85, 1994.

O'LOUGHLIN, C. The forest and water relationship. **New Zealand forestry**, v.39, n.3, p.26-30, 1994.

ORMEROD, S. J. et al. Multiple stressors in freshwater ecosystems. **Freshw Biol**, v. 55, p. 1-4. 2010.

PALÁCIO, H. A. de Q. **Índice de qualidade das águas na parte baixa da bacia hidrográfica do rio Trussu, Ceará**. 2004. 96 f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 2004.

PEDERSEN, M. L. Effects of channelisation, riparian structure and catchment area on physical habitats in small lowland streams. **Fundam Appl Limnol**, v. 174, p. 89-99. 2009.

PEKÁROVÁ, P.; PEKÁR, J. The impact of land use on stream water quality in Slovakia. **Journal of Hydrology**. v. 180 p. 333-350. 1996.

PEREIRA, J. C. R. **Análise de dados qualitativos: estratégias metodológicas para as ciências da saúde, humanas e sociais**. São Paulo: Edusp, 2001.

PERIPOLI, G. **Caratterizzazione chimica del fiume Adige lungo gradienti longitudinali**. 2009. 86 f. Tesi di Laurea (Laureato in Laurea Specialistica in Scienze della Natura). Università degli Studi di Padova, Padova, 2009.

PERRY, D. A.; MAGHEMBE, J. Ecosystem concepts and current trends in forest management: time for reappraisal. **Forest Ecology and Management**, v. 26, p.123 -140, 1989.

PIMENTEL, D. et al. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. **Science**. v. 267, p. 1117-1123. 1995.

PRIEN, R. D. The future of chemical in situ sensors. **Marine Chemistry**. v. 107, n. 3, p. 422–32. 2007.

PRONI - PROGRAMA NACIONAL DE IRRIGAÇÃO. **Medidores de vazão para pequenos cursos de água**: manual do usuário. São Paulo: Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica, 1990. 88 p.

QUEIROZ, J. F. de; BOEIRA, R. C. Calagem e Controle da Acidez dos Viveiros de Aquicultura. **Circular técnica**. ISSN 1516-4683. Jaguariúna, SP. p. 1-8. dez, 2006.

QUEIROZ, M. M. F. de., et al. Influência do uso do solo na qualidade da água de uma microbacia hidrográfica rural. **Revista Verde**, Mossoró, v.5, n.4, p. 200 – 210, out.-dez. 2010.

RADAMBRASIL. **Folha SH. 22 Porto Alegre e parte das Folhas SH. 21 Uruguaiana e SI. 22 Lagoa Mirim**: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro: IBGE, 1986.

RANZINI, M. **Balço hídrico, ciclagem geoquímica de nutrientes e perdas de solo em duas microbacias reflorestadas com *Eucalyptus saligna* Smith, no Vale do Paraíba, SP**. 1990. 99 f. (Dissertação - Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba . 1990.

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

REETZ, E. F. **Avaliação quali-quantitativa dos recursos hídricos superficiais na bacia hidrográfica do Campus da Universidade Federal de Santa Maria**. 2002. 121 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil, Área de Concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2002.

RIBEIRO, K. H. **Qualidade da água superficial e a relação com o uso do solo e componentes ambientais na microbacia do rio campestre, Colombo, PR**. 51 f. 2009. Mestre em Ciência do Solo. Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2009.

ROCHA, T.; CRUZ, C. **Análise de águas residuárias**. Lauro de Freitas: Curso modular de técnico em saneamento SEANI/CETIND – EMBASA, 2001.

RODRIGUES, F. M.; PISSARA, T. C. T. Monitoramento hidrológico de uma bacia hidrográfica com diferentes usos do solo na região de Taquaritinga, Estado de São Paulo. **In: ...XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. 2007. Disponível: <http://www.abrh.org.br/novo/xvii_simp_bras_rec_hidric_sao_paulo_010.pdf> Acesso em: 12 dez. 2012.

RODRIGUES, F. M.; PISSARA, T. C. T.; GREGORIO, C. E. B. Qualidade da água de uma microbacia hidrográfica com diferentes usos do solo na região de Taquaritinga, Estado de São Paulo. **In: ... XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. P. 1-11. 2007.

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

SALGADO, A. A. R.; JÚNIOR, A. P. M. Impactos da silvicultura de eucalipto no aumento das taxas de turbidez das águas fluviais: o caso de mananciais de abastecimento público de Caeté/MG. **Geografias**. Belo Horizonte 02(1) 47-57 jan-jun. 2006.

SALGADO, E. V.; et al. Similaridade das variáveis hidroquímicas com o uso da análise multivariada, na bacia do Salgado, Ceará. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 24, n. 3, p. 158-166, jul-set, 2011.

SAN JOSÉ J. J.; MONTES R. A.; FARINAS M. R. 1998. Carbon stocks and fluxes in a temporal scaling from a savanna to a semi-deciduous forest. **Forest Ecology and Management**. v. 105 p. 251-262.

SANTOS, I. dos et al. **Hidrometria aplicada**. Curitiba: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, 2001. 372 p.

SARTORI, M. G. **O Clima de Santa Maria: do regional ao urbano**. Dissertação de Mestrado, Dep. de Geografia da Fac. de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo. São Paulo, 1979.

SBS. Sociedade Brasileira de Silvicultura. Disponível em: <<http://www.sbs.org.br/>> Acesso em: 15 mai. 2012.

SCANLON, B. R., et al. Global impacts of conversions from natural to agricultural ecosystems on water resources: Quantity versus quality, **Water Resources Research**, v. 43, 2007.

SEMA, 2012. Disponível em: <<http://www.sema.rs.gov.br/>>. Acesso em: 10 de nov. 2012.

SILVA, M. D. da. Os cultivos florestais do pampa, no sul do Rio Grande do Sul: desafios, perdas e perspectivas frente ao avanço de novas fronteiras agrícolas. **Floresta**, Curitiba, PR, v. 42, n. 1, p. 215 - 226, jan./mar. 2012.

SILVEIRA, G. L. da; *et al.* **Balço de Cargas Poluidoras pelo Monitoramento Quali-Quantitativo dos Recursos Hídricos em Pequena Bacia Hidrográfica**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Vol. 8 nº 1 Jan/Mar, 2003, p.5-11.

SIMEONOV, V. et al. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. **Water Research**. v. 37 p. 4119–4124. 2003.

SLIVA, L.; WILLIAMS, D. D. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. **Water Research**, v. 35, pp. 3462–3472. 2001.

SOULSBY, C. et al. Inferring groundwater influences on surface water in montane catchments from hydrochemical surveys of springs and streamwater. **J Hydrol**. v. 333, p. 199–213. 2007.

SOARES, A. P.; SOARES, P. C.; HOLZ, M. Heterogeneidades hidroestratigráficas no Sistema Aquífero Guarani. **Revista Brasileira de Geociências**, 38(4): 598-617, dez. de 2008. Disponível em: http://www.sbgeo.org.br/pub_sbg/rbg/vol38_down/3804/9972.pdf. Acesso em: 26 de abril de 2013.

SOUTO, J. J. Experiência na região do Alegrete no rio Grande do Sul. In: PEREIRA, V. P.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. (Eds). **Solos altamente suscetíveis à erosão**. Jaboticabal: FCAV – UNESP/SBCS, p. 169-179. 1994.

SOUZA, A. M. **Monitoração e ajuste de realimentação em processos produtivos multivariados**. Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia de Produção da Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 198 p. 2000.

STRECK, E. V. et al. **Solos do Rio Grande do Sul**. 2. ed. Porto Alegre: EMATER/RS, 2008. 222 p.

TETZLAFF, D., et al. Connectivity between landscapes and riverscapes: a unifying theme in integrating hydrology and ecology in catchment science. **Hydrological Processes**, v. 21, p. 1385-1389, 2007.

TOLEDO, L. G. DE; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agrícola**, v.59, p.181-186, 2002.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. EDUSP, Editora da UFRGS, ABRH. Porto Alegre-RS, 1993. 952p.

TUNDISI, J. G. **Limnologia e Manejo de Represas**. v. 1. São Paulo: EESC-USP/ CRHEA/ ACIESP, 1988.

UFMS. **Implantação Plena da Outorga**: análises das condições de contorno ao balanço hídrico em sistema de apoio a decisão, em bases socialmente sustentadas – SIOGA. 2006. (Relatório Técnico Parcial, n. 2).

VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu - SP. *Eclet. Quím.* 1997, São Paulo. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-46701997000100005&lng=pt&nrm=iso>. Acesso em: 20 jun. 2011.

VALENTE, M. L., et al. Influência do uso do solo no escoamento superficial em microbacias localizadas no Bioma Pampa. In: 5º SIMPÓSIO LATINO-AMERICANO SOBRE MANEJO FLORESTAL, 2011, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria: 2011. CD-ROM.

VALENTIN, J. L. **Ecologia Numérica**: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos. Rio de Janeiro: Interciência. 2000. 117 p.

VIANELLO, R. L.; ALVES, A. R. **Meteorologia básica e aplicações**. Viçosa, MG: UFV, 1991. 449 p.

VICINI, L. **Análise multivariada da teoria à prática**. 2005. 215 f. Monografia de especialização. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

VOIGTLAENDER, M. **Caracterização hidrológica e biogeoquímica de microbacias**: uma comparação entre Mata Atlântica e *Pinus taeda* L. 2007. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 75 f. 2007.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**: introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. v. 1. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005. 452 p.

WALDHOFF, P.; VIANA, V. M.; LIMA, W. de P. Impactos da colheita de caixeta (*Tabebuia cassinoides*) na qualidade da água. **Scientia Forestalis**. n. 59. p. 41-49. Jun. 2001.

WANG, X.; et al. Identification of anthropogenic influences on water quality of rivers in Taihu watershed. **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, n. 4, p. 475-481, 2007.

WANG, X. et al. Evaluation of spatial and temporal variation in stream water quality by multivariate statistical techniques: A case study of the Xiangxi River basin, China. **Quaternary International**. v. 282, n. 19, p. 137–144, dez. 2012.

WRIGHT, J. A.; A. DINICOLA; E. GAITAN. Latin American forest plantations - Opportunities for carbon sequestration, economic development, and financial returns, **Journal of Forestry**, v. 98, p. 20 – 23. (2000).