



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
MESTRADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

BENVINDO SIRTOLI GARDIMAN JUNIOR

**QUALIDADE DA ÁGUA DE MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS SOB
ATIVIDADES SILVICULTURAIS EM ARACRUZ, ES**

JERÔNIMO MONTEIRO - ES
AGOSTO - 2012

BENVINDO SIRTOLI GARDIMAN JUNIOR

**QUALIDADE DA ÁGUA DE MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS SOB
ATIVIDADES SILVICULTURAIS EM ARACRUZ, ES**

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

Orientador: Prof. Dr. Giovanni de Oliveira Garcia
Co-orientador: Prof. Dr. Roberto Avelino Cecílio
Co-orientador: Dr. Rodolfo Araújo Loos

JERÔNIMO MONTEIRO - ES

AGOSTO – 2012

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

G219q Gardiman Junior, Benvindo Sirtoli, 1988-
Qualidade da água de microbacias hidrográficas sob atividades silviculturais em Aracruz, ES / Benvindo Sirtoli Gardiman Junior. – 2012.
121 f. : il.

Orientador: Giovanni de Oliveira Garcia.

Coorientadores: Roberto Avelino Cecílio; Rodolfo Araújo Loos.

Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Agrárias.

1. Bacias hidrográficas - Aracruz (ES). 2. Água - Qualidade. 3. Florestas - Conservação. I. Garcia, Giovanni de Oliveira. II. Cecílio, Roberto Avelino. III. Loos, Rodolfo Araújo. IV. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências Agrárias. V. Título.

CDU: 630

**QUALIDADE DA ÁGUA DE MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS SOB
ATIVIDADES SILVICULTURAIS EM ARACRUZ, ES**

Benvindo Sirtoli Gardiman Junior

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

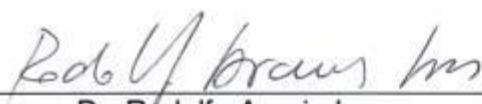
Aprovada em 07 de Agosto de 2012.



Prof. Dr. João Batista Pavesi Simão
Ifes – Campus de Alegre
Membro Externo



Dr. Júpiter Israel Muro Abad
Fibria Celulose SA
Membro Externo



Dr. Rodolfo Araujo Loos
Fibria Celulose SA
Coorientador



Prof. Dr. Roberto Avelino Cecílio
CCA/UFES
Coorientador



Prof. Dr. Giovanni de Oliveira Garcia
CCA/UFES
Orientador

De maneira muito especial a Deus pela iluminação,
aos meus pais Benvindo e Alda Glória e meus
irmãos Bruno, Fábio e Guilherme pelo apoio e
incentivo a mim oferecido.
A minha namorada Lóris, seus pais Adelson Abílio e
Elizabeth Regina pelo companheirismo e
compreensão em todos os momentos.
Ao ex-professor e orientador de graduação Carlos
Alexandre (*in memoriam*) pelos valiosos
ensinamentos.
Dedico.

AGRADECIMENTOS

Ao Deus onipotente e misericordioso pelas conquistas, bênçãos de vencer mais um obstáculo dos vários que não de vir e pelo dom da sabedoria em aprender a cada dia mais com os ensinamentos da vida. Pelas maravilhosas oportunidades reservadas e pelas pessoas muito especiais que me cercam.

Aos meus queridos pais, Benvindo e Alda Glória, e meus irmãos, Bruno, Fábio e Guilherme que na incansável luta diária deram-me a oportunidade de realizar mais um sonho.

A minha namorada, Lóris e seus queridos pais Adelson Abílio e Elizabeth Regina pela compreensão, carinho e amizade a mim atribuída.

Ao meu professor e orientador Giovanni de Oliveira Garcia, por sua orientação, apoio, confiança e por ter acreditado no projeto vinculado a empresa Fibria.

Ao meu professor e co-orientador Roberto Avelino Cecílio pelos ensinamentos durante o curso e auxílio no desenvolver deste trabalho.

Ao pesquisador da Fibria e co-orientador Rodolfo Araújo Loos pelos ensinamentos, contribuições sugeridas no decorrer do trabalho, pela amizade, convívio alegre e por suas importantes contribuições na concepção inicial deste trabalho.

Ao pesquisador da Fibria Jupiter Israel Muro Abad que não mediu esforços para auxiliar-me em todas as dúvidas sobre a análise estatística dos dados.

Aos componentes da banca examinadora, Prof. Dr. Giovanni, Prof. Dr. Roberto, Pesquisador Dr. Rodolfo, Pesquisador Dr. Jupiter e Prof. Dr. João Batista pelas valiosas considerações que enriqueceu ainda mais meu trabalho.

Aos professores do programa de pós-graduação em Ciências Florestais pelo conhecimento transmitido durante as disciplinas, além de Joel Camilo de Souza Carneiro, Adair José Regazzi, Sidney Sára Zanetti e Maristela de Oliveira Bauer pelas valiosas informações e disposição em me ajudar.

Aos meus ilustres amigos de mestrado: Ivo Magalhães, Marcelo Dan, Daniela Agrizzi, Danilo Fukunaga, Dayvid Couto, Ana Paula Bertossi, Herbert Torres, Emanuel Effegen e Kleriston Navarro (ex-secretário e atual estudante de medicina na UFES) por toda ajuda concedida.

Aos amigos da Fibria, pela admirável boa vontade que sempre tiveram em ajudar, em especial ao Edson Pereira de Andrade, Jair, Renato, Lorena, Josias, Vitor Hugo, Evânio, Marcos Ayres, Getúlio, Adjaine, José Luiz, Edmundo, João Bosco, Ruela, Edimilson, Jurandir, Júlio, Carlos Forechi e peço desculpas àqueles que, porventura, não foram aqui citados, mas saibam que levo comigo uma eterna gratidão.

Ao Geraldo Fávero e Gabriel Finck supervisores da terceirizada Emflora, que sempre tiveram à disposição para auxiliar-me no monitoramento das atividades silviculturais desenvolvidas nos talhões das microbacias monitoradas.

Mais uma vez à todos da empresa Fibria Celulose S.A pela presteza, empenho e viabilização dos custos para realização deste estudo.

Aos meus mestres, pela contribuição em minha formação, não se esquecendo do primário onde tudo começou.

A meus tios José e Maria por ter me acolhido em sua casa em Aracruz enquanto desenvolvia o experimento.

As minhas amigas de longa data Angélica e Juliana Busato pela consideração, respeito, apoio e confiança desde a graduação.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão de recursos financeiros indispensáveis para a realização deste curso.

A todos que de alguma forma contribuíram para a realização de mais um sonho, hoje concretizado, meu muito OBRIGADO!!!

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	ix
LISTA DE FIGURAS.....	xi
LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS.....	xii
RESUMO.....	xiv
ABSTRACT.....	xv
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	3
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	4
3.1. A BACIA E MICROBACIA HIDROGRÁFICA COMO A UNIDADE DE ESTUDO.....	4
3.2. A QUALIDADE DA ÁGUA EM MICROBACIAS OCUPADAS POR FLORESTAS PLANTADAS.....	5
3.3. PARÂMETROS DE QUALIDADE DAS ÁGUAS.....	7
3.3.1. Parâmetros Físicos	7
3.3.1.1. Sólidos Suspensos	7
3.3.1.2. Sólidos Dissolvidos	8
3.3.1.3. Cor	8
3.3.1.4. Turbidez	9
3.3.1.5. Temperatura.....	9
3.3.2. Parâmetros químicos	10
3.3.2.1. Potencial Hidrogeniônico (pH)	10
3.3.2.2. Alcalinidade Total.....	11
3.3.2.3. Dureza em Cálcio.....	11
3.3.2.4. Dureza em Magnésio.....	12
3.3.2.5. Ferro.....	12
3.3.2.6. Zinco.....	13
3.3.2.7. Cobre.....	13
3.3.2.8. Sódio.....	13
3.3.2.9. Cálcio.....	14
3.3.2.10. Magnésio.....	14
3.3.2.11. Enxofre.....	15
3.3.2.12. Fosfato.....	15
3.3.2.13. Fósforo total.....	15
3.3.2.14. Cloreto.....	16
3.3.2.15. Potássio.....	17
3.3.2.16. Sulfato.....	17
3.3.2.17. Nitrogênio Amoniacal.....	18
3.3.2.18. Nitrato.....	19
3.3.2.19. Oxigênio dissolvido.....	19
3.3.2.20. Condutividade Elétrica.....	20
3.3.2.21. Demanda Química de Oxigênio	21
3.3.2.22. Carbono Orgânico Total.....	22
3.3.2.23. Carbono Inorgânico.....	22
3.3.2.24. Sulfloramida	22
3.3.2.25. Glifosato.....	23

3.4. MANEJO OPERACIONAL DE FLORESTAS PLANTADAS SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA.....	24
3.5. INDICADORES DE QUALIDADE DE ÁGUAS (IQA's).....	27
3.6. NORMAS E PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA.....	29
4. METODOLOGIA.....	32
4.1. ÁREA DE ESTUDO.....	32
4.2. CARACTERIZAÇÃO DO SOLO DAS MICROBACIAS.....	35
4.3 COLETA E ANÁLISE DA ÁGUA.....	37
4.4. ANÁLISE DOS DADOS.....	42
4.4.1. Padronização dos dados.....	42
4.4.2. Matriz de correlação.....	43
4.4.3. Adequacidade do modelo.....	43
4.4.4. Análise Fatorial (AF) e Análise das Componentes Principais (ACP).....	44
4.4.5. Transformação ortogonal ou rotação da matriz de cargas fatoriais.....	46
4.4.6. Comunalidade de cada variável.....	46
4.4.7. Extração dos fatores de cada componente e sua caracterização.....	47
4.4.8. Análise de Agrupamento	47
4.4.9. Estruturação do IQA.....	49
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	52
5.1. AVALIAÇÃO DAS ALTERAÇÕES DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	52
5.2. ANÁLISE DA MATRIZ DE CORRELAÇÃO E TESTE DE ADEQUACIDADE (KMO).....	64
5.3. ANÁLISE DOS COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP).....	67
5.4. CARACTERIZAÇÃO DOS FATORES DETERMINANTES DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	69
5.5. ALTERAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DURANTE AS ATIVIDADES.....	73
5.6. FORMULAÇÃO DE UM ÍNDICE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS (IQA).....	79
6. CONCLUSÕES.....	90
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	91
APÊNDICE.....	103

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Valores dos pesos w_i de cada variável do IQA (CETESB, 2011).....	28
Tabela 2. Classificação da qualidade da água com base no valor numérico do Índice de Qualidade de Águas (IQA).....	29
Tabela 3. Valores máximos permitidos para as variáveis de qualidade da água superficial de corpos hídricos classe 2 (BRASIL, 2005).....	30
Tabela 4. Valores máximos permitidos para as variáveis de qualidade da água para irrigação (AYRES; WESTCOT, 1994).....	31
Tabela 5. Classes de declividade e classificação do relevo segundo Embrapa (1979)	34
Tabela 6. Porcentagem de área por classe de declividade nas microbacias hidrográficas (MB) estudadas.....	34
Tabela 7. Usos de solo nas microbacias hidrográficas (MB) monitoradas no estudo.....	34
Tabela 8. Classificação e textura dos solos das microbacias hidrográficas (MB) estudadas.....	36
Tabela 9. Condutividade hidráulica do solo das microbacias hidrográficas (MB) monitoradas.....	37
Tabela 10. Caracterização química dos solos das microbacias hidrográficas (MB) monitoradas.....	37
Tabela 11. Atividades silviculturais monitoradas nas quatro microbacias hidrográficas (MB) estudadas.....	39
Tabela 12. Variáveis analisadas e método utilizado para detecção, forma de preservação, prazo para análise, volume mínimo a ser coletado e frascos a serem utilizados em amostras para análises físico-químicas e microbiológicas segundo a NBR 9898 (ABNT, 1987).....	41
Tabela 13. Intervalos de teste <i>Kaiser-Meyer-Olkin</i> para se avaliar a aplicação do modelo de Análise Fatorial.....	44
Tabela 14. Classificação das variáveis de qualidade de água com base no valor numérico do Índice de Qualidade de Águas proposto.....	51
Tabela 15. Resultado das variáveis de qualidade de água e intensidade máxima de precipitação (IP) em cada atividade monitorada nas microbacias hidrográficas (MB) estudadas.....	53
Tabela 16. Matriz de Correlação (coeficientes de correlação de Pearson) entre as variáveis em estudo.....	65

Tabela 17. Estimativas dos autovalores da matriz de correlação (R) e variância retida pelos componentes.....	68
Tabela 18. Matriz das cargas fatoriais rotacionadas pelo algoritmo <i>Varimax</i> nos sete componentes principais, comunalidades associadas, autovalores e variância unitária.....	70
Tabela 19. Grupos formados, as amostragens, as Intensidades de Precipitação (IP), as datas de coleta, as microbacias hidrográficas (MB) monitoradas e a descrição das atividades desenvolvidas.....	75
Tabela 20. Variáveis de qualidade de água padronizadas (q_i) utilizadas no cálculo do Índice de Qualidade de Águas (IQA) de cada microbacia hidrográfica (MB) seguida das datas de coleta e atividades monitoradas (Ativ).....	80
Tabela 21. Matriz de cargas fatoriais das variáveis rotacionadas pelo algoritmo <i>varimax</i> nos quatro componentes principais selecionados e os pesos w_i das variáveis.....	81

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da área de estudo na Fíbria S.A., em Aracruz, ES	33
Figura 2. Permeâmetro de Guelph em ensaio de condutividade hidráulica dos solos das microbacias.....	36
Figura 3. Localização das estações meteorológicas usadas no monitoramento.....	38
Figura 4. Amostras de água após a coleta.....	40
Figura 5. Dendograma com os grupos formados com as amostragens das atividades desenvolvidas nas microbacias no das abscissas.....	74
Figura 6. Distribuição dos valores do Índice de Qualidade de Água (IQA) nos pontos de amostragens das quatro microbacias (MB's) estudadas.	85
Figura 7. Valores médios e desvios padrões do IQA nas amostragens das quatro microbacias monitoradas.....	86

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AA	Análise de Agrupamento
ACP	Análise de Componentes Principais
AF	Análise Fatorial
Alca	Alcalinidade
Amo	Amônio (NH ₄ ⁺)
APHA	American Public Health Association
Ativ	Atividade desenvolvida na microbacia
BH	Bacia Hidrográfica
C1,...,7	Componentes principais de 1 a 7
Ca	Cálcio
CA	Coeficiente de Aglomeração
CE	Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CI	Carbono Inorgânico
Clor	Cloreto
CO	Carbono Orgânico
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
Cu	Cobre
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DT ₅₀	Meia-vida no solo e na água
Dur. (Ca)	Dureza do cálcio
Dur. (Mg)	Dureza do Magnésio
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Fe	Ferro
Fosf	Fosfato
Glif	Glifosato
HPLC	High Performance Liquid Chromatography
IP	Intensidade de Precipitação (mm h^{-1})
IQA	Índice de Qualidade de Água
K	Potássio

KMO	Kaiser-Meyer-Olkin
Koc	Coeficiente de adsorção à matéria orgânica do solo
Kow	Coeficiente de partição octanol-água
MB	Microbacia
Mg	Magnésio
MO	Matéria Orgânica
Na	Sódio
NBR	Normas Brasileiras Regulamentadoras
Nitr	Nitrato
NSF	National Sanitation Foundation
OD	Oxigênio Dissolvido
P	Fósforo
pH	Potencial Hidrogeniônico
Pka	Constante de ionização ácida
POP PA 032	Cromatografia Líquida – Ânions
RAS	Razão de Adsorção de Sódio
S	Enxofre
SD	Sólidos Dissolvidos
SS	Sólidos Suspensos
Sulf	Sulfato
Sulfl	Sulfloramida
Temp	Temperatura
Turb	Turbidez (UNT)
USEPA	United State Environmental Protection Agency
Zn	Zinco

RESUMO

GARDIMAN JUNIOR, Benvindo Sirtoli. **Qualidade da água de microbacias hidrográficas sob atividades silviculturais em Aracruz, ES.** 2012. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro - ES. Orientador: Prof. Dr. Giovanni de Oliveira Garcia. Coorientadores: Prof. Dr. Roberto Avelino Cecílio e Dr. Rodolfo Araujo Loos.

O presente trabalho foi desenvolvido com o objetivo de investigar os possíveis impactos das atividades silviculturais sobre a qualidade da água superficial de cursos d'água. Para tanto, realizou-se um monitoramento em quatro microbacias hidrográficas sob atividades do manejo florestal no município de Aracruz, norte do estado do Espírito Santo, Brasil, no período de janeiro a junho de 2012. Relacionaram-se as características físicas e químicas da água à influência dos fatores climáticos e de manejo silvicultural, bem como à legislação vigente e, por fim, foi proposto um Índice de Qualidade das Águas (IQA). Utilizaram-se no monitoramento as variáveis Ca, Cu, Fe, K, Mg, Na, P, S, Zn, Carbono Inorgânico, Carbono Orgânico, Cloreto, Nitrato, Sulfato, Fosfato, Amônio, Glifosato, Alcalinidade, Condutividade Elétrica, Cor, Demanda Química de Oxigênio, Dureza do Cálcio, Dureza do Magnésio, Oxigênio Dissolvido, Sólidos Suspensos, Sólidos Dissolvidos, Sulfloramida, Temperatura, Turbidez e pH. Os resultados do monitoramento mostraram que as variáveis Cu, Fe, P e Cor apresentaram-se acima dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 para rios classe 2, enquanto que o Oxigênio Dissolvido e pH apresentaram-se abaixo do limite da mesma legislação. Tal fato pode estar associado às características do próprio meio físico de cada microbacia monitorada. A análise de componentes principais proporcionou a redução de 30 variáveis analisadas em quatro componentes, que explicaram 73,10% da variância total dos dados. A primeira componente, contendo 31,62% da variância total, representa o enriquecimento mineral das águas das microbacias, a segunda componente, com 18,53% da variância, reflete os sólidos solúveis presentes na água, a terceira com 15,57% é referente ao processo de acidificação e a quarta é concernente à influência pedológica sobre as águas. Dentre todas as variáveis analisadas, a análise fatorial mostrou que as mais sensíveis a variabilidade espacial e temporal da qualidade da água das microbacias estudadas, foram: Mg, Na, Carbono Orgânico, Cloreto, CE, Cor, Fe, Nitrato, Sólidos suspensos, pH, Carbono Inorgânico e alcalinidade. A qualidade das águas monitoradas sofreu variação espacial e temporal. Não foi evidenciado impacto das atividades silviculturais sobre a qualidade das águas superficiais no período estudado. As diferentes intensidades de precipitação e as atividades silviculturais monitoradas não alteraram as características físicas e químicas de qualidade da água e o IQA calculado mostrou-se uma ferramenta eficiente para comparar a qualidade das águas das microbacias, ao invés de se estudar isoladamente cada variável.

Palavras-chave: microbacias hidrográficas; qualidade de água; silvicultura.

ABSTRACT

GARDIMAN JUNIOR, Benvindo Sirtoli. **Water quality in small watersheds with different vegetal cover at Aracruz city, Espírito Santo State, Brazil. 2012.** Dissertation (Master of Science in Forestry Science) – Federal University of Espírito Santo, Jerônimo Monteiro - ES. Adviser: Prof. Dr. Giovanni de Oliveira Garcia. Co-advisers: Prof. Dr. Roberto Avelino Cecílio e Dr. Rodolfo Araujo Loos.

This research aims at investigating possible impact of forestry over the diversity of water quality. For that, a monitoring of four small watersheds under forestry activity was performed in Aracruz city, in northern Espírito Santo state, Brazil, from January to July, 2012. The physical and chemical features of water are related to the influence of climate factors and forestry management, besides the law. At last, a water quality index (WQI) was proposed. The variables used for monitoring are the following: Ca, Cu, Fe, K, Mg, Na, P, S, Zn, Inorganic Carbonate, Organic Carbonate, Chloride, Nitrate, Sulphate, Phosphate, Ammonium, Glyphosate, Alkalinity, CE, Cor, DQO, Calcium Hardness, Magnesium Hardness, OD, Midair Solid, Dissolver Solid, Sulfluramida, Temperature, Turbidity e pH. The monitoring results showed the variables of Cu, Fe, P, Cor, OD e pH. The monitoring results showed that the variable Cu, Fe, P, Color, OD, and pH are over the limits established by CONAMA 357/05 resolution for class-two rivers. The analysis of the main components provided the reduction of 30 variables verified in four components, which explains a total of 73,10% variation in data. The first component, with 31,62% of total variation, represents the mineralization process of the small watersheds; the second component, with 18,53% of variation, reflects the solving solids in water; the third one, with 15,57%, refers to the acidification process; and the fourth is related to the pedological influence over waters. Among all the analyzed variation, the factorial analysis showed that the variables with the most sensitive to spatial and seasonal variability of the quality of water within the watersheds were: Mg, Na, Organic Carbonate, Chloride, CE, Clor, Fe, Nitrate, Midair Solid, pH, Inorganic Carbonate and Alkalinity. The quality of the monitored waters presented spacial and seasonal alteration. The impact of forestry activities over the water quality variations was not proved. The range of rain intensity and forestry activities did not alter the physical and chemical features of the water quality, and the rated WQA was proved to be an efficient tool to compare water quality of small watersheds, instead of studying each variable alone.

Keywords: small watersheds; water quality; forestry.

1. INTRODUÇÃO

Atualmente, uma das grandes preocupações da humanidade diz respeito ao meio ambiente, sobretudo no que se refere à qualidade da água no mundo (GRÜTZMACHER et al., 2008). Como causa dessa preocupação, as plantações florestais são questionadas acerca dos possíveis impactos ambientais negativos, principalmente, associados ao consumo excessivo de água e à alteração de sua qualidade (LIMA, 1993).

Deve-se deixar claro que tais impactos realmente podem acontecer decorrentes de um manejo silvicultural inadequado. A fim de minimizá-los, torna-se necessário o monitoramento contínuo da qualidade das águas, quantificando os que, porventura, podem causar danos aos corpos hídricos (GUIMARÃES et al., 2008).

O monitoramento da qualidade das águas de superfície permite o estabelecimento de padrões de referência para a avaliação de impactos ambientais, causados por operações florestais, como o preparo de solo, o plantio, a aplicação de defensivos agrícolas ou a colheita. Esse monitoramento é um dos indicadores mais seguros para a avaliação da qualidade ambiental, por meio do qual é possível detectar a ocorrência de eventuais falhas operacionais no manejo florestal empregado (ARACRUZ, 1996).

Quando se pretende conduzir um estudo de qualidade da água, o problema de amostragem é, sem dúvida, um dos aspectos mais importantes a serem considerados (LIMA, 2008). Além disso, para identificar possíveis impactos, em um monitoramento deve-se considerar também, as variáveis que mais os expressam, a periodicidade, o local, quando e como amostrar. Esses impactos devem ser identificados para subsidiar planos de manejo mais sustentáveis (GUIMARÃES et al., 2008), sobretudo, num setor onde há constantes críticas referentes aos impactos ambientais das plantações florestais sobre a quantidade e qualidade da água (LIMA; ZAKIA, 1998).

A identificação de causas e a quantificação da magnitude da degradação da qualidade da água, especialmente no setor agroflorestal, tem sido alvo de atenção em muitos países, com os objetivos de estabelecer

procedimentos de avaliação de impactos ambientais e de adotar técnicas que permitam garantir um aumento de produtividade florestal e a otimização de uso da água (CASARIN et al., 2008; MENEZES et al., 2009; GUIMARÃES et al., 2010).

Por esse motivo, diversos autores nacionais e internacionais utilizam microbacias hidrográficas experimentais, para análise dos efeitos ambientais das atividades desenvolvidas em seu interior sobre a qualidade da água, identificando a alteração em um ou mais parâmetros (GRAYSON et al., 1993; CÂMARA; LIMA, 1999; BUENO et al., 2005; GRACE, 2005; GUIMARÃES et al., 2008; 2010; SCHELKER et al., 2012).

Face a todas essas situações descritas, a solução para algumas indagações deve passar, necessariamente, pelo crivo da experimentação científica. Dessa forma, a despeito da importância do setor florestal, que vem conquistando cada vez mais espaço no Brasil e da disponibilidade hídrica, no que se refere à qualidade da água, imprescindível para as condições de sobrevivência humana, ainda não se tem conhecimentos suficientes dos impactos das atividades silviculturais sobre a qualidade da água, o que leva à necessidade de estudos para quantificar tais impactos.

2. OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar as alterações das variáveis relativas à qualidade da água superficial em quatro microbacias hidrográficas sob a cultura do eucalipto em Aracruz, ES.

Para tanto, os seguintes objetivos específicos foram definidos:

- Avaliar as correlações entre as características físicas e químicas da água superficial das microbacias hidrográficas monitoradas durante o manejo silvicultural e os eventos de chuva;
- Avaliar a influência do manejo silvicultural sobre as variáveis de qualidade das águas superficial;
- Identificar as variáveis de qualidade da água mais representativas do impacto do manejo silvicultural sobre a qualidade da água; e,
- Propor um Índice de Qualidade de Águas (IQA) para as diferentes etapas da produção florestal.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. A BACIA E MICROBACIA HIDROGRÁFICA COMO A UNIDADE DE ESTUDO

As bacias hidrográficas são de extrema importância à vida, pois nelas estão alguns recursos naturais, que beneficiam as comunidades com a sua utilização (CUELBAS; CARVALHO, 2009). Para Rodrigues et al. (2008) e McKergow et al. (2006) deve ser considerada como a unidade de trabalho quando se deseja a preservação dos recursos hídricos, já que as atividades desenvolvidas no seu interior têm influência sobre a quantidade e a qualidade da água.

Pissarra et al. (2004) citam que as bacias hidrográficas têm sido utilizadas como uma unidade geomorfológica fundamental da superfície terrestre, sendo considerada como principal unidade fisiográfica do terreno, constituindo para Ranzini e Lima (2002), ecossistemas adequados para avaliação dos impactos causados pelas atividades florestais, que podem afetar o equilíbrio e a manutenção da quantidade e qualidade da água.

Além disso, a microbacia proporciona uma modalidade de avaliação das relações entre o manejo de florestas plantadas e a água numa escala sistêmica, movida pelo ciclo hidrológico (LIMA; ZAKIA, 2006).

Para melhor entender os processos que ocorrem sobre o uso e ocupação do solo dentro das bacias, além das atividades desenvolvidas em um determinado espaço, a delimitação da área é um dos primeiros e mais comuns procedimentos executados em análise hidrológicas ou ambientais (CARDOSO et al., 2006).

Além da delimitação, Politano e Pissarra (2003) observaram que a subdivisão de uma bacia hidrográfica de maior ordem em microbacias permite a pontualização de problemas difusos, tornando mais fácil a identificação de focos de deterioração dos recursos naturais, dos processos de degradação ambiental instalado e do grau de comprometimento da produção existente.

Lima e Zakia (2006) afirmam que a eficácia do manejo da qualidade da água será maior à medida que enfocar bacias de menores escalas.

Em concordância, Fernandes et al. (2011) acrescentaram que microbacias podem ser avaliadas quanto à influência do uso do solo na qualidade da água, sendo coletada na saída da microbacia (exutório).

Quanto ao aspecto do tamanho da área de contribuição, ou seja, o tamanho da microbacia, este influenciará na evapotranspiração e, conseqüentemente, na quantidade de água e na sua temperatura; na litologia; e, finalmente, o uso do solo será um fator marcante para as variáveis físicas e químicas de qualidade da água (LIMA; ZAKIA, 2006).

3.2. A QUALIDADE DA ÁGUA EM MICROBACIAS OCUPADAS POR FLORESTAS PLANTADAS

A preocupação referente ao desenvolvimento da silvicultura está nas conseqüências do uso de espécies exóticas e da prática de monocultura sobre o ecossistema. Dentre estas conseqüências, destacam-se os possíveis impactos provenientes da atividade florestal sobre a qualidade da água e a dinâmica hídrica fluvial, provocados principalmente pela exportação de nutrientes e sedimentos pela água de deflúvio e pelo consumo de água no metabolismo das espécies arbóreas (GUIMARÃES et al., 2010).

Quando se utiliza o termo "qualidade de água", é necessário compreender que esse termo não se refere, necessariamente, a um estado de pureza, mas simplesmente às características químicas, físicas e biológicas, e que, conforme essas características são estipuladas diferentes finalidades para a água (MERTEN; MINELLA, 2002).

A qualidade da água é resultante dos inúmeros processos que ocorrem na bacia de drenagem do corpo hídrico sendo modificada por diversos fatores atuantes, estando relacionada diretamente com o uso e ocupação do solo, permitindo, muitas vezes, diagnosticar possíveis causas dos impactos ambientais sobre os recursos naturais (VON SPERLING, 2005; BRAGA et al., 2005).

Pelo fato da qualidade da água ser controlada por uma complexa relação entre o meio biótico e abiótico de uma bacia hidrográfica, é evidente que qualquer alteração que cause interferências significativas pode ser percebida nas características físicas e químicas dos cursos d'água (SLIVA; WILLIAMS, 2001; BUENO et al., 2005; CASTRO JUNIOR et al., 2007).

Rocha et al. (2004) acreditam que bacias com maiores proporções de cobertura vegetal e áreas ripárias protegidas apresentam melhor qualidade de água. Chaves e Santos (2009) completam que não apenas a proporção mas também a posição das áreas florestadas na bacia influenciam a qualidade da água.

Da mesma forma como citado anteriormente, alguns autores (RANZINI; 2002; LIMA, 1993) alegam que, de todas as formas de uso do solo, a floresta é considerada a mais conservadora, pois apresenta perdas mínimas ou nulas de nutrientes e materiais.

Lima (1996) revelou que em bacias degradadas, o uso do eucalipto parece promover, com o devido tempo, um adequado controle dos processos de escoamento superficial, erosão e uma maior ciclagem de nutrientes, contribuindo, dessa forma, para a melhoria da qualidade da água produzida na bacia. Esse autor ainda ressaltou que, a qualidade final da água em uma bacia sob cultura do eucalipto é, em condições naturais, mais dependente da geologia e do uso do solo da bacia hidrográfica, assim como regime de chuvas da região, através da interação dos processos hidrológicos envolvidos na geração do deflúvio pela bacia.

Sabará (1999 apud BUENO, 2005) ao comparar o efeito do eucalipto e culturas agrícolas em rios, na região do Médio Rio Doce, MG, concluiu que a atividade silvicultural apresenta vantagens sobre a agricultura e pecuária, na qualidade e conservação da água.

Quanto ao uso do solo e à qualidade da água, apesar dessa relação ser reconhecida na literatura, há vários fatores que intervêm no processo e a sua característica dinâmica tornam sua determinação qualitativa difícil e elusiva (RHODES et al., 2001; BUENO et al., 2005; ANDRADE et al., 2007a). Por isso, a escolha de variáveis de qualidade da água que possibilitem essa associação

é de fundamental importância para a interpretação dos resultados e para a sua aplicação do manejo das atividades florestais (LIMA; ZAKIA, 2006).

Para os mesmos autores citados anteriormente, as operações de manejo florestal somam-se a esse complexo conjunto de variáveis, de forma que, do ponto de vista experimental, a separação dos efeitos dessas operações dos decorrentes das variações naturais do ecossistema torna-se muito difícil, especialmente quando o período de caracterização da microbacia é pequeno.

De fato, o que deve-se entender é que, há possibilidades que os plantios florestais possam influenciar na conservação do solo e na qualidade da água na escala de microbacia (LIMA; ZAKIA, 2006), além de abolir a queima e o preparo convencional do solo (COUTO; DUBÉ, 2001).

Nesse contexto, diferentes variáveis que a caracterizam e indicam a sua qualidade devem ser monitoradas (BRITO et al, 2006; ANDRADE et al, 2007b). Essas variáveis podem ser utilizadas para o controle e monitoramento das atividades desenvolvidas ao longo do curso d'água (PETERS; MEYBECK, 2000), sendo possível, a partir dessas informações, inferir sobre as condições da bacia hidrográfica como um todo (QUEIROZ et al., 2010).

3.3. PARÂMETROS DE QUALIDADE DAS ÁGUAS

A qualidade da água refere-se a uma série de parâmetros físicos e químicos que exercem influência direta na integridade da bacia hidrográfica, que por sua vez, está ligada a fatores de ordem natural e antrópica que deve ser observada conjuntamente (ALVES; CASTRO, 2003).

3.3.1. Parâmetros Físicos

3.3.1.1. Sólidos Suspensos

Os sólidos correspondem a toda matéria que permanece como resíduo, após evaporação ou secagem da água a uma temperatura pré-estabelecida durante um tempo fixado (CETESB, 2012). Os sólidos suspensos

correspondem a partículas de maiores dimensões, retidas por filtro de papel 3 µm (VON SPERLING, 2005). A principal fonte de sólidos para a água superficial é a erosão do solo, por meio da qual há o aporte de material inorgânico e orgânico para a água (VON SPERLING, 2007).

Lima e Zakia (2006) afirmam que os sedimentos são os principais poluentes associados às operações florestais. Os sedimentos em suspensão não representam apenas perda de solo, prejudicando a fertilidade do sítio, mas também afetam a vida aquática, que depende diretamente de água de qualidade.

3.3.1.2. Sólidos Dissolvidos

Os sólidos dissolvidos, por sua vez, retratam as partículas menores, capazes de passar por um papel filtro de 3 µm podem estar relacionados com a matéria orgânica em decomposição (VON SPERLING, 2005).

As variações na matéria orgânica dissolvida estão ligadas a vários processos: a agitação do meio em geral, condução de materiais particulados e componentes orgânicos por meio do carreamento do perfil superior do solo, as mudanças nas condições hidrológicas, às alterações no micro-clima e a perda da sombra das margens dos rios e córregos (NEAL et al., 1992).

3.3.1.3. Cor

A cor da água é proveniente da matéria orgânica como, por exemplo, substâncias húmicas, taninos e também por metais como o ferro e o manganês e resíduos industriais fortemente coloridos (BRASIL, 2006; VON SPERLING, 2005).

Em uma amostra de água, a cor está em função da redução de intensidade que a luz sofre ao atravessá-la, associada à presença de sólidos dissolvidos que se apresenta no meio aquoso em estado coloidal orgânico e inorgânico. Dentre os colóides destacam-se os compostos orgânicos e os inorgânicos, capazes de possuir as propriedades e provocar os efeitos de

matéria em estado coloidal. Quanto aos inorgânicos, os principais são os óxidos de ferro e manganês, que são abundantes em diversos tipos de solo (CETESB, 2008).

3.3.1.4. Turbidez

A turbidez representa o grau de interferência à passagem da luz através da água, conferindo uma aparência turva à mesma, sendo responsáveis por isso os sólidos em suspensão originados de partículas de rocha, argila e silte (VON SPERLING, 2005). Essa atenuação da intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la dá-se por absorção e espalhamento, uma vez que as partículas que provocam turbidez nas águas são maiores que o comprimento de onda da luz branca (BRASIL, 2006).

Os materiais em suspensão que causam a turbidez podem ter origem no processo de erosão das encostas das bacias hidrográficas e em esgotos domésticos e industriais lançados nas águas, além da presença de algas e pequenos animais (BRAGA, 2005). Essa erosão pode ser decorrente do mau uso do solo em que se impede a fixação da vegetação (BRASIL, 2006).

Lima e Zakia (2006) relatam que a presença de partículas de solo drenado na microbacia, em consequência de práticas de manejo florestal, pode causar significativos aumentos na turbidez da água.

A elevação da turbidez causa redução na fotossíntese da vegetação enraizada submersa das algas. Esse desenvolvimento reduzido de plantas pode, por sua vez, suprimir a produtividade de peixes (BRASIL, 2006).

3.3.1.5. Temperatura

A temperatura, medida de intensidade de calor, é alterada pela transferência de calor por radiação, condução e convecção entre a atmosfera e solo (VON SPERLING, 2005). Este parâmetro merece destaque, uma vez que, dela dependem os processos biológicos, e que a mesma apresenta uma forte sazonalidade diária e anual (NEAL et al., 1992). Além disso, desempenha um

papel principal de controle no meio aquático, condicionando influências a uma série de variáveis físico-químicas (CETESB, 2008). A densidade da água, assim como as concentrações de sólidos totais dissolvidos, dependem da temperatura (PINTO et al., 2009).

A variação de temperatura em um corpo hídrico é parte do regime climático normal, sendo influenciados por fatores tais como, a latitude, a altitude, a estação do ano, o período do dia, a taxa de fluxo e a profundidade (CETESB, 2008).

A temperatura e a química da água da água estão relacionadas ao dossel mais fechado, à porosidades do solo, às fraturas no leito rochoso, à litologia e às diferenças na capacidade da zona hiporrêica em estocar água (LIMA; ZAKIA, 2006).

3.3.2. Parâmetros químicos

Os componentes químicos presentes na água são variáveis e apresentam correlações com as características específicas de cada ambiente, sujeitas a constantes mudanças que ocorrem nos diversos sistemas ambientais pela ação antrópica (GASTALDINI; MENDONÇA, 2001).

3.3.2.1. Potencial Hidrogeniônico (pH)

O potencial hidrogeniônico (pH) representa a concentração de íons hidrogênio H^+ (em escala antilogarítmica), dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. Podem ter origem na dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica e fotossíntese (VON SPERLING, 2005).

O pH fornece indícios sobre a qualidade hídrica, embora alterações podem ser decorrentes da atividade das algas (fotossíntese e respiração), da dissolução de rochas e do lançamento de despejos domésticos e industriais (LIBÂNIO, 2005).

Braga et al. (2005) afirmam que, com o pH baixo, ocorre o decréscimo na disponibilidade de nutrientes, como o fósforo, o cálcio, o magnésio, o potássio e o molibdênio; e aumento da solubilização de íons de zinco, cobre, ferro, manganês e alumínio.

3.3.2.2. Alcalinidade Total

A alcalinidade total trata-se da quantidade de íons na água que reagirão para neutralizar os íons hidrogênio. É uma medida da capacidade da água de neutralizar os ácidos (resistir às mudanças de pH: efeito tampão). Os principais constituintes da alcalinidade são os bicarbonatos (HCO_3^-), os carbonatos (CO_3^{2-}) e os hidróxidos (OH^-). A distribuição dessas três formas na água é função do pH. Pode ter origem na dissolução de rochas e reação do CO_2 com a água (CO_2 advindo da atmosfera ou da deposição da matéria orgânica) (VON SPERLING, 2005).

A medida da alcalinidade é de fundamental importância para o consumo humano e animal, pois, é em função do seu teor que se estabelece a dosagem dos produtos químicos utilizados durante o processo de tratamento de água. Normalmente as águas superficiais possuem alcalinidade natural em concentração suficiente para reagir com o sulfato de alumínio nos processos de tratamento (BRASIL, 2006).

Quanto ao pH das águas naturais superficiais, Libânio (2005) observa que a maioria delas apresenta alcalinidade apenas de bicarbonatos, principalmente, de cálcio e magnésio.

3.3.2.3. Dureza em Cálcio

A dureza em cálcio é ocasionada pela concentração dos cátions multimetálicos em solução. Os cátions bivalentes Ca^{2+} , em condições de supersaturação, reagem com a água formando precipitados. A dureza pode ser classificada como dureza carbonato de cálcio (associada a HCO_3^- e ao CO_3^{2-}) (VON SPERLING, 2005).

O carbonato de cálcio sensível ao calor, precipitando o com o aumento significativo de temperatura como é o caso dos chuveiros elétricos domiciliares, e por essa razão, recebe a denominação de dureza não permanente. Classifica-se em água mole ou branda, águas com concentrações menores que 50 mg L^{-1} de CaCO_3 ; Dureza moderada entre 50 e 150 mg L^{-1} de CaCO_3 ; Dura entre 150 e 300 mg L^{-1} de CaCO_3 e muito dura maior que 300 mg L^{-1} de CaCO_3 (LIBÂNIO, 2005).

3.3.2.4. Dureza em Magnésio

A dureza em magnésio é ocasionada pela concentração dos cátions bivalentes Mg^{2+} , que em condições de supersaturação, esses cátions reagem com a água formando precipitados. Essa dureza pode ser classificada como dureza não carbonato (associada a ânions como o Cl^- e SO_4^{2-}) (VON SPERLING, 2005).

3.3.2.5. Ferro

O ferro, na ausência de oxigênio dissolvido, como nas águas subterrâneas, se apresenta na forma solúvel reduzida (Fe^{2+}), chamada de ferro ferroso. Em uma água contendo essa forma de ferro ao ser exposta ao ar atmosférico (água superficial ou água subterrânea captada), ocorrerá a oxidação desse elemento à sua forma insolúvel (Fe^{3+}), chamada de ferro férrico (VON SPERLING, 2005).

Nas águas superficiais, o nível de ferro aumenta nas estações chuvosas devido ao carreamento de solos e a ocorrência de processos de erosão das margens (CETESB, 2008).

A solubilidade do ferro na água depende do pH. Em condições ácidas a água pode conter altas concentrações desse elemento, tanto na forma férrica como na ferrosa, já em condições alcalinas, pode ocorrer sua precipitação e insolubilização (LIMA, 2008).

3.3.2.6. Zinco

O zinco é encontrado nas águas superficiais, normalmente em concentrações inferiores a $0,10 \text{ mg L}^{-1}$. Sua origem está ligada à combustão de madeira, incineração de resíduos, produção de ferro e aço e efluentes domésticos. A água com alta concentração de zinco tem uma aparência leitosa e produz um sabor metálico ou adstringente quando aquecida (CETESB, 2012).

3.3.2.7. Cobre

O cobre ocorre naturalmente em concentrações inferiores a $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ nas águas. Quando em concentrações elevadas, é prejudicial à saúde e confere sabor às águas. Pode ser nocivo para os peixes mais do que para o homem, pois as doses elevadas ocasionar a coagulação do muco das brânquias e conseqüente asfixia. Dentre as fontes de cobre para o meio ambiente, incluem o lançamento de efluentes de estações de tratamento de esgotos, uso de compostos de cobre como algicidas aquáticos, escoamento superficial, excretas de animais domésticos e contaminação da água subterrânea a partir de usos agrícolas do cobre como agroquímicos (CETESB, 2012).

3.3.2.8. Sódio

As águas naturais normalmente possuem sais de sódio, que é um dos elementos mais abundantes na Terra, e é altamente solúvel em água. Encontrado na forma iônica (Na^+), é um elemento ativo para os organismos vivos. O aumento dos níveis na superfície da água pode provir de esgotos, efluentes industriais e uso de sais em rodovias para controlar neve e gelo. Nas áreas litorâneas, a intrusão de águas marinhas pode também resultar em níveis mais elevados (CETESB, 2008).

As concentrações de sódio na superfície natural das águas variam consideravelmente, dependendo das condições geológicas do local, descargas de efluentes e uso sazonal de sais em rodovias. As concentrações podem estender-se de 1 mg L^{-1} até 10 mg L^{-1} (CETESB, 2012).

3.3.2.9. Cálcio

O cálcio é o principal cátion na maioria das águas naturais. Praticamente todas as rochas agem 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, 2012).

Na água de irrigação, é desejável que a relação entre cálcio e magnésio seja maior do que um, pelo fato do cálcio agir na floculação dos colóides do solo, tendendo a manter uma boa estrutura e permeabilidade (LIMA, 2008).

Os compostos de cálcio são estáveis na água na presença de dióxido de carbono, mas seus níveis de cálcio podem diminuir quando o carbonato de cálcio precipita em decorrência de aumentos de temperatura da água, atividade fotossintética ou perda de dióxido de carbono em razão de aumentos de temperatura (LIMA; ZAKIA, 2006).

3.3.2.10. Magnésio

O magnésio ocorre normalmente em água na forma de Mg^{2+} e provém, principalmente, de rochas contendo ferromagnésio. Ocorre também 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 bom indicador da infiltração da água no solo (LIMA; ZAKIA, 2006).

Os minerais mais comuns fornecedores de magnésio para as águas são: biotita, anfibólios e piroxênios. Estes minerais são mais estáveis diante do intemperismo químico, do que os minerais fornecedores de cálcio, por isso seu teor nas águas subterrâneas é significativamente menor. Em região de rochas carbonáticas, o mineral dolomita é um importante fornecedor de magnésio para as águas (LIMA, 2008).

3.3.2.11. Enxofre

O enxofre nos ecossistemas aquáticos podem apresentar-se sob várias formas: como íon sulfato (SO_4^{2-}), íon sulfito (SO_3^{2-}), íon sulfeto (S^{2-}), gás sulfídrico (H_2S), dióxido de enxofre (SO_2), ácido sulfúrico (H_2SO_4), enxofre molecular (S^0), associado a metais, etc. Dentre as várias formas de enxofre na água, o íon sulfato e o gás sulfídrico são as mais frequentes, sendo que o íon sulfato assume maior importância na produtividade do ecossistema, visto que constitui a principal fonte de enxofre para os produtores primários. Esses elementos podem ser de três fontes: decomposição de rochas, chuvas (lavagem da atmosfera) e da agricultura (aplicação de adubos contendo enxofre) (ESTEVES, 1998).

3.3.2.12. Fosfato

Na maioria das águas continentais o fósforo é o principal fator limitante de sua produtividade. Toda forma de fósforo presente em águas naturais, quer na forma iônica quer na forma complexa, encontra-se sob a forma de fosfato. A origem desse fosfato destaca-se dentre as fontes naturais e antrópicas, as rochas fosfatadas, esgotos domésticos, industriais e material particulado da atmosfera. O fosfato presente nas águas continentais encontra-se em diferentes formas. Do ponto de vista limnológico, todas as formas (também chamadas de frações) e de fosfato são importantes (ESTEVES, 1998).

3.3.2.13. Fósforo total

O fósforo pode se apresentar nas águas sob três formas diferentes: fosfato orgânico, ortofosfato e polifosfatos. Os fosfatos orgânicos são a forma em que o fósforo compõe as moléculas orgânicas, como a de um detergente. Os ortofosfatos, por outro lado, são representados pelos radicais, que se combinam com cátions formando sais inorgânicos nas águas. Os polifosfatos ou fosfatos condensados são polímeros de ortofosfatos. No entanto, esta terceira forma não é muito importante nos estudos de controle de qualidade das águas, porque os polifosfatos sofrem hidrólise se convertendo rapidamente em ortofosfatos nas águas naturais (CETESB, 2012).

O fósforo é transportado para os recursos hídricos principalmente pelo escoamento superficial (TOLEDO; NICOLLELA, 2002), especialmente à sua baixa mobilidade, o qual pode ser transportado tanto na forma solúvel como particulada (ligada ao sedimento) (BARROS et al., 2010).

Lima e Zakia (2006) salientam que, a adição de fósforo, por meio de adubações realizadas de forma inadequada, por exemplo, pode atingir os cursos d'água, adicionando carga excessiva capaz de prejudicar o ecossistema aquático. Por outro lado, as características naturais de baixas concentrações desse elemento fazem dessa variável um bom indicador da qualidade das operações florestais.

Práticas de manejo da terra podem ser usadas para efetivamente controlar o movimento de P em águas superficiais. A importância das contribuições agrícolas para as águas superficiais é reconhecida nos planos de gestão para melhorar a qualidade da água (ZAIMES; SCHULTZ, 2002).

3.3.2.14. Cloreto

O cloreto é o ânion Cl^- que se apresenta nas águas superficiais como importante indicador da poluição causada por descargas de esgotos sanitários. O aumento nas concentrações em águas superficiais de regiões costeiras pode ser ocasionado, por meio da chamada intrusão da cunha salina. Nas águas tratadas, a adição de cloro puro ou em solução leva a uma elevação do nível

de cloreto, resultante das reações de dissociação do cloro na água (CETESB, 2008).

Todas as águas naturais, em maior ou menor escala, contêm íons resultantes da dissolução de minerais. Os cloretos (Cl^-) são advindos da dissolução de sais (ex: cloreto de sódio) (VON SPERLING, 2005). Geralmente os cloretos estão presentes em águas brutas e tratadas em concentrações que podem variar de pequenos traços até centenas de mg L^{-1} . Estão presentes na forma de cloretos de sódio, cálcio e magnésio (BRASIL, 2006).

3.3.2.15. Potássio

O potássio é normalmente encontrado em concentrações menores que 10 mg L^{-1} nas águas naturais, já que as rochas potássicas são relativamente resistentes às ações do tempo e à solubilização. Sua origem pode estar relacionada a sais de potássio usados na indústria e em fertilizantes para agricultura. O potássio é um elemento químico abundante na crosta terrestre, que pode ser fixado pelas argilas e é intensivamente consumido pelos vegetais (LIMA, 2008). Normalmente é encontrado na forma iônica e seus sais são altamente solúveis. Ele é rapidamente incorporado às estruturas minerais e acumulado na biota aquática, uma vez que se trata de um elemento essencial para a sua nutrição (LIMA; ZAKIA, 2006).

O potássio é encontrado em baixas concentrações nas águas naturais, já que rochas que contem potássio são relativamente resistentes às ações do tempo. Entretanto, sais de potássio são usados na agricultura na forma de fertilizantes, entrando nas águas doces através da lixiviação do solo agrícola. As concentrações em águas naturais são usualmente menores que 10 mg L^{-1} . Concentrações da ordem de grandeza de 100 e 25.000 mg L^{-1} , podem indicar a ocorrência de fontes quentes e salmouras, respectivamente (CETESB, 2008).

3.3.2.16. Sulfato

O sulfato (SO_4^{2-}) é um dos íons mais abundantes na natureza. Em águas doces naturais, a principal fonte de sulfato está na dissolução de solos e rochas e pela oxidação de sulfeto. Dentre as fontes antrópicas de sulfato sobre as águas superficiais, destacam-se as descargas de esgotos domésticos e efluentes industriais (CETESB, 2008).

Vários fatores podem influenciar na composição iônica dos corpos d'água, como: a geologia da área de drenagem, acumulação do lago e regime de chuvas (ESTEVES, 1998)

O controle do sulfato na água tratada é importante, pois a sua ingestão provoca efeito laxativo. Na rede de esgoto, pode causar incrustações em trechos de baixa declividade ocorrendo depósito da matéria orgânica. O sulfato pode ser transformado em sulfeto, ocorrendo a exalação do gás sulfídrico, que resulta em problemas de corrosão em coletores de esgoto de concreto e odor, além de ser tóxico (CETESB, 2008).

3.3.2.17. Nitrogênio Amoniacoal

A amônia apresenta-se em ambientes aquáticos na forma molecular amônia, NH_3 , conhecida também como amônia não ionizada, e na forma iônica amônio, NH_4^+ . A forma não ionizada é muito mais tóxica que a iônica, certamente graças a sua capacidade de difusão através da membrana epitelial dos organismos aquáticos (SILVA; JARDIM, 2006).

Esteves (1998) relata que em muitas épocas do ano, especialmente no período de seca, a concentração de nitrogênio amoniacoal em ambientes aquáticos pode atingir valores muito elevados, especialmente na parte próxima ao sedimento. Mesmo na parte superior da coluna d'água, onde ainda se detecta oxigênio, a concentração de nitrogênio amoniacoal pode ser muitas vezes superior àquela encontrada em lagos eutróficos. No entanto, em algumas situações, o escoamento superficial também contribui no transporte de nitrogênio (N), principalmente a forma amoniacoal (N-NH_4^+) (BARROS et al., 2010).

Altas concentrações de amônia indicam poluição orgânica, como e esgotos domésticos e fertilizantes. Ocorrem flutuações sazonais naturais das quantidades desse elemento, que resultam da morte de organismos aquáticos, particularmente fitoplâncton e bactérias (LIMA; ZAKIA, 2006). Além disso, a amônia provoca consumo de oxigênio dissolvido das águas naturais ao ser oxidada biologicamente, a chamada DBO de segundo estágio. Por estes motivos, a concentração de nitrogênio amoniacal é importante variável para classificação das águas naturais e normalmente utilizado na constituição de índices de qualidade das águas (CETESB, 2008).

3.3.2.18. Nitrato

O nitrato (NO_3^-) por ser bastante móvel no solo, é normalmente associado com lixiviação (NEAL et al., 1992). O nitrato apresenta também relação com a presença de atividade humana (PALÁCIO et al. 2009).

O nitrato representa uma forma comum de nitrogênio encontrada em águas naturais. Ele pode ser bioquimicamente reduzido a nitrito (NO_2^-) por processos de desnitrificação, normalmente sob condições anaeróbicas. Variações sazonais desse elemento em suas concentrações ocorrem de acordo com 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 rios (LIMA; ZAKIA, 2006).

O nitrato é tóxico, causando uma doença chamada metahemoglobinemia infantil, que é letal para crianças (o nitrato reduz-se a nitrito na corrente sanguínea, competindo com o oxigênio livre pelos sítios de transporte das hemoglobinas, tornando o sangue azul). Por isso, o nitrato é padrão de potabilidade, sendo 10 mg L^{-1} o valor máximo permitido (CETESB, 2008). A poluição mais remota em um corpo d'água está associada ao nitrogênio na forma de nitrato (VON SPERLING, 2005).

3.3.2.19. Oxigênio dissolvido

O teor de oxigênio dissolvido (OD) expressa indiretamente a quantidade de matéria orgânica presente no meio, sendo que a sua concentração está sujeita às variações diária e sazonal em função da temperatura, da atividade fotossintética, da turbulência da água e da vazão do rio (PALMA-SILVA et al., 2007), podendo reduzir-se na presença de sólidos em suspensão e de substâncias orgânicas biodegradáveis, como esgoto doméstico e certos resíduos industriais (ESTEVES, 1998).

A decomposição da matéria orgânica nos cursos d'água pode consumir oxigênio dissolvido, assim como o pH da água, por meio da liberação de gás carbônico e levando a formação de ácido carbônico a partir deste (VON SPERLING, 2005)

O OD é uma variável ambiental clássica, sua ausência pode afetar significativamente a biota aquática (SILVA; JARDIM, 2006). Sua solubilidade, assim como a dos demais gases, depende da temperatura e da pressão (ESTEVES, 1998). Este parâmetro (OD) infere, indiretamente, na quantidade e tipo de matéria orgânica instáveis no corpo hídrico (MOURA et al., 2010).

A presença de oxigênio é essencial para vários organismos aquáticos nos processos metabólicos de bactérias aeróbicas e outros micro-organismos responsáveis pela degradação de poluentes nos sistemas aquáticos (ROCHA et al, 2004).

A taxa de reintrodução de oxigênio dissolvido em águas naturais através da superfície depende das características hidráulicas e é proporcional à velocidade, sendo que a taxa de reaeração superficial em uma cascata é maior do que a de um rio de velocidade normal, que por sua vez apresenta taxa superior à de uma represa, com velocidade normalmente bastante baixa (CETESB, 2008).

3.3.2.20. Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica é a expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica. Depende das concentrações iônicas e

da temperatura, indicando a quantidade de sais existentes na coluna d'água e, portanto, representa uma medida indireta da concentração de poluentes. Em geral, níveis superiores a $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ indicam ambientes impactados (CETESB, 2008).

Os íons mais comumente associados à alteração da condutividade elétrica na água são: o cálcio, o magnésio, o potássio, o sódio, o ferro, o nitrato, o cloreto, o sulfato, o silicato, o carbonato e os bicarbonatos (CETESB, 2012). Além disso, está em função dos sólidos totais dissolvidos, que são íons dissolvidos e dissociados presentes na água (VON SPERLING, 2005).

A condutividade elétrica faz inferência sobre os sólidos solúveis do corpo hídrico (FONTENELE et al., 2011). Quando os valores de condutividade se elevam dentro de uma série temporal de dados, é conveniente verificar as causas desse aumento, que normalmente está associado à adição de íons de diferentes origens, os quais podem ser tanto de fonte orgânica, como resíduos domésticos e industriais, quanto na drenagem de nutrientes do solo (LIMA; ZAKIA, 2006).

3.3.2.21. Demanda Química de Oxigênio

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica através de um agente químico. Os valores de (DQO) normalmente são maiores que os da $\text{DBO}_{5,20}$, pois o agente oxidante degrada tanto a matéria orgânica, quanta a inorgânica presente em um meio. Uma das vantagens de se realizar o teste de DQO ao invés da DBO, é que o teste da DQO é realizado num prazo menor, cerca de poucas horas (CETESB, 2008).

Von Sperling (2005) relata que a concentração obtida no teste da DQO é, portanto, uma indicação indireta do teor de matéria orgânica presente no meio. Acrescenta ainda, que o teste da DQO apresenta algumas vantagens sobre o da DBO: o teste gasta apenas 2 a 3 horas para ser realizado e o resultado dá uma indicação do oxigênio requerido para a estabilização da matéria orgânica. Por outro lado, é interessante observar, que no teste são

oxidadas, tanto a fração biodegradável, quanto a inerte da matéria orgânica, superestimando, portanto, o oxigênio a ser consumido.

3.3.2.22. Carbono Orgânico Total

O carbono orgânico (CO) em água doce origina-se da matéria viva e também como componente de vários efluentes e resíduos. Dessa maneira, o carbono orgânico total na água é um indicador útil do grau de poluição do corpo hídrico (CETESB, 2008).

O carbono orgânico particulado (seston orgânico, material em suspensão, detrito orgânico particulado, detrito particulado ou biodetrito) é de fundamental importância para o metabolismo dos ecossistemas aquáticos. Com relação ao carbono orgânico dissolvido, este origina-se principalmente da decomposição de plantas e animais e a partir de produtos de excreção destes organismos (ESTEVEZ, 1998).

Para Von Sperling (2005) o teste de CO é uma medição direta da matéria orgânica na forma de CO_2 , diferentemente dos demais testes que indiretamente medem a matéria orgânica através da determinação do oxigênio consumido.

3.3.2.23. Carbono Inorgânico

O carbono inorgânico (CI) das águas naturais constitui-se principalmente de bicarbonatos (HCO_3^-) e carbonatos (CO_3^{2-}). Essas duas formas podem manifestar-se função da alcalinidade e do pH (VON SPERLING, 2005).

Para Egreja Filho et al. (1999) os íons bicarbonato e carbonato formado pelos carbonos inorgânicos são as principais formas químicas responsáveis pela alcalinidade de águas naturais, embora hidróxidos dissolvidos, amônia, boratos, bases orgânicas, fosfatos e silicatos também possam contribuir.

3.3.2.24. Sulfloramida

A sulfluramida ($C_{10}H_6F_{17}NSO_2$) pertence ao grupo químico das sulfonas fluoralfáticas e constitui um inibidor da respiração celular dos insetos (VANDER MEER et al., 1985 apud CASARIN et al., 2009).

Esse princípio ativo é utilizado na reforma de áreas reflorestadas com eucalipto efetuando vários combates às formigas-cortadeiras, especialmente as das espécies dos gêneros *Atta* e *Acromyrmex*, que são consideradas as principais pragas de reflorestamentos no Brasil (OLIVEIRA et al., 1993 apud ZANETTI et al., 2003).

A sulfluramida é registrada para uso em iscas formicidas granuladas em florestas cultivadas para controle de formigas. Na água, trata-se de um produto tóxico para peixes, por isso deve-se evitar a contaminação do curso d'água, esgoto e subsolo (ZANETTI, 2007).

3.3.2.25. Glifosato

O glifosato é um herbicida de largo espectro, não seletivo e de pós-emergência e que apresenta elevada eficiência na eliminação de ervas daninhas introduzido na agricultura em 1971 pela Monsanto S.A (AMARANTE JUNIOR et al., 2002).

Em culturas de eucalipto e pinus a aplicação é feita em pós-emergência, em pleno estágio vegetativo do mato, nas entrelinhas, após a implantação das espécies florestais ou, ainda, no pré-plantio, para garantir a eliminação da vegetação da área (KREJCI, 1987). Sua aplicação costuma variar de acordo com a intensidade e variedades das plantas invasoras (AMARANTE JUNIOR et al., 2002).

Quando no ambiente, o glifosato tende a ser inativo em contato com solo, desde que seja adsorvido por este (AMARANTE JUNIOR et al., 2002). O composto livre no solo é degradado rapidamente a dióxido de carbono, pela atividade microbiana, enquanto que o glifosato adsorvido é degradado mais lentamente, ou não degradado, persistindo inativo durante anos (GALLI; MONTEZUMA, 2005).

Estudos em solos brasileiros mostraram que, em argissolo vermelho-amarelo de textura média, a meia-vida do glifosato foi de apenas 8 a 9 dias e não houve influência do histórico de uso do produto. O mesmo se observou em latossolo argiloso, no qual a meia vida do produto foi de 12 dias no solo sem aplicação prévia de glifosato de 22 dias no mesmo solo, após 11 anos de aplicação do produto. Ainda que a meia-vida tenha mostrado pequena variação no solo com o histórico de aplicação do produto, a persistência do glifosato nas condições de solos tropicais em geral é muito curta (ARAÚJO et al., 2003).

Dores e De-Lamonica-Freire (2001) estudaram as propriedades físico-químicas do herbicida glifosato, relacionadas ao seu comportamento ambiental. Estes autores encontraram para este princípio ativo uma constante de ionização ácida (P_{ka}) 3,8; Pressão de vapor desprezível; solubilidade em água 900.000 mg L⁻¹; $K_{ow} -\log$ 0,17x10⁻²; K_{oc} 24.000 cm³ g⁻¹; meia vida à hidrólise (DT50): 47 dias; índice de GUS 2,81. Com base no método de Goss (1992) esses índices significam que, apesar de adsorver fortemente ao solo ($K_{oc} > 500$ cm³ g⁻¹), o glifosato apresenta alta solubilidade em água (> 1 mg L⁻¹), meia-vida à hidrólise maior que 35 dias e índice de GUS (mede a vulnerabilidade de contaminação das águas subterrâneas por lixiviação) maior que 2,8. Por isso, o referido herbicida poderá contaminar águas subterrâneas quando as características do solo não favorecerem a adsorção, sendo transportado dissolvido em água, representando, dessa forma, um contaminante potencialmente perigoso.

3.4. MANEJO OPERACIONAL DE FLORESTAS PLANTADAS SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA

Os plantios florestais as vezes encontram-se inseridos em ecossistemas sensíveis às perturbações antrópicas, em função de razões como o relevo acidentado, solos com baixa fertilidade natural e antigas áreas agrícolas degradadas. Esses fatores, associados às operações de manejo, colheita mecanizada da madeira, construção e manutenção de estradas florestais e ao potencial erosivo da região, são os principais responsáveis pela

perda da capacidade produtiva dos solos sob florestas plantadas e alteração da quantidade e qualidade da água em sub-bacias, decorrentes da erosão hídrica (SILVA et al., 2011).

De fato, a possibilidade de associação entre as atividades de manejo florestal e a qualidade da água da microbacia pode fornecer informações importantes, tanto do ponto de vista do comprometimento da produtividade, que ocorre por meio de perdas de solo e de nutrientes, como também sob o aspecto da preservação da qualidade da água para a biota aquática (LIMA; ZAKIA, 2006).

Alguns autores analisaram a relação entre o uso do solo em microbacias ocupadas por florestas plantadas e os reflexos na qualidade da água, comportamento hidrológico, balanço de nutrientes, perda de solo e aumento na turbidez utilizando a saída da microbacia como referência (RANZINI; LIMA, 2002; SALGADO; MAGALHÃES JUNIOR, 2006; GUIMARÃES et al., 2008, 2010; FERNANDES et al., 2011).

A literatura apresenta alguns trabalhos a respeito dos possíveis impactos silviculturais sobre a qualidade da água, principalmente em termos de atividades mais intensivas do manejo florestal, como a colheita e os estágios iniciais da implantação (LIMA; ZAKIA, 2006). Estas podem causar aumento significativo na concentração de sedimentos em suspensão no curso d'água, assim como perdas de solo e de nutrientes, o que pode ser prejudicial a qualidade tanto da água quanto do ecossistema aquático (BLINKLEY et al., 1999; CÂMARA; LIMA, 1999; ANDRÉASSIAN, 2004; PIRES et al., 2006; GUIMARÃES et al., 2010; SILVA et al., 2011).

Dentre os impactos causados pelo manejo florestal, destaca-se a colheita florestal, estando a construção de estradas e carregadores, inseridas nessa atividade (GRAYSON, 1993; LIMA, 1993; CROCKE et al., 1999; ENSIGN; MALLIN et al., 2001; RANZINI; LIMA, 2002). Para Lima e Zakia (2006), evidencia-se entre as práticas de manejo, principalmente em termos de atividades de colheita florestal, também podem causar impactos sobre algumas variáveis de qualidade da água das microbacias, como é o caso da concentração de sedimentos em suspensão.

Blinkley et al. (1998) afirmam que embora a qualidade da água de drenagem da floresta seja muito alta, algumas práticas florestais podem significativamente alterar a qualidade da água. A construção de estradas e a colheita podem aumentar substancialmente as concentrações de sedimentos em córregos, enquanto que a adubação pode aumentar as concentrações de nutrientes.

Corrêa e Dedecek (2009) completam que a rede viária no setor florestal é a principal fonte de sedimentos que alcançam os cursos de água, necessitando de práticas de conservação para evitar efeitos negativos como aumento excessivo de turbidez e assoreamentos dos rios e perda de fertilidade dos solos.

Câmara e Lima (1999) apresentaram os resultados do corte raso de uma plantação de eucalipto de 50 anos, realizado de forma gradativa, sem o uso intenso de máquinas, com a preservação da mata ciliar e da serrapilheira depositada sobre o solo e comprovam que estas medidas podem reduzir os impactos do corte raso sobre a produção e a qualidade da água em uma microbacia. Contudo, parâmetros físicos da qualidade da água foram mais afetados por esta operação, destacando-se a turbidez, a cor e a condutividade elétrica, o que indica a necessidade de outras medidas para que se mantenham os níveis mais próximos daqueles observados nas condições de cobertura florestal não perturbada.

Ainda sobre os parâmetros físicos de qualidade de água, Lima (1993) enfatiza que o aumento da temperatura do solo, assim como a maior disponibilidade de água, resultante do corte raso, podem produzir efeito positivo no processo de nitrificação.

Por essa razão, a escolha das variáveis de qualidade da água que possibilitem essa associação é de fundamental importância para a interpretação dos resultados e para sua aplicação no planejamento das atividades florestais. Essa interligação entre as causas e efeitos tem sido o objetivo do monitoramento da qualidade da água nas microbacias (LIMA; ZAKIA, 2006).

3.5. INDICADORES DE QUALIDADE DE ÁGUAS (IQA's)

Em decorrência da dificuldade de compreensão e harmonização de informações referente à condição de uma água, vários índices de qualidade foram desenvolvidos em várias partes do mundo, principalmente em localidades onde ainda não existem índices definidos (CARVALHO et al., 2011).

Usualmente, estes Índices de Qualidade das Águas (IQA's) são baseados em poucas variáveis (GERGEL et al., 2002), cuja definição deve refletir as alterações potenciais ou efetivas, naturais ou antrópicas que a água sofre (TOLEDO; NICOLELLA, 2002).

Uma das vantagens de seu uso para determinar a qualidade da água é a uniformização de dados e agregação de informações de unidades diferentes em um único formato sintético usando um índice geral de qualidade de água como meio de comunicação entre profissionais, público leigo, que de certa forma facilita a compreensão do público alvo sobre os problemas dos recursos hídricos, das condições da água de um recurso hídrico, devido sua forma de apresentação ser simplificada (CARVALHO et al., 2011).

Um IQA pode ser projetado para uma situação específica, inserido no contexto de uma bacia hidrográfica, ou seja, a elaboração de um IQA pode ser simplificada ao levar em consideração somente as variáveis ambientais críticas que afetam determinado corpo hídrico em um determinado momento (SILVA; JARDIM, 2006). Isso se deve ao fato de cada sistema possuir características próprias, o que torna difícil estabelecer uma única variável como um indicador padrão para qualquer sistema hídrico (TOLEDO; NICOLELLA, 2002).

Em relação à sua aplicabilidade, o importante é que se possa identificar, para cada caso, os indicadores que se apresentem mais sensíveis para medir as variações qualitativas que se quer monitorar, e principalmente, basear sua aplicação em informações confiáveis (BOLLMANN; MARQUES, 2000).

Diversas técnicas têm sido usadas para elaboração de um índice de qualidade de água, sendo vários deles baseados no IQA desenvolvido pela

National Sanitation Foundation – NSF dos Estados Unidos e usado em outros países como o Brasil e a Inglaterra (VON SPERLING, 2005). Normalmente é calculado pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondentes aos parâmetros selecionados (CARVALHO et al., 2011).

Para cada variável é atribuído um peso, de acordo com a sua importância relativa no cálculo do IQA (Tabela 1) e traçadas as curvas médias de avaliação da qualidade das águas em função de sua concentração (VON SPERLING, 2007). O resultado final do IQA é calculado como um produtório das notas individuais de cada variável, elevadas aos respectivos pesos como apresentado na Equação 1 (CETESB, 2011).

Tabela 1. Valores dos pesos w_i de cada variável do IQA (CETESB, 2011)

Variável	Unidade	Peso
Coliformes termotolerantes	NMP 100 ml	0,15
pH	-	0,12
DBO	mg L ⁻¹	0,10
Nitrogênio Total	mg L ⁻¹	0,10
Fósforo Total	mg L ⁻¹	0,10
Diferença de temperatura	°C	0,10
Turbidez	UNT	0,08
Sólidos Totais	mg L ⁻¹	0,08
OD	% de saturação	0,17

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (1)$$

em que:

IQA é o Índice de qualidade de água, um número entre 0 e 100;

q_i é a qualidade do i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100; e

w_i é o peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a explicação da variabilidade global da qualidade das águas da região.

A partir do cálculo efetuado determina-se a qualidade das águas brutas indicadas pelo IQA em uma escala de 0 a 100 classificando-a, segundo as variáveis avaliadas, para um corpo hídrico específico com uso para abastecimento público, conforme a Tabela 2.

Tabela 2. Classificação da qualidade da água com base no valor numérico do Índice de Qualidade de Águas (IQA)

Valor numérico do IQA	Classificação da qualidade da água
0 a 19	Péssima
20 a 36	Ruim
37 a 51	Aceitável
52 a 79	Boa
80 a 100	Ótima

Fonte: CETESB (2011).

Diversos pesquisadores vêm estudando a estruturação de IQA's através do uso da estatística multivariada para eleger as variáveis mais representativas, destacando-se na formulação e criação desses índices baseados em Análise Fatorial (AF) / Análise das Componentes Principais (ACP) (TOLEDO; NICOLELLA, 2002; ALMEIDA; SCHWARZBOLD, 2003; ANDRADE et al., 2005; GIRÃO et al., 2007; ANDRADE et al., 2007a, 2007b; MOURA et al., 2010) e por meio de comparação (CARVALHO et al., 2000; BONNET et al., 2008; ZONTA et al., 2008; TEODORO; SANTOS, 2009; SCHEFFER et al., 2010; CARVALHO et al., 2011; BARROS et al., 2011; NUNES et al., 2011).

Vale ressaltar que não há um indicador de qualidade de água único e padronizável para qualquer sistema hídrico (TOLEDO; NICOLELLA, 2002), são vários os índices de qualidade da água específicos para cada uso, tais como índice para proteção da vida aquática, recreação de primeiro contato e consumo humano, para áreas de águas salobras e de estuários e para pesca (TOLEDO; NICOLELLA, 2002; CETESB, 2008).

3.6. NORMAS E PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA

A avaliação da qualidade da água poderá ser realizada pela composição dos resultados obtidos das amostras com os padrões de qualidade estabelecidos para a classe em que está enquadrado o manancial (LUCAS et al., 2010).

Esses resultados são comparados à limites definidos por cada país, baseados em suas características específicas, recomendados por entidades de

aceitação geral, como a OMS (Organização Mundial da Saúde). Essas diretrizes são genéricas por natureza e objetivam a proteção da saúde pública e do meio ambiente em termos mundiais (VON SPERLING, 2005).

No Brasil, a legislação pertinente a qualidade das águas superficiais é a Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005), que trata da classificação das águas superficiais e diretrizes para o seu enquadramento.

O Art. 42 desta norma cita que, enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas classe 2, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, o que determinara a aplicação da classe mais rigorosa correspondente.

Na Tabela 3 estão apresentados as variáveis estabelecidos na norma, juntamente com seus respectivos padrões de qualidade de água das variáveis analisadas neste trabalho para a classe 2, na qual encontra-se os corpos hídricos monitorados.

Tabela 3. Valores máximos permitidos para as variáveis de qualidade da água superficial de corpos hídricos classe 2 (BRASIL, 2005)

Variáveis	Valor máximo permitido
Cor	< 75 mgPt L ⁻¹
Turbidez	< 100 UNT
OD (em qualquer amostra)	> 5 mg L ⁻¹ O ₂
Fósforo total (ambiente lêntico)	< 0,030 mg L ⁻¹ P
Fósforo total (ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico)	< 0,050 mg L ⁻¹ P
Fósforo total (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)	0,1 mg L ⁻¹ P
Sólidos dissolvidos totais	500 mg L ⁻¹
pH	6 - 9
Cloreto total	250 mg L ⁻¹ Cl
Cobre (dissolvido)	0,009 mg L ⁻¹ Cu
Ferro (dissolvido)	0,3 mg L ⁻¹ Fe
Nitrato	10,0 mg L ⁻¹ N
Nitrogênio amoniacal total	3,7mg L ⁻¹ N, para pH ≤ 7,5
	2,0 mg L ⁻¹ N, para 7,5 < pH ≤ 8,0
	1,0 mg L ⁻¹ N, para 8,0 < pH ≤ 8,5
Sulfato total	0,5 mg L ⁻¹ N, para pH > 8,5
	250 mg L ⁻¹ SO ₄
Zinco total	0,18 mg L ⁻¹ Zn
Glifosato	65 µg L ⁻¹

Para as demais variáveis de qualidade de água analisadas utilizou-se para comparação, os padrões de qualidade de água para irrigação proposto por Ayers e Westcot (1994) como segue apresentado na Tabela 4.

Tabela 4. Valores máximos permitidos para as variáveis de qualidade da água para irrigação (AYRES; WESTCOT, 1994)

Variáveis	Valor máximo permitido
Cálcio	< 400,8 mg L ⁻¹ Ca
Potássio	< 2 mg L ⁻¹ K
Magnésio	< 60,75 mg L ⁻¹ Mg
Sódio	< 68,94 mg L ⁻¹ Na
Fosfato	< 2,0 mg L ⁻¹ PO ⁻³
Condutividade elétrica	< 0,7 μS cm ⁻¹

4. METODOLOGIA

4.1. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende plantios comerciais de eucalipto, pertencentes à empresa Fibria Celulose S.A., situada no município de Aracruz, localizado entre 19°42' S e 19°54' S de Latitude e entre 40°06' W e 40°14' W de Longitude na região norte Espírito Santense, com altitude variando entre 10 a 50 metros acima do nível do mar.

O clima da região é Aw (tropical úmido, com uma estação chuvosa no verão e seca no inverno), segundo a classificação de Köppen. A precipitação média gira em torno de 1.200 mm anuais, concentrando-se na primavera e verão (outubro a março), quando ocorre de 65% a 80% da mesma (EMBRAPA, 2000).

O período de monitoramento da qualidade da água dos cursos d'água e das atividades desenvolvidas no interior das microbacias compreendeu cerca de cinco meses, tendo como início dia 04 de janeiro de 2012 e término dia 13 de junho do mesmo ano.

Para a avaliação dos possíveis impactos das atividades silviculturais sobre as variáveis de qualidade de água foram delimitadas quatro microbacias de cabeceira ocupadas por plantios comerciais de eucalipto (Figura 1). Adotaram-se os seguintes critérios para a seleção e delimitação das microbacias:

- possuir um curso d'água perene de primeira ordem em seu interior;
- possuir atividades operacionais do manejo silvicultural em execução ou em planejamento para o período previsto do estudo;
- possuir em seu planejamento, preferencialmente, regime próximo de reforma dos plantios para que fosse contemplado um maior número de operações;
- não possuir influencia de nenhum outro uso e cobertura do solo a não ser de eucalipto e suas indispensáveis áreas de preservação permanente;
- apresentar homogeneidade no relevo; e,

- estar espacialmente bem distribuídas dentro das áreas de cultivo de eucalipto da empresa.

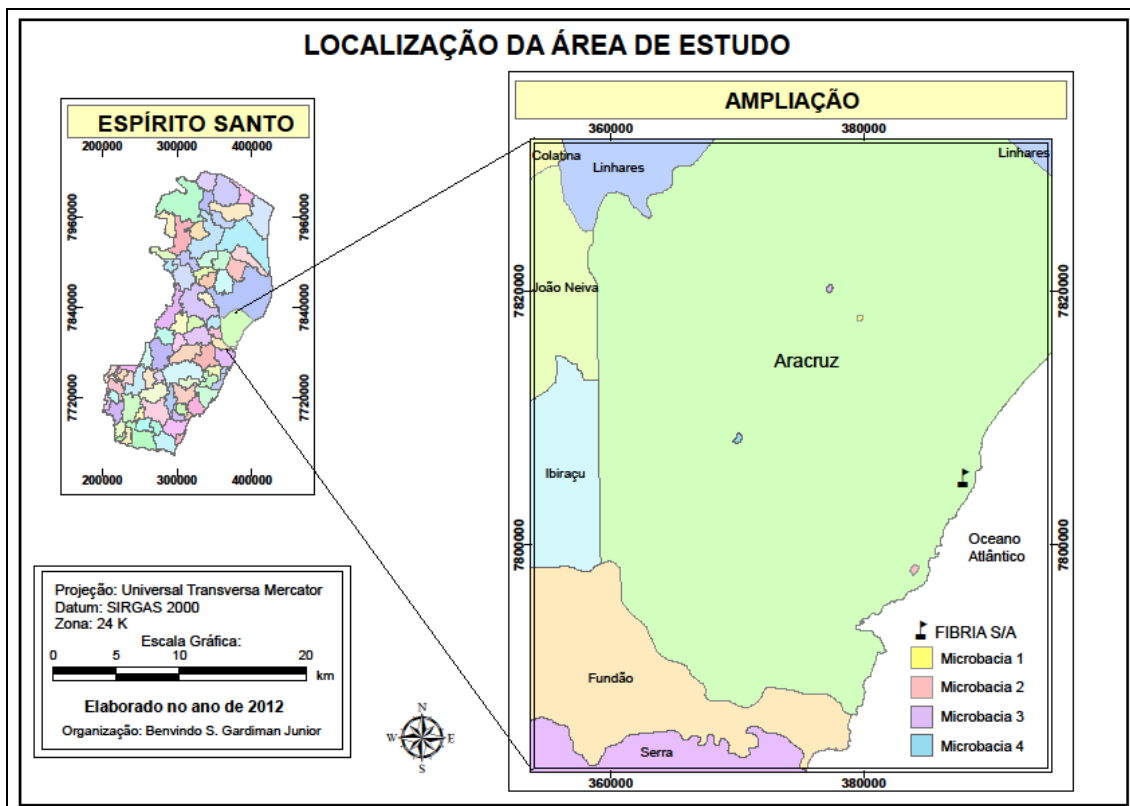


Figura 1. Localização da área de estudo na Fíbria S.A. em Aracruz, ES. (FONTE: ESPÍRITO SANTO, 2008).

Os critérios anteriormente apresentados foram adotados a fim de atribuir os possíveis impactos das operações silviculturais sobre as variáveis de qualidade das águas exclusivamente ao mesmo uso do solo, evitando-se a influência de outros usos como também realizado por Guimarães et al. (2008).

As microbasias foram delimitadas com o auxílio do Modelo Digital de Elevação (MDE) com *pixel* de 5 m aliado a técnicas de geoprocessamento.

A declividade das microbasias foi realizada a partir do MDE e classificada de acordo intervalos propostos pela EMBRAPA (1979), apresentados na Tabela 5.

Tabela 5. Classes de declividade e classificação do relevo segundo Embrapa (1979)

Classes de declividade (%)	Classificação
0 a 3	Relevo plano
3 a 8	Relevo suavemente ondulado
8 a 20	Relevo ondulado
20 a 45	Relevo fortemente ondulado
45 a 75	Relevo montanhoso
> 75	Relevo escarpado

Na Tabela 6 seguem apresentadas as declividades das microbacias hidrográficas (MB's) estudadas, divididas nas respectivas classes apresentadas na Tabela 5. Maiores detalhes podem ser observados nas Figuras de 2, 4, 6 e 8 no Apêndice deste estudo.

Tabela 6. Porcentagem de área por classe de declividade nas microbacias hidrográficas (MB) estudadas

Classes de declividade das microbacias hidrográficas estudadas						
% por classe	0 - 3%	3 - 8%	8 - 20%	20 - 45%	45 - 75%	Total (%)
MB1	37,62	18,42	34,00	9,92	0,03	100
MB2	89,96	1,58	4,77	3,53	0,16	100
MB3	73,98	3,02	7,80	15,02	0,17	100
MB4	36,76	24,64	18,16	19,29	1,14	100

Na Tabela 7 seguem apresentados os usos do solo em hectares (ha) das microbacias hidrográficas (MB's) monitoradas pelo estudo. Maiores detalhes podem ser verificados nas Figuras 1, 3, 5 e 7 no Apêndice deste estudo.

Tabela 7. Usos do solo nas microbacias hidrográficas (MB) monitoradas no estudo

Usos do solo nas Microbacias Hidrográficas (MB) estudadas				
Tipo de uso (ha)	MB1	MB2	MB3	MB4
Eucalipto	12,43	24,06	16,00	18,63
Carreadores	0,72	1,58	1,58	3,22
Preservação permanente	2,93	7,5	4,02	8,44
Servidão do gasoduto	-----	-----	-----	1,65
Área total	16,09	33,14	21,65	31,95

As áreas de preservação permanente (APP's) das MB's 1 e 2 são compostas por espécies nativas em estágio inicial de regeneração, enquanto que a MB 3 apresenta APP's em estágio avançado de regeneração composta por espécies nativas e a MB 4 possui APP's não exploradas compostas por espécies nativas.

O monitoramento da MB 1 e MB 4 iniciou-se com as atividades pós-colheita do eucalipto, alcançando na MB 4 a atividade de plantio. Na MB2, o monitoramento iniciou-se com as atividades precedentes cerca de quatro meses a colheita do eucalipto, contemplando-a. Na MB 3 o monitoramento iniciou-se com as atividades de pré-plantio do eucalipto atingindo até cinco meses de pós-plantio.

Quanto à hidráulica dos cursos hídricos, a MB 1 e MB 4 possuem características próprias de ambientes lóticos, ou seja, suas águas possuem movimento. Já as MB's 2 e 3 apresentam características de ambiente lênticos, ou seja, suas águas possuem movimento reduzido.

4.2. CARACTERIZAÇÃO DO SOLO DAS MICROBACIAS

A classe e a textura dos solos predominantes das microbacias hidrográficas sob estudo são apresentados na Tabela 8. Nela observa-se a classificação dos solos feita pela Embrapa (2000) em um levantamento de solos para todas as áreas cultivadas com eucalipto da empresa. Para a caracterização da textura dos solos das microbacias monitoradas, utilizaram-se os resultados das análises realizadas pela empresa Fibria Celulose S.A., com pontos representativos distribuídos dentro dos talhões das microbacias hidrográficas monitoradas.

Tabela 8. Classificação e textura dos solos predominantes das microbacias hidrográficas (MB) estudadas

MB	Areia grossa	Areia fina	Silte	Argila	Classe textural	Classificação do solo
	-----%-----					
1	44,54	21,79	8,79	24,89	Arenosa-média	Argissolo Amarelo
2	41,82	17,83	5,52	35,14	Média-argilosa	Argissolo Amarelo
3	43,40	19,60	8,00	29,00	Média	Latossolo Amarelo
4	52,73	12,93	8,47	25,87	Média-argilosa	Argissolo Amarelo

A condutividade hidráulica dos solos foi medida em no mínimo três pontos representativos nos talhões das MB's estudadas, a uma profundidade média de 20 cm com o auxílio de um Permeâmetro de Guelph. A Figura 2 ilustra o equipamento instalado em uma localidade do ensaio. Mais detalhes sobre a metodologia utilizada pode ser consultada em Costa e Nishiyama (2007).



Figura 2. Permeâmetro de Guelph em ensaio de condutividade hidráulica dos solos das microbacias.

Os valores de condutividade hidráulica medidos em campo seguem apresentados na Tabela 9.

Tabela 9. Condutividade hidráulica média do solo das microbacias hidrográficas (MB) monitoradas

MB	Condutividade Hidráulica mm h ⁻¹
1	8,70
2	7,52
3	8,07
4	9,18

Na caracterização química do solo das microbacias utilizaram-se as análises de solo mais recentes realizadas pela empresa em pontos representativos dentro dos talhões das áreas monitoradas em duas profundidades distintas, 0-20 cm e de 20-40 cm para os seguintes parâmetros químicos: fósforo, potássio, cálcio, magnésio, acidez potencial (H+Al), matéria orgânica (MO) e pH. De posse dos valores acima foram calculados: soma de bases (SB); saturação de bases (V) e capacidade de troca catiônica a pH 7 (T).

Na Tabela 10 estão apresentados os valores médios dos atributos químicos analisados nos solos das microbacias monitoradas.

Tabela 10. Caracterização química* dos solos das microbacias hidrográficas (MB) monitoradas

MB	P	K	Ca	Mg	H+Al	Soma de Bases	T	V	MO	pH
	mg dm ⁻³				cmol _c dm ⁻³			(%)	dag kg ⁻¹	
1	3,0	13,7	0,40	0,13	4,72	2,76	7,48	36,6	1,70	4,0
2	15,0	16,6	0,61	0,18	3,17	4,11	7,28	56,4	1,65	4,1
3	7,1	22,8	1,03	0,21	2,94	6,50	9,44	68,8	2,37	4,1
4	7,7	12,7	1,03	0,14	3,92	5,89	9,81	60,0	2,20	4,1

* Valores médios de análises realizadas pela empresa Fibria Celulose S.A.

4.3. COLETA E ANÁLISE DA ÁGUA

As coletas das amostras das águas superficiais foram realizadas nos exutórios das microbacias de cabeceiras monitoradas, após a confirmação da execução de alguma atividade silvicultural no interior das mesmas e de um evento de chuva. Os eventos de chuva foram confirmados por meio das estações próximas às áreas monitoradas (Figura 3), interligadas à rede de monitoramento meteorológico da empresa, exceto nos casos de coleta de referência que foram realizadas coletas antes da execução de qualquer atividade e evento de precipitação, uma vez que teoricamente não havia alteração no meio.

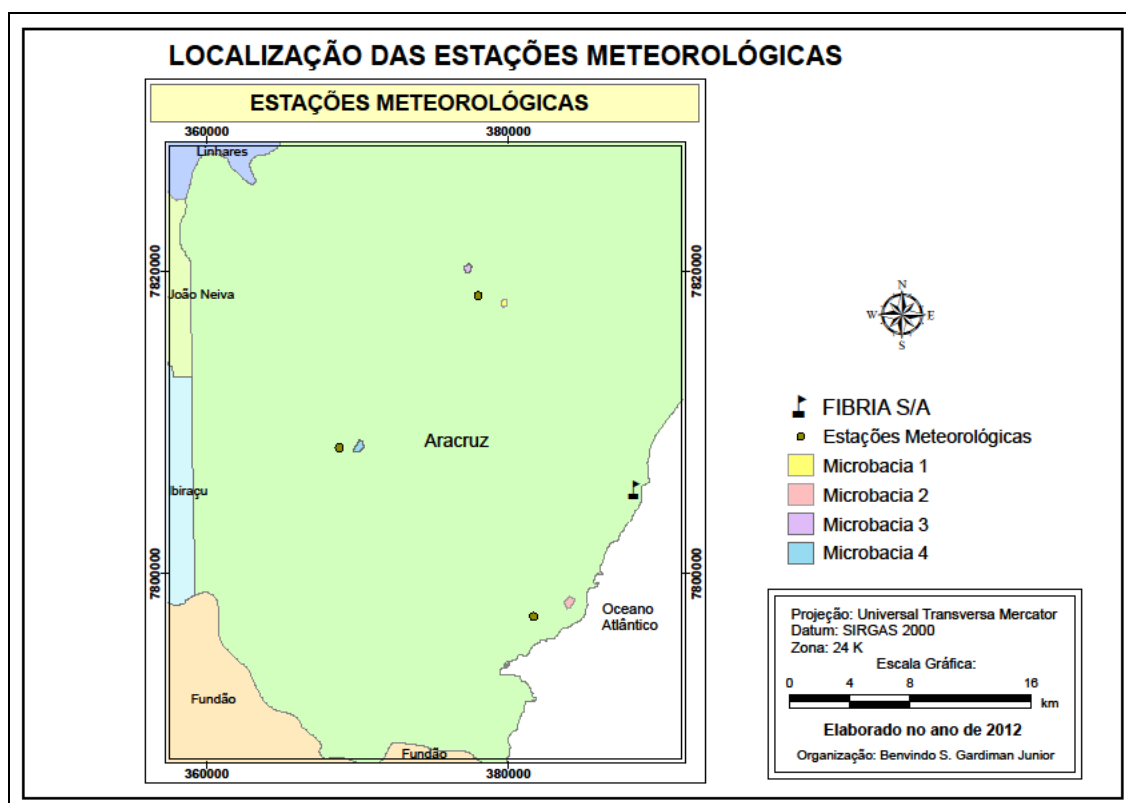


Figura 3. Localização das estações meteorológicas usadas no monitoramento.

As intensidades de precipitação (IP) utilizadas neste estudo são as máximas ocorridas em um evento, obtidas por meio dos dados coletados em intervalos de cinco minutos para cada uma das estações meteorológicas das MB's monitoradas.

A Tabela 11 apresenta, para melhor entendimento no decorrer no estudo, as atividades silviculturais monitoradas nas microbacias estudadas.

Tabela 11. Atividades silviculturais monitoradas nas quatro microbacias hidrográficas (MB) estudadas

MB	Ativ*	Descrição das atividades
1	1	Referência
1	2	Abertura de estradas, colheita e transporte
1	3	Limpeza de cepas e primeiro combate à formiga
1	4	Primeiro combate à formiga
2	1	Referência
2	5	Roçada
2	4	Primeiro combate à formiga
2	6	Primeiro combate à formiga e abertura de estradas
2	7	Colheita
3	1	Referência
3	8	Primeiro combate à formiga, capina química pré-plantio, eliminação química da cepa
3	9	Eliminação química da cepa, capina química pré-plantio, subsolagem com adubação, limpeza da linha de plantio
3	10	Subsolagem com adubação e plantio
3	11	Plantio
3	12	Segundo repasse a formiga
3	13	Capina química pós-plantio
3	15	Adubação 3° mês
4	1	Referência
4	7	Colheita
4	14	Primeiro combate à formiga, capina química pré-plantio, eliminação química da cepa, limpeza da linha de plantio, subsolagem com adubação e plantio
4	5	Roçada

*Atividade(s) monitorada(s) na referida microbacia hidrográfica (MB).

As primeiras características analisadas nas águas dos córregos foram temperatura e oxigênio dissolvido (OD) com o auxílio de um oxímetro e realizando pequenos movimentos circulares, aguardou-se a leitura dos valores.

Em seguida, coletou-se amostra de água em um frasco de polietileno transparente de 5 litros e dois frascos de polietileno de 1 litro, sendo um transparente e outro translúcido (Figura 4), atendendo a procedimentos sugeridos na NBR 9898 (ABNT, 1987).



Figura 4. Amostras de água após a coleta.

Para a conservação das amostras, os frascos coletados foram acondicionadas em sacolas plásticas contendo gelo e levadas imediatamente para o laboratório.

No laboratório do Centro Tecnológico da Fibria Celulose S.A., da amostra de 5 litros foi retirada uma alíquota de 150 ml para realização das análises da série de ânions (Cl^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , NO_3^-) e metais (Ca, Cu, Fe, K, Na, Mg, S, Zn) e carbono orgânico e inorgânico. O restante da amostra do frasco foi encaminhado para o laboratório Central dentro da própria empresa, onde foram analisadas as variáveis: alcalinidade total, amônio, condutividade elétrica, cor, DQO, dureza em cálcio e em magnésio, pH, sólidos dissolvidos e suspensos e turbidez.

As variáveis sulfluramida e glifosato foram analisados em laboratórios terceirizados atendendo as exigências de conservação e preservação das amostras.

Na Tabela 12 estão descritos as 30 variáveis analisadas, o equipamento utilizado para detecção seguido do método, as formas de preservação, o prazo para análise, o volume mínimo e o tipo de frasco, conforme os procedimentos sugeridos na NBR 9898 (ABNT, 1987).

Tabela 12. Variáveis analisadas e método utilizado para detecção, forma de preservação, prazo para análise, volume mínimo a ser coletado e frascos a serem utilizados em amostras para análises físico-químicas e microbiológicas segundo a NBR 9898 (ABNT, 1987)

Parâmetros	Equipamentos e métodos	Preservação	Prazo para análise	Volume Mínimo	Tipo frasco
Alcalinidade total	Titulação – APHA (2005)	Refrigerar a 4°C	24 horas	200 mL	P ¹ , V ²
Amônio	Espectrômetro de plasma absorvância em chama - NBR 13810 (ABNT, 1997)	H ₂ SO ₄ conc. até pH < 2. Refrigerar a 4°C	24 horas	1000 mL	P ¹ , V ²
Metais (Ca, Cu, Fe, K, Na, Mg, S, Zn)	Espectrômetro de plasma absorvância em chama - NBR 13810 (ABNT, 1997)	HNO ₃ conc. até pH < 2	180 dias	1000 mL	P ¹ , V ²
Ânions (Cl ⁻ , PO ₄ ³⁻ , SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻)	Cromatógrafo de íons – APHA (2005)	H ₂ SO ₄ conc. até pH < 2. Refrigerar a 4°C	48 horas	200 mL	P ¹ , V ²
Condutividade elétrica	Condutivímetro de eletrodo – ASTM (1995)	Refrigerar a 4°C	28 dias	500 mL	P ¹ , V ²
Cor	Espectrofotômetro – APHA (2005)	Refrigerar a 4°C	48 h	300 mL	P ¹ , V ²
DQO	Tubos de digestão – APHA (2005)	H ₂ SO ₄ conc. até pH < 2. Refrigerar a 4°C	7 dias	100 mL	P ¹ , V ²
Dureza em cálcio	Cálculo com base no cálcio	HNO ₃ conc. até pH < 2. Refrigerar a 4°C	180 dias	100 mL	P ¹ , V ²
Dureza em magnésio	Cálculo com base no magnésio	HNO ₃ conc. até pH < 2. Refrigerar a 4°C	180 dias	100 mL	P ¹ , V ²
Glifosato	USEPA (1993) POP PA 032/300.1	Refrigerar a 4°C	7 dias	1000 mL	P ¹ , V ²
Oxigênio Dissolvido e Temperatura	Oxímetro	Não há	Imediato	-----	Não há
pH	pHmêtro – APHA (2005)	Refrigerar a 4°C	6 horas	200 mL	P ¹ , V ²
Sólidos Dissolvidos e Suspensos	Gravimétrico - APHA (2005)	Refrigerar a 4°C	7 dias	1000 mL	P ¹ , V ²
Sulfluramida	Wiley et al. (2007) HPLC.	Refrigerar a 4°C	300 dias	1000 ml	P ¹ , V ² Translúcido
Carbono Orgânico e Inorgânico Total	Analizador de TOC – APHA (2005)	H ₂ SO ₄ ou HCl até pH < 2. Refrigerar a 4°C	7 dias	100 mL	V ²
Turbidez	Turbidímetro - APHA (2005)	Refrigerar e manter ao abrigo da luz	24 horas	200 mL	P ¹ , V ²

¹ Polietileno

² Vidro borossilicato.

4.4. ANÁLISE DOS DADOS

A relação entre as variáveis de qualidade da água, as atividades silviculturais desenvolvidas nas áreas monitoradas e as intensidades de precipitação, foram analisadas por meio de ferramentas de estatística multivariada.

4.4.1. Padronização dos dados

Um dos problemas mais comuns encontrado na aplicação de modelos estatísticos multivariados, é que estes são dependentes das unidades e escalas em que as variáveis foram medidas. Um exemplo pode ser citado deste estudo, enquanto a variável cor é medida em mg(Pt) L⁻¹ e variou entre 3,47 e 217,49, o cobre que é medido em miligramas por litro (mg L⁻¹) variou entre 0,0 e 0,033. A solução para o problema é a padronização ou normatização dos dados, ou seja, a média igual a zero ($\mu=0$) e variância igual a um ($\sigma=1$), conforme também utilizada por diversos autores (MOITA NETO; MOITA, 1998; ANDRADE et al. 2003; MONTEIRO; PINHEIRO, 2004).

Dessa forma, uma vez que, nesse estudo, as variáveis apresentam unidades e escalas distintas, a matriz de dados padronizados será dada pela Equação 2, sendo X_{sij} uma variável normalizada ou padronizada.

$$X_{sij} = \frac{X_{ij} - \bar{X}_i}{S_i} \quad (2)$$

em que:

X_{sij} é a *i-ésima* observação da variável *j-ésima* padronizada;

X_{ij} é o valor *i-ésimo* observado da *j-ésima* variável;

\bar{X}_i é a média da *j-ésima* e *i-ésima* variável;

S_i é o desvio padrão da variável X_{ij} ;

i é a média da amostra X_{ij} ;

i é o número de variáveis, e;

j é o número de pontos de coleta.

4.4.2. Matriz de correlação

Após a normalização das variáveis, construiu-se a matriz de correlação [R] em (p x p) para p igual ao número de variáveis analisadas. Esta matriz foi utilizada posteriormente para proceder a análise fatorial e análise dos componentes principais. A matriz de correlação foi calculada com base na Equação 3.

$$R = \frac{1}{p-1} \left(D^{-1/2} * S D^{-1/2} \right) \quad (3)$$

Sendo $D^{-1/2}$, a matriz diagonal (p x p), em que p é o número de variáveis:

S é o $X'_d X_d$

S é a matriz de covariância dos quadrados das médias padronizados;

X'_d é a matriz transposta de X_d , e;

X_d é a matriz normatizada de dados.

Ao se correlacionar as variáveis, é interessante observar os coeficientes de determinação de correlação entre as variáveis. Hair Junior et al. (2009) propõem que devem selecionar as variáveis que apresentam coeficiente de determinação maior ou igual a 0,7 ou menor ou igual a -0,7.

A matriz de correlação foi gerada a partir dos dados originais das variáveis, sendo utilizada posteriormente para a análise dos componentes principais e dos fatores. Neste caso, a matriz de covariâncias (S) entre as médias padronizadas é igual à matriz de correlação (R) entre as médias originais (REGAZZI, 2004).

4.4.3. Adequacidade do modelo

Para seguir com a AF e ACP deve-se verificar a partir da matriz de correlação a adequacidade do conjunto de variáveis ao procedimento estatístico, a partir da análise de interdependência das variáveis, uma vez que, a AF exige que as variáveis apresentem um determinado grau de correlação.

A consistência geral dos dados deste trabalho foi aferida pelo método de *Kayser Mayer Olkim*, onde se calcula o índice de adequacidade da amostra conhecido como KMO como apresenta Equação 4.

$$KMO = \frac{\sum_{i \neq j} r_{ij}^2}{\sum_{i \neq j} r_{ij}^2 + \sum_{i \neq j} a_{ij}^2} \quad (4)$$

em que:

r_{ij} é o coeficiente de correlação simples entre as variáveis i e j , e;
 a_{ij} é o coeficiente de correlação parcial entre as variáveis i e j .

O resultado obtido pelo teste KMO será um valor entre 0 e 1, sendo que tanto mais próximo de 1 estiver indica que não há nenhuma restrição em aplicar o modelo. Diversos autores utilizaram esse teste em trabalhos ambientais (ANDRADE et al., 2003; MONTEIRO; PINHEIRO, 2004; GIRÃO et al., 2007, ANDRADE et al., 2007b; LOPES et al., 2009). Hair Junior et al. (2009) explicitam que valores de KMO menores que 0,5 indicam que o modelo de análise de fatores não é uma boa solução para esta base de dados. A Tabela 13 apresenta as classes com mais detalhes.

Tabela 13. Intervalos de teste *Kaiser-Meyer-Olkin* para se avaliar a aplicação do modelo de Análise Fatorial

Valor de KMO	Aplicação do modelo
KMO > 0,9	Excelente
0,8 < KMO < 0,9	Ótima
0,7 < KMO < 0,8	Boa
0,6 < KMO < 0,7	Regular
0,5 < KMO < 0,6	Medíocre
KMO < 0,5	Inadequada

Fonte: Andrade et al. (2003)

4.4.4. Análise Fatorial (AF) e Análise das Componentes Principais (ACP)

Após verificar a adequacidade do modelo aos dados, aplicou-se a ACP e em seguida a AF com o propósito de definir a estrutura inerente entre as

variáveis de análise, ou seja, uma perspectiva exploratória dos dados através da interdependência entre as mesmas.

Os Componentes Principais são calculadas de forma que a primeira componente principal explique o máximo da variabilidade total dos dados; a segunda explique o máximo da variabilidade total restante dos dados, sendo não-correlacionada com a primeira; a terceira explique o máximo da variabilidade total restante dos dados, sendo não-correlacionada com a primeira e a segunda componentes, e assim sucessivamente até que o número de componentes principais seja no máximo igual ao número de variáveis, conforme pode ser observado em Andrade et al. (2007a).

A expressão geral para a estimativa do k -ésimo fator $F_{(k)}$ é descrita na Equação 5:

$$f_k = \sum_{i=1}^p W_{ki} X_i = W_{k1} X_1 + W_{k2} X_2 + \dots + W_{kp} X_p \quad (5)$$

em que:

W_{ki} é o peso da i -ésima variável no k -ésimo fator;

X_i é o escore atribuído a cada variável, e;

p é o número de variáveis.

A seleção do número de componentes principais extraídos neste estudo seguiu os preceitos apresentados por Hair Junior et al. (2009), em que se consideram somente componentes com autovalor superior a um e os números de componentes devem possuir variância acumulada a um percentual de 60% ou mais. Este critério fundamenta-se no fato de que qualquer componente deve explicar uma variância superior àquela apresentada por uma simples variável padronizada, que é igual a um (ANDRADE et al., 2007b).

Em síntese, a ACP e a AF são técnicas da análise multivariada aplicadas a um conjunto de variáveis para descobrir quais são as mais relevantes na composição de cada fator, sendo independentes um dos outros. Os fatores gerados são utilizados de maneira representativa no detalhamento do estudo adiante. Estes são deduzidos das variáveis observadas e podem ser calculados como combinações lineares dessas variáveis.

Desse modo, com o propósito de gerar um IQA ao fim desse trabalho, para extração dos fatores foi utilizado o método dos componentes principais, adotando-se como fatores, comuns os “*m*” primeiros componentes principais com variância acumulada acima de 70%, como apresentado por Monteiro e Pinheiro (2004).

4.4.5. Transformação ortogonal ou rotação da matriz de cargas fatoriais

De posse da matriz de componentes, obtida na fase anterior, onde se apresenta a relação entre os fatores e as variáveis analisadas, muitas vezes, torna-se difícil a compreensão dos valores atribuídos ao fator. Dessa forma, para solucionar esse problema, foi elaborada a rotação dos fatores, que objetiva o ajuste dos eixos fatoriais para conseguir uma solução fatorial mais simples e pragmaticamente mais significativa, uma vez que os novos valores atribuídos aos pesos de cada fator são distintos dos valores médios, elevando os valores próximos da unidade (1) e diminuindo os valores mais próximos da unidade negativa (-1).

Entre os modelos de rotação existentes (ortogonal e oblíqua), o caso mais simples e mais utilizado entre autores que estudam qualidade da água, destaca-se a rotação ortogonal, em que os eixos são fixados a 90 graus, mantendo-se a ortogonalidade entre eles. Dentre os métodos de rotação ortogonais, utilizou-se neste estudo o da rotação *Varimax normalizada*, que simplifica ao máximo possível as colunas da matriz fatorial, aproximando as cargas da matriz em 1 ou -1, facilitando a interpretação por eliminar valores intermediários conforme citado em diversos estudos (ANDRADE et al., 2003; MONTEIRO; PINHEIRO, 2004; ANDRADE et al., 2007a; ANDRADE et al., 2007b; GIRÃO et al., 2007; LOPES et al., 2009).

4.4.6. Comunalidade de cada variável

A comunalidade de uma variável é a estimativa de sua variância compartilhada, ou em comum, entre as variáveis como representadas pelos fatores obtidos. Seu valor varia entre 0 e 1, e é estimado pela Equação 6:

$$V_{X_{ij}} = \sum_1^p C_{ij}^2 \quad (6)$$

em que:

$V_{X_{ij}}$ é a variância referente à variável X_{ij} ;

C_{ij} representa o valor da componente referente à variável X_{ij} , e;

p é o número de variáveis.

A análise das comunalidades ($V_{X_{ij}}$) subsidia as discussões sobre a variância de uma variável X_{ij} explicada pelos fatores comuns dos componentes que compõem o modelo. É interessante destacar, que as comunalidades não sofrem alteração de valor depois da rotação ortogonal da matriz de cargas fatoriais.

4.4.7. Extração dos fatores de cada componente e sua caracterização

O objetivo dessa técnica foi determinar os principais fatores determinantes da qualidade da água nas áreas monitoradas e posteriormente nomeá-los.

Após selecionadas as componentes principais, dentro destas foram destacadas as variáveis que apresentaram coeficiente de correlação maior ou igual a 0,7 e menor ou igual a -0,7 com as componentes.

4.4.8. Análise de Agrupamento

A Análise de agrupamento (AA) neste caso hierárquico, tem por finalidade reunir, por algum critério de classificação, unidades amostrais em grupos, de tal forma que exista máxima homogeneidade dentro do grupo e máxima heterogeneidade entre os grupos.

Neste estudo foi utilizada a AA para agrupar as coletas amostrais de acordo com os resultados das variáveis analisadas e ordená-las por similaridade baseando-se na distância (proximidade).

Para a realização da AA neste estudo, utilizaram as variáveis padronizadas. Para cálculo das distâncias utilizou-se a distância Euclidiana (Equação 7) e o método hierárquico de Ward como estratégia de agrupamento, visando a maior coerência entre os dados coletados em campo durante o monitoramento das atividades silviculturais, visto que o estabelecimento desses grupos pode variar conforme o coeficiente de semelhança e a estratégia de agrupamento utilizada.

$$d_{A,B} = \sqrt{(p_{1A} - p_{1B})^2 + (p_{2A} - p_{2B})^2 + \dots + (p_{mA} - p_{mB})^2} \quad (7)$$

em que:

d é a distância euclidiana calculada;

$p_{1...m}$ são as variáveis monitoradas nas microbacias hidrográficas, e;

A e B são as atividades monitoradas.

A utilização das técnicas de AF e ACP seguidas da AA para ordenação das unidades amostrais em função das variáveis amostradas pode ser observada em outros estudos ambientais (MOITA NETO; MOITA, 1998; ALMEIDA; SCHWARBORD, 2003; MENDIGUCHÍA et al., 2004; MONTEIRO; PINHEIRO, 2004; CAMPELLO et al., 2005; McNEIL et al., 2005; BRITO et al., 2006; MOURA et al., 2010). Destaca-se na utilização do método de Ward Palácio et al. (2009), Fernandes et al. (2010), Andrade et al. (2011) e Fontenele et al. (2011).

Para a definição do ponto ótimo de agrupamentos, empregou-se o coeficiente de aglomeração (CA) calculado pela Equação 8 e seguindo as sugestões de Hair Junior et al. (2009) que nos grandes saltos podem indicar variação entre os indivíduos analisados.

$$CA = \sum_{j=1}^k \left(\sum_{i=1}^{n_j} X_{ij}^2 - \frac{1}{n_j} \left(\sum_{i=1}^{n_j} X_{ij} \right)^2 \right) \quad (8)$$

em que:

CA é o coeficiente de aglomeração;

X_{ij} é o valor da amostra i individual em cada grupo j ;

K é o total de amostras em cada estágio; e,

n é o número de amostras do grupo.

4.4.9. Estruturação do IQA

Após a avaliação dos resultados das variáveis pela AF/ACP elaborou-se um Índice de Qualidade de Água (IQA) utilizando as variáveis representativas nos fatores selecionados. Para tal, o IQA foi calculado pelo somatório ponderado do valor da qualidade individual de cada variável representativa nas microbacias (q_i), multiplicado pelos respectivos pesos destas variáveis na avaliação da variabilidade total da qualidade da água (w_i), segundo a Equação 9, utilizada também por diversos autores em elaboração desses índices (HAASE; POSSOLLI, 1993; BOLLMANN; MARQUES, 2000; TOLEDO; NICOLELLA, 2002; ANDRADE et al., 2005; CARNEIRO NETO et al., 2008; LOPES et al., 2009).

$$IQA = \sum_{i=1}^n q_i \cdot w_i \quad (9)$$

em que:

IQA é o Índice de qualidade de água, um número entre -3 e 3 por este método;

q_i é a qualidade da i -ésima variável padronizada;

w_i é o peso correspondente a i -ésima variável, um número entre -1 e 1, atribuído em função da sua importância para a explicação da variabilidade da qualidade das águas obtida pela AF, e;

n é o número de variáveis consideradas pela AF/ACP representativas do estudo.

Seguindo os preceitos apresentados por Toledo e Nicolella (2002) e Haase Possolli (1993) na utilização da AF/ACP para propor um IQA, os valores de q_i empregados nessa expressão correspondem às variáveis padronizadas (Z_i), uma vez que, não foram encontrados na literatura consultada, limites máximos estabelecidos para algumas das variáveis eleitas representativas para compor os fatores, e também, por já terem sido comparadas às normas vigentes, por possuírem média nula e variância unitária, não mais possuindo efeito das escalas.

Para atribuir os pesos (w_i) a cada variável de qualidade de água utilizado no IQA tomaram-se como base os fatores extraídos pela AF/ACP. O valor do peso (w_i) de cada variável foi ponderado em função da raiz característica (autovalor) de cada fator associado à explicabilidade de cada variável, em relação às componentes principais extraídas. A expressão empregada no cálculo do w_i seguirá a Equação 10 e pode ser consultada em alguns estudos nessa área (ANDRADE et al., 2005; CARNEIRO NETO et al., 2008; LOPES et al., 2009).

$$w_i = \frac{(F_1 \cdot P_i) + (F_2 \cdot P_i) + (F_k \cdot P_i)}{(F_1 \cdot \sum_1^n P_i) + (F_2 \cdot \sum_1^n P_i) + (F_k \cdot \sum_1^n P_i)} \quad (10)$$

em que:

F_1 e F_k são os autovalores das componentes principais;

P_i é a contribuição das variáveis pela componente principal, e;

n é o número de variáveis envolvidas na ACP.

O IQA calculado por esse procedimento possui média zero e variância unitária, estando compreendido entre -3 e 3, denotando os valores negativos como os de melhor qualidade (TOLEDO; NICOLELLA, 2002; HAASE; POSSOLLI, 1993). Dessa forma, para facilitar a visualização da variação da qualidade da água nas microbacias hidrográficas estudadas, dividiu-se o IQA formulado em classes proporcionais às propostas por Cetesb (2011), conforme apresentado na Tabela 14.

Tabela 14. Classificação da qualidade da água com base no valor numérico do Índice de Qualidade de Águas (IQA) proposto

Valor numérico do IQA	Classificação da qualidade da água
-3,0 a -1,9	Ótima
-1,8 a -0,13	Boa
-0,12 a 0,79	Aceitável
0,78 a 1,9	Ruim
1,8 a 3,0	Péssima

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com base nos dados de qualidade de água coletada nas microbacias monitoradas, este trabalho foi organizado em tópicos conforme segue abaixo.

5.1. AVALIAÇÃO DAS ALTERAÇÕES DA QUALIDADE DA ÁGUA

Na Tabela 15, estão apresentados os valores das amostragens das variáveis de qualidade da água analisadas nas quatro (4) microbacias hidrográficas estudadas. As variáveis em destaque apresentam-se em desacordo com a Resolução CONAMA 357/05 para rios classe dois e serão discutidas mais a frente deste tópico.

Algumas variáveis analisadas encontram-se presentes em baixas concentrações, não sendo possível a detecção exata pelo equipamento e método utilizado, como é o caso do glifosato ($<0,01 \text{ mg L}^{-1}$) e sulfluramida ($<0,01 \text{ mg L}^{-1}$). O fosfato por sua vez, não foi detectado em nenhuma das amostras, mas considera-se importante sua apresentação, pois se trata de constituinte que mesmo em poucos mg L^{-1} , pode causar relevantes impactos ambientais.

Tabela 15. Resultado das variáveis de qualidade de água e intensidade máxima de precipitação (IP) em cada atividade monitorada nas microbacias hidrográficas (MB) estudadas

MB	Ativ	Ca	Cu	Fe	K	Mg	Na	P	S	Zn	Cl	CO	Clor	Nitr	Sulf	Fosf	Amo
		-----mg L ⁻¹ -----															
1	1	0,07	0,01	0,58	0,55	1,83	10,70	0,00	0,93	0,00	1,95	3,53	14,40	0,71	1,94	0,00	0,08
1	2	0,79	0,01	0,58	0,32	2,15	10,11	0,00	1,32	0,04	0,23	24,85	15,86	0,77	1,97	0,00	0,07
1	3	0,76	0,01	1,46	0,32	1,92	10,82	0,01	1,71	0,01	0,83	34,88	17,79	0,74	2,71	0,00	0,07
1	4	0,73	0,01	0,52	0,34	1,88	10,69	0,00	3,09	0,00	2,00	2,84	15,20	0,80	2,25	0,00	0,06
2	1	2,46	0,00	1,06	0,51	3,38	12,94	0,00	5,97	0,00	1,21	15,48	18,17	0,63	10,49	0,00	0,24
2	5	2,45	0,03	1,40	1,37	3,46	14,88	0,01	2,16	0,03	0,21	43,64	29,61	0,00	2,55	0,00	0,97
2	4	0,98	0,02	2,44	1,56	3,01	14,59	0,02	2,73	0,00	0,33	47,35	27,35	0,00	5,62	0,00	1,34
2	6	2,51	0,01	2,06	1,49	3,33	13,25	0,01	6,57	0,00	1,63	19,75	19,91	0,07	7,01	0,00	0,23
2	7	4,22	0,02	3,65	1,14	3,67	13,21	0,04	2,68	0,01	7,41	16,47	27,71	0,03	1,92	0,00	3,54
3	1	1,39	0,03	1,33	1,24	1,64	13,86	0,02	4,11	0,02	1,62	3,01	16,27	0,26	2,79	0,00	0,44
3	8	1,06	0,00	1,76	1,03	1,44	9,57	0,00	1,30	0,00	0,94	5,38	14,95	0,61	2,19	0,00	0,15
3	9	1,18	0,00	2,10	1,06	1,57	10,21	0,01	1,29	0,00	0,95	4,41	14,95	0,40	2,03	0,00	0,15
3	10	1,16	0,00	1,91	0,98	1,42	9,64	0,00	1,06	0,00	1,74	5,74	14,15	0,37	1,75	0,00	1,10
3	11	1,39	0,03	0,62	0,96	1,74	10,98	0,02	2,03	0,04	0,20	22,67	17,62	0,32	1,88	0,00	0,16
3	12	1,27	0,02	0,82	0,91	1,60	12,09	0,01	1,98	0,00	0,04	41,07	18,86	0,27	3,55	0,00	0,13
3	13	1,20	0,03	0,45	0,95	1,49	11,41	0,01	3,21	0,00	1,13	4,20	16,37	0,36	2,47	0,00	2,03
3	15	1,55	0,02	2,66	1,49	1,89	13,65	0,00	2,00	0,02	2,76	2,63	22,44	0,31	3,00	0,00	0,43
4	1	2,58	0,02	11,40	1,44	1,74	10,32	0,00	3,02	0,02	3,29	3,49	11,35	0,07	1,05	0,00	0,32
4	7	0,67	0,00	2,63	0,57	0,70	4,60	0,00	1,18	0,00	0,92	7,53	7,60	0,20	1,71	0,00	0,10
4	14	2,24	0,01	7,60	0,96	1,77	8,85	0,00	1,74	0,02	3,94	4,57	12,48	0,00	1,35	0,00	0,13
4	5	1,70	0,02	3,15	1,05	1,41	7,38	0,00	2,27	0,00	3,04	2,60	9,63	0,09	1,85	0,00	0,19
Limite		400 ²	0,009 ¹	0,3 ¹	2,0 ²	60,0 ²	68,94 ²	0,03 ¹	-----	0,18 ¹	-----	-----	250,0 ¹	10,0 ¹	250,0 ¹	2,0 ²	3,7 ¹

MB – Microbacia hidrográfica; Ativ – Atividade monitorada pela coleta; ¹ Valor limite estabelecido pelo CONAMA 357/05 para rios classe 2;

² Valor limite estabelecido por Ayres e Westcot (1994).

Continua...

Tabela 15. Continuação:

MB	Ativ	Glif	Alca	CE	Cor	DQO	Dur. (Ca)	Dur. (Mg)	OD	SS	SD	Sulfl	Tem	Turb	pH	IP*
		-----mg L ⁻¹ ----	-----mg L ⁻¹ ----	μS cm ⁻¹	mg(Pt) L ⁻¹	-----mg L ⁻¹ -----	-----mg L ⁻¹ -----	-----mg L ⁻¹ -----	-----mg L ⁻¹ -----	-----mg L ⁻¹ -----	-----mg L ⁻¹ -----	-----mg L ⁻¹ -----	-----mg L ⁻¹ -----	°C	UNT	
1	1	<0,01	4,31	0,07	20,67	18,68	0,18	7,54	3,87	2,5	38,5	<0,01	25,3	4,44	5,73	0,00
1	2	<0,01	4,75	0,08	8,03	1,57	1,97	8,87	4,40	1,0	49,0	<0,01	25,2	1,49	6,02	15,24*
1	3	<0,01	4,40	0,07	14,13	10,26	1,90	7,89	3,75	6,0	20,0	<0,01	25,7	3,79	6,02	3,05
1	4	<0,01	5,36	0,07	14,63	71,63	1,82	7,75	4,11	4,0	56,0	<0,01	24,1	4,95	6,07	30,48*
2	1	<0,01	4,98	0,11	94,83	52,13	6,14	13,94	0,37	15,0	158,	<0,01	24,0	87,70	5,55	0,00
2	5	<0,01	5,87	0,14	217,49	60,40	6,13	14,23	0,61	9,0	87,0	<0,01	23,9	4,86	5,90	24,38*
2	4	<0,01	4,82	0,11	207,80	75,38	2,44	12,39	0,65	11,0	82,0	<0,01	25,1	6,62	5,88	42,67*
2	6	<0,01	7,49	0,11	188,84	4,61	6,28	13,70	0,21	15,0	63,0	<0,01	23,3	12,00	6,20	42,67*
2	7	<0,01	21,88	0,14	152,11	59,49	10,55	15,11	0,60	18,0	56,0	<0,01	25,1	25,3	6,32	9,14*
3	1	<0,01	4,91	0,08	28,52	28,85	3,47	6,74	6,10	8,0	68,0	<0,01	27,0	7,19	6,54	0,00
3	8	NR	5,54	0,07	11,36	30,56	2,66	5,95	NR	5,0	81,0	NR	NR	18,30	6,45	60,96*
3	9	<0,01	7,07	0,07	33,01	16,19	2,94	6,46	NR	2,0	63,0	NR	NR	13,00	6,58	6,10
3	10	<0,01	5,66	0,07	18,81	15,88	2,90	5,86	3,88	4,0	30,0	NR	25,7	9,31	6,78	45,72*
3	11	<0,01	6,41	0,08	3,47	9,43	3,47	7,17	5,56	3,0	48,0	<0,01	29,2	7,63	6,25	15,24*
3	12	<0,01	6,39	0,08	25,02	8,83	3,16	6,58	6,88	3,0	31,0	<0,01	31,1	6,38	6,39	3,05
3	13	<0,01	6,05	0,08	13,62	8,05	2,99	6,12	7,60	3,0	78,0	<0,01	28,6	7,66	6,39	30,48*
3	15	<0,01	6,70	0,09	15,81	10,25	3,87	7,78	2,60	4,0	36,0	<0,01	23,8	8,66	5,95	9,14*
4	1	<0,01	6,53	0,06	20,78	8,78	6,43	7,18	4,50	60,0	18,0	<0,01	25,9	66,5	6,70	0,00
4	7	<0,01	1,62	0,04	26,76	26,61	1,67	2,88	2,66	13,0	89,0	<0,01	25,8	66,50	5,33	56,88*
4	14	<0,01	14,00	0,07	57,37	9,44	5,60	7,29	5,80	25,0	66,0	<0,01	23,3	34,50	6,47	7,11
4	5	<0,01	6,62	0,05	34,75	13,15	4,24	5,82	4,00	25,0	40,0	<0,01	23,0	29,5	6,07	12,19*
Limite		0,065 ¹	-----	0,7 ²	75,0 ¹	-----	-----	-----	5,0 ¹	-----	500 ¹	-----	-----	100,0 ¹	6-9	-----

MB – Microbacia hidrográfica; Ativ – Atividade monitorada pela coleta; ¹ Valor limite estabelecido pelo CONAMA 357/05 para rios classe 2;

² Valor limite estabelecido por Ayres e Westcot (1994). * Valores de intensidade máxima de precipitação (IP) acima da condutividade hidráulica para cada microbacia sob solo saturado (ambos em mm h⁻¹), medida em intervalos de 5 minutos. NR – Amostragem não realizada.

Por meio da Tabela 15, nota-se que a maioria das variáveis de qualidade de água monitoradas apresentaram concentrações médias mais altas na MB 2, quando comparado às demais microbacias hidrográficas estudadas. Destaca-se entre as variáveis com maiores médias nessa microbacia o Ca, Cu, K, Mg, Na, P, S, CO, Clor, Sulf, Alca, CE, DQO, Dureza do cálcio e do magnésio, amônia e SD e menores de OD.

As maiores médias das variáveis de qualidade de água na MB 2 podem estar associadas às características do meio físico da própria microbacia hidrográfica estudada, como a baixa velocidade do curso d'água e conseqüentemente a baixa vazão, que contribuirá no aumento da concentração de algumas dessas variáveis na água; o maior aporte de matéria orgânica decorrente da vegetação ciliar ali existente; as características químicas do solo e a proximidade do mar. Alguns autores citam que a qualidade da água em microbacias hidrográficas em condições naturais é resultante de inúmeros processos, sendo dependentes da geologia, regime de chuvas da região, condições hidráulicas do curso d'água, além de fatores naturais e antrópicos que ocorrem no interior dessas áreas que devem ser observados conjuntamente (ALVES; CASTRO, 2003; BRAGA et al., 2005; LIMA, 1993; VON SLERLING, 2005).

Concentrações menores de OD na MB 2 podem estar relacionados às concentrações de matéria orgânica presentes na água, neste caso, observadas em função pela variável carbono orgânico (CO) e às baixas velocidades do curso d'água que não favorecem a oxigenação. A matéria orgânica presente no meio hídrico pode consumir o OD, aumentando conseqüentemente a DQO, como pode ser observado na MB 2, e explicado por alguns autores (PALMA-SILVA et al., 2007; MOURA et al., 2010).

As concentrações de sólidos suspensos (SS) e turbidez na MB 2 também apresentaram maiores médias quando comparada às demais microbacias. Como já discutido, as características hidráulicas do curso hídrico dessa microbacia, podem ter favorecido no incremento dessas variáveis. Entretanto, pelo fato dessas variáveis serem consideradas importantes indicadores de perda de solo, possivelmente associado às operações

desenvolvidas no interior da microbacia, torna-se necessário o monitoramento delas conforme explica Lima e Zakia (2006).

A variável ferro apresentou-se com maiores médias na MB 4. O maior teor de ferro encontrado foi na coleta de amostragem de referência (Atividade 1) desta microbacia ($11,40 \text{ mg L}^{-1}$), isso leva presumir que as atividades desenvolvidas não alteraram na concentração dessa variável, uma vez que, menores concentrações foram evidenciadas sob execução das atividades silviculturais e eventos de chuva. Outro fato é que as atividades desenvolvidas no interior das microbacias não utilizam esse elemento como base de insumos, ficando a contribuição exclusivamente ao solo da microbacia, como evidenciado por Câmara e Lima (1999).

Na MB 3 as variáveis temperatura e pH apresentaram maiores médias quando comparada às demais microbacias. O aumento da temperatura, neste caso, está influenciado única e exclusivamente pela fonte de radiação solar, devido as características de abertura do dossel da vegetação ciliar, como ressaltam alguns autores (CETESB, 2008; LIMA; ZAKIA, 2006). Já as maiores médias de pH na MB 3 podem estar relacionadas às características do solo da microbacia, logo a caracterização dos solos mostrou que a referida microbacia possui a maior média.

A MB 1 quando comparada as demais microbacias, apenas a variável nitrato alcançou maiores valores médios. Tal fato pode estar aliado à decomposição de material orgânico da própria vegetação ciliar, uma vez que o curso hídrico dessa microbacia não possui interferência de atividades antrópicas que pudessem cooperar com o aumento da concentração dessa variável. Destaca-se também, que nos talhões da MB 1 durante o monitoramento não foi desenvolvida nenhuma atividade de adubação nitrogenada que fomentasse os resultados observados.

Quando se compara as alterações das variáveis de qualidade de água da amostragem de referência (Atividade 1) com as demais amostragens que representam as atividades desenvolvidas nas microbacias, verifica-se que na MB 1 as variáveis Ferro, CO, clor, Sulf e SS apresentaram concentrações superiores aos da referência na atividade 3 (limpeza de cepas e primeiro

combate a formiga). Já as variáveis S, Cl, Alca e DQO tiveram maiores concentrações na atividade 4 (primeiro combate a formiga), enquanto que apenas a dureza de cálcio apresentou maior concentração para atividade 2 (abertura de estrada, colheita e transporte), mas não muito superior aos apresentados nas atividades 3 e 4 (limpeza de cepas e primeiro combate a formiga; primeiro combate a formiga, respectivamente). Como já discutido, essas variações podem estar relacionadas ao processo natural das águas da microbacia, afinal as atividades monitoradas (2, 3 e 4) não possuem meios que possam contribuir na variação de tais variáveis. A ocorrência da variável cor com maior concentração na coleta de referência, coleta sem atividade e sem evento de chuva, pode elucidar a afirmação anterior.

Na MB 2, comparando os resultados encontrados aos da referência, observa-se que as variáveis ferro, Cl, amônia e alcalinidade apresentaram maiores concentrações para a atividade 7 (colheita). As elevadas concentrações do elemento ferro, após o corte do eucalipto, foram observadas por Câmara e Lima (1999) e Grayson et al. (1993). Segundo estes autores citados anteriormente, o aumento na concentração dessas variáveis pode estar associado ao transporte de substâncias húmicas, derivadas da decomposição da biomassa que permaneceu sobre o solo após a colheita. Todavia é importante salientar, que como as áreas de preservação permanentes às margens dos cursos d'água dessas microbacias são conservadas, esse transporte pode ter acontecido mais subsuperficialmente do que por escoamento superficial.

Diversos autores citam a atividade de colheita, por ter maiores interferências na área, como a principal atividade silvicultural associada às alterações de qualidade de água, normalmente sobre as características físicas, como é o caso dos sólidos suspensos e turbidez (GRAYSON et al., 1993; CÂMARA; LIMA, 1999; ENSIGN; MALLIN 2001; LIMA; ZAKIA, 2006), muito embora não tenha sido possível evidenciar a afirmação dos autores, tanto na MB 2 quanto na MB 4 que passaram por essa atividade.

A variável enxofre foi a única na atividade 6 (primeiro combate a formiga e abertura de estradas) da MB 2 que apresentou maior teor, mas não

distante do resultado da amostragem de referência. Na atividade 4 (primeiro combate a formiga), apenas as variáveis CO e DQO apresentam concentrações maiores, mas próximo das já observados em pelo menos uma coleta da mesma microbacia hidrográfica. O Cloreto e a cor exibiram concentrações maiores na atividade 5 (roçada), com as mesmas considerações feitas anteriormente. Câmara e Lima (1999) ressaltam que a variabilidade das características químicas e físicas de qualidade das águas, como observado neste estudo, podem estar relacionadas, além do aspecto da cobertura florestal, às demais características da microbacia, como o tipo de solo, o relevo e as variáveis climáticas, que devem ser consideradas na interpretação das respostas às operações silviculturais sob a qualidade das águas. A colocação dos autores torna-se coerente quando se observa que nessa microbacia o sulfato, sólidos dissolvidos e turbidez apresentaram maiores concentrações na coleta de referência, momento em que não havia atividade sendo desenvolvida e nem acontecido evento de chuva.

Na MB 3, foram evidenciados maiores concentrações para as variáveis ferro, Cl e Cloreto na atividade 15 (adubação de terceiro mês) quando comparada as demais amostragens das atividades e de referência. A adubação de terceiro mês contendo N-P-K pode ter contribuído para a elevação da concentração de algumas variáveis, entretanto, este estudo não foi possível encontrar evidências suficientes que a comprovasse.

As variáveis amônia e OD alcançaram maiores concentrações na amostragem da atividade 13 (capina química pós-plantio), enquanto que CO, Sulfato e temperatura na atividade 12 (segundo repasse a formiga) da MB 3. A variável cor apresentou maiores concentrações na atividade 9 (eliminação química da cepa, capina química pré-plantio, subsolagem com adubação, limpeza da linha de plantio). Em seguida, as variáveis DQO, SD e turbidez apresentaram maiores concentrações na atividade 8 (primeiro combate a formiga, capina química pré-plantio e eliminação química da cepa). Não foi possível relacionar o acréscimo na concentração das variáveis descritas anteriormente às atividades desenvolvidas, pois, não há indícios suficientes que comprovem que essas atividades possam promover esse aumento, fato a

se observar que a variável enxofre obteve maior concentração na coleta de referência, quando comparado às demais.

Na MB 4 observa-se maiores concentrações para as variáveis CO, DQO, SD e turbidez destacaram-se na amostragem da atividade 7 (colheita). Os resultados encontrados nessa microbacia para as variáveis SD e turbidez corroboram com a colocação de alguns autores, como já relatado anteriormente, que citam que a atividade de colheita pode auxiliar no aumento de algumas variáveis relacionadas aos sólidos na água. No entanto, é importante lembrar que as atividades 5 (roçada) e 7 (colheita) aconteceram nas MB's 2 e 4, entretanto, não foi possível observar coincidência de altas concentrações para as variáveis turbidez e SD nas duas MB's, o que reforça que as variáveis podem ter um comportamento diferente em microbacias sobre o mesmo uso do solo.

A atividade 4 (primeiro combate a formiga) foi desenvolvida nas MB's 1 e 2. Analisando as concentrações das variáveis monitoradas nessas microbacias, apenas a DQO apresentou maiores concentrações médias para essa atividade nas duas microbacias. As altas concentrações para essa variável na MB 1 e MB 2 podem estar relacionadas ao acúmulo de material orgânico nas águas das microbacias, como pode ser comprovado nas maiores concentrações de CO das mesmas. As maiores concentrações de CO pode ser proveniente da vegetação ciliar dessas MB's 1 e 2 em avançado estágio de regeneração e não explorada, respectivamente, não sendo possível, dessa forma, atribuir a alta concentração de CO às atividades desenvolvidas.

Quando se compara as concentrações das variáveis à resolução CONAMA 357/05 para rios classe 2, é possível verificar que algumas variáveis encontram-se fora do limite estabelecido e apresentam-se em destaque na Tabela 15 para facilitar a observação. Destacam-se dentre essas variáveis, o Cu, Fe, P, Cor, OD e pH. A intensidade de precipitação também apresenta-se em destaque quando apresentou valores maiores que a condutividade hidráulica do solo das microbacias.

As altas concentrações do elemento cobre (Cu) também foram evidenciadas por Campello et al. (2005) quando buscavam verificar se as

atividades existentes no entorno de uma unidade de conservação, afetavam os cursos de água do parque da Floresta Nacional de São Francisco de Paula no Rio Grande do Sul. Para os referidos autores é importante monitorar essa variável, pois em elevadas concentrações pode ocasionar morte de peixes por asfixia.

Quanto aos teores de ferro (Fe) foi detectada uma elevada concentração desse elemento para todas as coletas realizadas, sem exceção. Câmara e Lima (1999) também detectaram elevados teores de ferro quando buscavam evidenciar os efeitos das atividades florestais, sobre a hidrologia da microbacia experimental do Tinga, em São Paulo. Os autores supracitados atribuíram tal aspecto às características dos solos da microbacia estudada, classificados como Latossolos vermelho-escuro e vermelho-amarelo. No presente estudo os solos foram classificados como Argissolo Amarelo e Latossolo Amarelo, entretanto, pode-se considerar válida a citação dos autores por não ter outra fonte de contribuição a essa variável a não ser a dos solos.

A concentração de fósforo (P) apresentou-se em desacordo com a legislação ($>0,03 \text{ mg L}^{-1}$ para ambientes lênticos) apenas na microbacia 2 na atividade 7 (colheita) em uma época com baixa ocorrência de precipitação. Andrade et al. (2008) também encontraram altos teores de P em áreas de floresta, principalmente na época de estiagem. Estes autores citam que, essa elevada concentração pode estar possivelmente associado, ao acúmulo de material orgânico como folhas, galhos e troncos no leito do curso d'água dessas microbacias. A opinião exposta pelos autores, faz sentido, ao passo que a MB 2 foi a que apresentou maiores resultados de CO, variável que indicadora de matéria orgânica.

Dessa mesma forma, Guimarães et al. (2010) avaliando os impactos da atividade de silvicultura sobre a qualidade dos recursos hídricos superficiais, encontraram concentrações de fósforo total iguais ou acima do limite ($>0,1 \text{ mg L}^{-1}$ para ambientes lóticos classe 1) em pelo menos uma das amostragens realizadas, inclusive nas áreas com influência predominante de mata nativa, o que pode estar relacionado com o material orgânico provido da própria vegetação ciliar.

McKergow et al. (2003) monitorando a vegetação ciliar e a retenção de nutrientes por ela, por cerca de 10 anos, em uma bacia ao oeste da Austrália, constataram, que, a preservação das APP's contribuiu para uma redução de fósforo (P) na água, principalmente o transportado via sedimento. Tal fato pôde ser constatado no presente estudo, visto que, todas as MB's possuem APP's preservadas. Neste sentido, Rocha et al. (2004) acreditam que microbacias com maiores proporções de vegetação produzem água de melhor qualidade. Chaves e Santos (2009) acrescentam que não apenas a proporção, mas a posição das áreas preservação influenciam na qualidade da água, no caso deste estudo as APP's de curso d'água.

Por outro lado, no nordeste da Austrália Hopmans e Bren (2007) monitorando três microbacias hidrográficas ocupadas por eucalipto nas margens dos rios, ou seja, sem APP's de curso d'água, observaram que, com a aplicação de fosfato a uma taxa de 100 kg de P ha⁻¹ na plantação de pinus em áreas cima às do eucalipto, aumentou os níveis de P na água superficial a partir de 0,002 mg L⁻¹ para 0,010 mg L⁻¹, o que não foi observado neste estudo durante atividades de adubação.

A variável cor apresentou-se acima do limite da legislação apenas na MB 2 durante todo o período monitorado, inclusive na coleta de referência. De acordo com Von Sperling (2005) os sólidos dissolvidos (como pôde ser observado maiores médias na MB 2) interferem também na coloração das águas, principalmente em microbacias agrícolas.

O OD apresentou-se abaixo do limite da legislação na maioria das amostragens observadas. Tal fato também foi observado por Guimarães et al. (2010) quando investigavam os impactos da atividade da silvicultura sobre a qualidade da água. Para Carvalho (2000), a alta concentração de matéria orgânica aliado a baixas velocidades do curso d'água pode levar ao maior consumo de oxigênio do meio. Isso pode ser observado na MB 2 que possui na média as maiores taxas de CO e menores concentrações de OD, além de possuir características lânticas.

Arcova e Cicco (1999) também evidenciaram menores concentrações de OD em microbacia com menor declividade, como é o caso da MB 2. Ao

contrário Palma-Silva et al. (2007) estudando o rio Corumbataí em São Paulo, observaram que maiores declividades levam à reoxigenação das águas, provavelmente devido a turbulência nesses trechos. Maiores concentrações de matéria orgânica (CO) em áreas eucalipto também foram encontrados por Bueno (2005), todavia, deve-se levar em consideração também, o efeito das APP's sobre a contribuição da MO da água.

O pH, também apresentou concentrações fora dos limites estabelecidos pela legislação, em pelo menos uma amostragem de cada microbacia. Tal fato também foi constatado por Guimarães et al. (2008; 2010) e pode ser ocasionado pela acidez natural dos solos das microbacias.

Os valores de pH e OD encontrados neste estudo também foram próximos dos observados por Braccialli et al. (2007; 2009) em lagos da floresta de recreação e educação ambiental de São Paulo. Os referidos autores afirmam, que a degradação da matéria orgânica também pode ser um fator determinante na diminuição da concentração de OD e dos valores de pH no ambiente mais profundo, uma vez que, a degradação do conteúdo orgânico consome OD e produz alguns ácidos orgânicos.

Quanto às variáveis denominadas agroquímicas, neste estudo, representadas pelo glifosato (princípio ativo do herbicida utilizado) e pela sulfloramida (princípio ativo da isca formicida), não apresentaram concentrações acima do limite de detecção do método analítico empregado.

Aracruz (2003; 2004) monitorando uma microbacia experimental ocupada por plantios de eucalipto de diferentes idades, realizou duas campanhas sendo uma no mês de fevereiro e outra em dezembro dos referidos anos, na mesma região do presente estudo e não evidenciou concentrações de sulfloramida e glifosato acima do limite de detecção do método do equipamento que era de $50 \mu\text{g L}^{-1}$. Também, em uma campanha extra realizada posteriormente, quando foram analisadas as variáveis glifosato e sulfloramida em água, solo e sedimentos, não foram detectadas concentrações dos princípios ativos de agrotóxicos em concentrações acima do limite mínimo de detecção dos respectivos métodos de determinação. Por meio das concentrações encontradas no presente estudo reforçadas pelos dados de

Aracruz (2003; 2004) é possível admitir que seja pouco provável que os compostos dos princípios ativos cheguem aos cursos d'água, visto que a meia vida curta dos compostos e a proteção das APP's podem favorecer para que a contaminação não aconteça.

Estudos em solos brasileiros mostraram que, no caso do glifosato, a meia-vida têm se mostrado curta, variando de 8 a 9 dias para argissolo vermelho-amarelo de textura média e de cerca de 12 dias para latossolo argiloso (GALLI; MONTEZUMA, 2005), demonstrando, que a persistência desse herbicida nas condições de solos tropicais, em geral, é muito curta (ARAÚJO et al., 2003).

No setor florestal, ensaios conduzidos em Oregon, EUA, por Newton et al. (1984), analisaram a presença do glifosato no solo e na água. Os autores observaram que a partir do quarto dia de aplicação, os níveis de concentração do herbicida caíam abaixo do limite de detecção do método (0,025 ppm). Nesse propósito, no presente estudo, o fato de esperar um evento de chuva acontecer para se realizar a coleta, pode ter contribuído para a degradação dos compostos, já que, esses eventos aconteceram, muitas vezes, alguns dias depois da aplicação do herbicida. Outro fato importante observado neste estudo, de modo geral para praticamente todas as variáveis de qualidade de água analisadas, foi o papel incontestável das APP's de curso d'água, elas foram decisivas no amortecimento do impacto das atividades silviculturais sobre as variáveis.

As diferentes intensidades de precipitação, que acima da condutividade hidráulica do solo causaria escoamento superficial, aparentemente não afetaram as concentrações das variáveis de qualidade da água. Alguns autores consideram que o observado no presente estudo, pode estar relacionado a preservação das APP's das MB's monitoradas, que por sua vez intensificam a retenção, diminui e filtra o escoamento superficial (SLIVA et al., 2001; TUCCI, 2004; McKERGOW et al., 2003; LIMA, 2008; BARROS et al., 2010).

Coelho et al. (2011) observaram que a qualidade físico-química da água é preponderantemente influenciada pelas características de ocupação do solo da zona ripária, e que o menor escoamento superficial terá consequências

sobre a qualidade da água, pois diminui a erosão e lixiviação do solo na bacia, além da erosão no próprio leito do curso d'água em decorrência das menores vazões. Para Mankin et al. (2007) e Ensign e Mallin (2001), o desenvolvimento de florestas na área ripária, funcionando como área tampão, tem sido muito recomendado para implementar a qualidade da água superficial.

5.2. ANÁLISE DA MATRIZ DE CORRELAÇÃO E TESTE DE ADEQUACIDADE (KMO)

As variáveis glifosato, sulfluramida e fosfato não entraram na matriz de correlação por se manterem constantes e abaixo do limite de detecção do equipamento em todas as análises. As durezas de cálcio e magnésio também não entraram, pois, por serem calculadas a partir das concentrações dos elementos cálcio e magnésio apresentariam colinearidade com esses elementos.

O teste KMO apresentou índice igual a 0,781, demonstrando que pode ser aplicado o modelo de análise de fatores sem nenhuma restrição. As variáveis que contribuíram para a adequacidade do modelo à AF foram: Mg, Na, Clor, CE e Cor. As demais mostraram alta correlação parcial o que reduz o índice calculado, mas mesmo assim foram consideradas na AF para fins exploratórios.

Por meio da Tabela 16, verificam-se em destaque, as variáveis analisadas que apresentaram correlação igual ou acima de 0,7, considerada moderada a forte.