



**ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA COM BASE  
NA NORMALIZAÇÃO DOS DADOS E ANÁLISE  
DE COMPONENTES PRINCIPAIS**

**LAVRAS - MG  
2011**

**LEANDRO CAMPOS PINTO**

**ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA COM BASE NA  
NORMALIZAÇÃO DOS DADOS E ANÁLISE DE COMPONENTES  
PRINCIPAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Carlos Rogério de Mello

Coorientador

Dr. Daniel Furtado Ferreira

**LAVRAS - MG  
2011**

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da  
Biblioteca da UFLA**

Pinto, Leandro Campos.

Índice de qualidade de água com base na normalização dos dados e análise de componentes principais / Leandro Campos Pinto. –  
Lavras : UFLA, 2011.

89 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2011.

Orientador: Carlos Rogério de Mello.

Bibliografia.

1. Recursos hídricos. 2. IQA. 3. Indicadores ambientais. 4. ACP.  
5. Serra da Mantiqueira. I. Universidade Federal de Lavras. II.  
Título.

CDD – 333.9117

**LEANDRO CAMPOS PINTO**

**ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA COM BASE NA  
NORMALIZAÇÃO DOS DADOS E ANÁLISE DE COMPONENTES  
PRINCIPAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, para a obtenção do título de Mestre.

Aprovada em 03 de agosto de 2011

Dr. Antônio Marciano da Silva	UFLA
Dr. Renato Ribeiro de Lima	UFLA
Dr. Samuel Beskow	UFPEL

Dr. Carlos Rogério de Mello  
Orientador

**LAVRAS – MG  
2011**

*A Deus, por estar sempre á frente nas minhas decisões. Sem ele nada seria possível!*

*A Maria de Lourdes e Walter, meus pais queridos que sempre me apoiaram e me deram totais condições de seguir os meus objetivos.*

*Aos meus irmãos, Andréia e Luiz Gustavo com os quais eu cresci e aprendi os maiores valores desta vida.*

*Aos meus sobrinhos queridos, Arthur e Gabriel que trouxeram ainda mais felicidade aos nossos lares.*

*Aos meus avós maternos e paternos, exemplos de vida e nos quais sempre me espelhei.*

*A Luciana, minha namorada, pelos bons momentos juntos e apoio nos tempos mais difíceis desta caminhada.*

*Aos amigos e familiares, sempre presentes em todos os momentos.*

**DEDICO**

## **AGRADECIMENTO**

Ao professor Carlos Rogério pela amizade, ensinamentos e orientação na condução deste trabalho.

Ao professor Antônio Marciano pela amizade, ensinamentos repassados e pelas pontuais e preciosas sugestões para a melhoria deste trabalho.

Aos professores Samuel Beskow e Renato Ribeiro Lima também pela valiosa contribuição participando da banca de defesa.

Aos demais professores da UFLA pelos ensinamentos repassados e pela boa convivência e amizades.

À Universidade Federal de Lavras, pela oportunidade de realização do mestrado.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de mestrado (Processo 14: 552869/2010-4 Edital MCT/CNPq 70/2009 e Processo 2: 4716881/2009-6 Edital MCT/CNPq 141/2009).

À FAPEMIG pelo apoio financeiro (PPM IV – 060/2010).

A toda minha família, pela confiança transmitida e ao meu irmão Luiz Gustavo pelo apoio nos trabalhos de campo.

Ao amigo Léo F. Ávila pelo apoio e companheirismo na aquisição de dados para o trabalho.

Aos colegas de república, Cleiton e Petrus pela amizade e companheirismo.

A todos os demais colegas e amigos Itamar, Millena, Rosângela, Gabriel, Lidiane, João José, Pedro Lima, Matheus Colares, Rafael, Michael, Zinho, Mateus Juruiaia, Ulisses, Gláucio, Zélio, Geovane, Alisson, Sílvio e muitos outros que porventura não estejam aqui citados, agradeço pelos ensinamentos repassados, amizade e companheirismo.

Aos funcionários Gilson, Osvaldo e José Luis, pela amizade, convivência e apoio na condução dos trabalhos.

Ao proprietário da área monitorada, Sr. José Roberto por todo apoio que concebeu na aquisição de dados de campo.

A todos que direta e indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

**Meu muito obrigado!!!**

## RESUMO

A Serra da Mantiqueira constitui-se em uma região importante do ponto de vista ambiental e sua antropização tem provocado preocupações constantes no tocante à capacidade de manutenção do escoamento e na qualidade dos recursos hídricos superficiais. Neste estudo, foram monitoradas duas sub-bacias com distintas coberturas vegetais (pastagem e Mata Atlântica), localizadas na Serra da Mantiqueira. Foram analisados os seguintes indicadores associados à qualidade de água: turbidez, pH, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais, oxigênio dissolvido, temperatura, nitrato, fosfato, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, coliformes totais e fecais e a vazão dos cursos d'água. Segundo a legislação brasileira, a qualidade dos corpos hídricos é tratada pela Resolução CONAMA 357/05, que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Os resultados das análises mostraram que os valores de turbidez, condutividade elétrica, nitrato e fosfato se mantiveram baixos ao longo do período. As concentrações de oxigênio dissolvido se mantiveram maiores no ambiente de Mata Atlântica em relação ao ambiente sob Pastagem, por ser um ambiente mais protegido das ações antrópicas. Os maiores valores de DBO foram obtidos no período de maior precipitação na região, denotando forte influência do escoamento superficial direto no transporte de material orgânico aos corpos hídricos. Também foram encontradas altas concentrações de coliformes totais e fecais em ambas as situações de uso do solo mediante atividades agropecuárias exercidas na região. Na determinação de índices de qualidade de água (IQA) para a região da Serra da Mantiqueira utilizou-se da análise de componentes principais (ACP) na seleção de indicadores que mais contribuíram na variação dos dados e a normalização dos valores dos indicadores de qualidade de água propostos para o estudo. Coliforme total, nitrato, coliforme fecal, DQO e temperatura foram os principais indicadores de qualidade de água que influenciaram a composição do IQA proposto neste estudo. Com a aplicação da ACP foi possível reduzir o número de indicadores de qualidade de água originais, selecionando os indicadores mais determinantes para as variações das características dos ambientes estudados. O ambiente sob Mata Atlântica apresentou melhores resultados de IQA ao longo do tempo, demonstrando a importância deste tipo de vegetação na manutenção da qualidade da água dos corpos hídricos.

Palavras-chave: Recursos hídricos. Indicadores de qualidade de água. ACP. Serra da Mantiqueira.

## ABSTRACT

The Mantiqueira Range is an important region from the environmental view and its anthropic has provoked constant concern associated to the capacity maintenance of the flow and quality of surface water resources. In this study, two sub-basins were monitored with different land-uses (Atlantic Forest and pasture), located in the Mantiqueira Range. It was monitored the following parameters associated with water quality: turbidity, pH, electric conductivity, total dissolved solids, dissolved oxygen, temperature, nitrate, phosphate, biochemical oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), total coliform and fecal coliform and flow of water courses. According to the Brazilian Law, the quality of water is treated by CONAMA Resolution 357/05, which provides for the classification of water and environmental guidelines for their participation. The test results showed that the values of turbidity, electrical conductivity, nitrate and phosphate remained low throughout the period. The dissolved oxygen concentrations remained higher in the Atlantic Forest in relation to the environment under Pasture, due to be an environment more protected from human actions. The highest values of BOD were obtained in the period of highest precipitation in the region showing strong influence of surface runoff direct transport of organic material to water. Also were found high concentrations of total and fecal coliforms in both situations of land use by agricultural activities conducted in the region. In the determination of Water Quality Indices (WQI) for the region of Mantiqueira Range, was used the Principal Component Analysis (PCA) in selection of indicators that contributed to the variation of data and standardization of the indicators values of water quality proposed in this study. Total coliforms, nitrate, fecal coliform, COD and temperature were the main indicators of water quality that more influenced the composition of the WQI proposed in this study. With the application of PCA, it was possible to reduce the number of water indicators of quality, selecting those more appropriate for characterizing the variations of the environments studied. The Atlantic Forest environment showed better values of WQI throughout the period, demonstrating the importance of this type of vegetation in maintaining water quality in water bodies.

Keywords: Water resources. Indicators of water quality. PCA. Mantiqueira Range.

## SUMÁRIO

	<b>CAPÍTULO 1</b>	<b>Introdução geral</b> .....	11
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....		12
<b>2</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....		14
<b>2.1</b>	<b>Ciclo hidrológico</b> .....		14
<b>2.2</b>	<b>Indicadores de qualidade de água</b> .....		16
<b>2.3</b>	<b>Indicadores físico-químicos e microbiológicos associados à qualidade da água</b> .....		16
<b>2.3.1</b>	<b>Turbidez</b> .....		16
<b>2.3.2</b>	<b>Temperatura</b> .....		17
<b>2.3.3</b>	<b>Nitrato</b> .....		17
<b>2.3.4</b>	<b>Fosfato</b> .....		18
<b>2.3.5</b>	<b>Potencial hidrogeniônico</b> .....		19
<b>2.3.6</b>	<b>Condutividade elétrica</b> .....		19
<b>2.3.7</b>	<b>Sólidos</b> .....		19
<b>2.3.8</b>	<b>Oxigênio dissolvido</b> .....		20
<b>2.3.9</b>	<b>Demanda bioquímica de oxigênio</b> .....		21
<b>2.3.10</b>	<b>Demanda química de oxigênio</b> .....		21
<b>2.3.11</b>	<b>Coliformes</b> .....		22
<b>2.4</b>	<b>Qualidade dos corpos hídricos</b> .....		23
<b>2.5</b>	<b>Poluição dos corpos d'água</b> .....		24
<b>2.6</b>	<b>Cobertura vegetal e a qualidade da água em corpos hídricos</b> .....		26
<b>2.7</b>	<b>Atividades agropecuárias e a qualidade da água em corpos hídricos</b> .....		27
<b>2.8</b>	<b>Classificação e enquadramento dos corpos hídricos</b> .....		28
<b>3</b>	<b>CONSIDERAÇÕES GERAIS</b> .....		30
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....		31

	<b>CAPÍTULO 2 Comportamento temporal de indicadores de qualidade de corpos hídricos em duas situações de uso do solo na região da Serra da Mantiqueira, MG</b> .....	36
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	39
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	42
<b>2.1</b>	<b>Descrição da área em estudo</b> .....	42
<b>2.2</b>	<b>Monitoramento da qualidade da água superficial</b> .....	46
<b>3</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	50
<b>4</b>	<b>CONCLUSÕES</b> .....	62
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	63
	<b>CAPÍTULO 3 Composição de um Índice de Qualidade de Água para as condições da Serra da Mantiqueira através da técnica de componentes principais</b> .....	66
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	69
<b>1.2</b>	<b>Análise de Componentes Principais (ACP) na composição do Índice de Qualidade de Água (IQA)</b> .....	71
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	74
<b>2.1</b>	<b>Análise de Componentes Principais e Índice de Qualidade de Água para a região da Serra da Mantiqueira</b> .....	75
<b>3</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	77
<b>4</b>	<b>CONCLUSÕES</b> .....	85
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	86
	<b>ANEXOS</b> .....	88

**CAPÍTULO 1 Introdução geral**

## 1 INTRODUÇÃO

O crescimento econômico e o tecnológico têm gerado muitos desequilíbrios no meio ambiente, os quais se refletem numa série de alterações dos ecossistemas naturais. Em face disto, há grande preocupação mundial com relação à disponibilidade e preservação dos recursos naturais, visando o seu manejo sustentável. Dentre estes recursos, a água e as florestas são consideradas essenciais para a garantia da sustentabilidade.

A região da Serra da Mantiqueira abriga as nascentes dos principais rios do Sudeste do Brasil. Constitui-se em uma região importante do ponto de vista ambiental e sua antropização tem provocado preocupações constantes no tocante à capacidade de manutenção do escoamento e na qualidade dos recursos hídricos superficiais.

As características climáticas da região, com balanço hídrico anual positivo, ou seja, a precipitação superando de forma considerável a evapotranspiração faz com que a região se constitua numa importante referência de produção de água, com elevado potencial para geração de escoamento de base (subterrâneo), com origem de importantes rios que abastecem boa parte do Sudeste do Brasil.

A manutenção dos ecossistemas naturais é estrategicamente importante. Ressalta-se que o monitoramento hidro-climático da região, especialmente no contexto de pequenas e médias bacias, é extremamente importante para o entendimento da dinâmica da água e sua relação com o solo e seu uso. O monitoramento da qualidade dos recursos hídricos superficiais, analisando e comparando as situações mais frequentes de uso do solo na região da Serra da Mantiqueira, que são florestas nativas (Mata Atlântica) e pastagens extensivas, é de extrema importância tanto para a preservação da região como para manutenção do abastecimento de água.

Regiões de cabeceira estão sendo submetidas ao uso intensivo do solo, justificando estudos que visem subsidiar ações para minimizar os aspectos negativos das ações antrópicas. Portanto, medidas preventivas ou que visem à mitigação dos impactos ambientais promovidos por estas ações antrópicas devem alicerçar-se na busca de informações do meio físico para o planejamento da ocupação racional das terras e para a gestão ambiental. Concomitantemente, deve-se conciliar desenvolvimento econômico e social, com a conservação e proteção dos recursos naturais, contemplando assim os requisitos básicos para o desenvolvimento sustentável.

Após o estabelecimento das políticas de uso e conservação dos recursos hídricos, a avaliação dos impactos gerados pela agricultura sobre a qualidade da água tornou-se primordial no Brasil. Por esta razão, índices de qualidade de água são propostos com o intuito de se mostrar a evolução da qualidade da água em escala temporal e espacial.

A grande variação no tempo e no espaço dos indicadores físicos, químicos e biológicos que caracterizam a qualidade das águas, leva à necessidade de um programa de monitoramento sistemático para a melhor compreensão da variação espacial e temporal da qualidade das águas superficiais.

Neste trabalho objetivou-se realizar um monitoramento de indicadores físicos, químicos e biológicos vinculados à qualidade de água, em uma sub-bacia hidrográfica ocupada essencialmente por Mata Atlântica e outra sub-bacia ocupada na sua maior parte por pastagem extensiva, buscando comparar o comportamento destes indicadores ao longo do tempo e do espaço. Posteriormente, através da aplicação da estatística multivariada, norteando a identificação de pesos de cada indicador, objetivou-se definir um Índice de Qualidade de Água (IQA) para as condições da região da Serra da Mantiqueira.

## **2 REFERENCIAL TEÓRICO**

### **2.1 Ciclo hidrológico**

O ciclo hidrológico consiste de um fenômeno global de circulação contínua da água em seus estados sólido, líquido e gasoso, entre a superfície terrestre e a atmosfera, impulsionado fundamentalmente pela energia solar, associada à gravidade e à rotação terrestres. Este fenômeno envolve diversos processos físicos (termodinâmicos e climáticos) como condensação, precipitação, evapotranspiração, infiltração e percolação, escoamentos superficial e subterrâneo.

Por ser um processo dinâmico, é influenciado por ações antrópicas que afetam diretamente o equilíbrio natural do ecossistema. O desequilíbrio deste resulta em alterações dos componentes do ciclo hidrológico, ocasionando mudanças no regime hídrico, afetando o potencial hídrico de uma bacia hidrográfica.

Tradicionalmente, a floresta é vista como eficaz para estabilizar e manter o regime hídrico de uma bacia hidrográfica, uma vez que melhora a estrutura do solo, favorecendo os processos de infiltração, percolação e armazenamento de água, além de atenuar o escoamento superficial direto. Entre os ecossistemas vegetais, a floresta nativa atua de forma mais significativa no ciclo hidrológico, proporcionando melhores condições no processo de infiltração de água (OLIVEIRA JÚNIOR.; DIAS, 2005), interferindo diretamente na dinâmica do escoamento superficial (ARCOVA; CICCO; ROCHA, 2003).

A alteração da superfície do solo ocasiona uma série de impactos significativos sobre o regime hidrológico de uma bacia hidrográfica. Refosco e Pinheiro (1999) relataram que mudanças no uso do solo como a supressão da cobertura natural, o revolvimento e a compactação do solo, desestabilizam todo

o regime hidrológico da bacia hidrográfica. A redução do material orgânico (“serrapilheira”) decorrente do desflorestamento contribui para a redução da capacidade de infiltração e para degradação da estrutura do solo, devido ao aumento da densidade e/ou pela desestabilização dos agregados (GONÇALVES; STAKE, 2002).

Normalmente os solos sob florestas nativas apresentam maior taxa de infiltração em comparação com áreas de pastagens, cultivos agrícolas e campos, em razão da melhor estrutura e porosidade (OLIVEIRA JÚNIOR, 2006). Essas características estão associadas à maior penetração das raízes, do maior número de microrganismos e insetos e da presença de serrapilheira (ROMANOVISK, 2001). Assim, devido à alta permeabilidade proporcionada pela floresta, a água é rapidamente absorvida pelo solo, reduzindo o escoamento superficial (GUIMARÃES, 2000).

Conforme Johnston (1991), alterações da vegetação como o reflorestamento e o desmatamento, influenciam fortemente nos comportamentos quantitativos e qualitativos da vazão de um curso d’água. Para Zierl e Bugmann (2007), as florestas exercem forte influência no equilíbrio dos ecossistemas hídricos na bacia hidrográfica, principalmente nas estações de estiagem.

Nesse sentido, verifica-se que as bacias hidrográficas são vulneráveis as alterações da cobertura vegetal, pois estas interferem nos atributos físicos do solo, que por sua vez, influenciam nas condições de infiltração, refletindo no regime dos mananciais hídricos. Assim, nota-se que o entendimento da dinâmica dos processos hidrológicos é de extrema importância no âmbito de bacias hidrográficas, podendo ser aplicado no subsídio à gestão dos recursos hídricos, prevenindo alterações predatórias dos mananciais hídricos e suas consequências no comportamento dos recursos naturais.

## **2.2 Indicadores de qualidade de água**

De acordo com a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB (2009), o principal indicador do lançamento de esgotos domésticos sem tratamento é o aumento da concentração de coliformes termotolerantes na água. Aumentam também as concentrações de matéria orgânica, que será degradada pelos microrganismos, a partir do consumo do oxigênio dissolvido (OD) no meio aquático. Como consequência, a concentração de OD no meio é reduzida, podendo chegar à zero, dependendo das características do lançamento e do rio. Quando isto ocorrer, a degradação da matéria orgânica será anaeróbia. Após a degradação da matéria orgânica carbonácea presente nos esgotos domésticos, ocorre a degradação da matéria orgânica nitrogenada, que converte o nitrogênio orgânico a nitrato que, junto com o fósforo, consistem em nutrientes essenciais, acarretando a eutrofização e crescimento excessivo de algas e macrófitas aquáticas. Com o lançamento indevido de esgotos domésticos também aumentam a turbidez e as concentrações de surfactantes e de sólidos totais.

## **2.3 Indicadores físico-químicos e microbiológicos associados à qualidade da água**

### **2.3.1 Turbidez**

A turbidez é uma característica da água relacionada com vários fatores como: presença de partículas em estado coloidal, em suspensão (silte, argila e sílica), matéria orgânica e inorgânica finamente dividida, plâncton e outros organismos microscópicos. A turbidez expressa a interferência à passagem de luz através do líquido, portanto, simplificada, a transparência da água (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA, 2005). A turbidez de uma

amostra de água é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la em virtude da presença de sólidos em suspensão (CETESB, 2008).

Poleto, Carvalho e Matsumoto (2010), avaliando a qualidade da água de uma sub-bacia hidrográfica no município de Ilha Solteira – SP constataram que valores mais altos de turbidez foram registrados na época das chuvas e associaram esses resultados ao processo natural de erosão, ao uso inadequado do solo e à falta de uma vegetação ciliar suficientemente capaz de reter parte dessas cargas.

### **2.3.2 Temperatura**

Variações de temperatura fazem parte do regime climático normal, e corpos d'água naturais apresentam variações sazonais e diárias, bem como estratificação vertical. A temperatura superficial é influenciada por fatores como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, vazão e profundidade. A elevação da temperatura em um corpo d'água geralmente é provocada por despejos industriais (indústrias canaveiras, por exemplo) e usinas termoelétricas (CETESB, 2008).

### **2.3.3 Nitrato**

Segundo CETESB (2008) a atmosfera é uma fonte importante de nitrogênio devido a diversos mecanismos como a biofixação desempenhada por bactérias e algas, que incorporam o nitrogênio atmosférico em seus tecidos, contribuindo para a presença de nitrogênio orgânico nas águas. A fixação química, reação que depende da presença de luz, concorre para as presenças de amônia e nitratos nas águas e as lavagens pelas águas pluviais da atmosfera

poluída concorrem para as presenças de partículas contendo nitrogênio orgânico bem como para a dissolução de amônia e nitratos. Nas áreas agrícolas, o escoamento das águas pluviais pelos solos fertilizados também contribui para a presença de diversas formas de nitrogênio como nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato.

Em um corpo d'água, a determinação da forma predominante do nitrogênio pode fornecer informações sobre o estágio da poluição recente que está associado ao nitrogênio na forma orgânica ou de amônia, enquanto uma poluição mais remota está associada ao nitrogênio na forma de nitrato (VON SPERLING, 1996).

#### **2.3.4 Fosfato**

O fósforo pode se apresentar nas águas sob três formas diferentes. Os fosfatos orgânicos, os ortofosfatos e polifosfatos. Assim como o nitrogênio, o fósforo constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos, ou seja, é um dos chamados macro-nutrientes, por ser exigido também em grandes quantidades pelas células. Nesta qualidade, torna-se um indicador imprescindível em programas de caracterização de efluentes industriais que se pretende tratar por processo biológico (CETESB, 2008).

Os problemas do uso indiscriminado de fertilizantes, relacionados à qualidade de água, existem em diversas partes do mundo, sobretudo em locais de precipitações intensas, onde o escoamento superficial é mais expressivo. Jindal e Sharma (2011), em estudos da qualidade da água do Rio Sutlej, na Índia, observaram que valores elevados de fosfatos foram encontrados durante o verão e durante a chuva de monções na região. Os autores atribuíram esse resultado à adição de efluentes industriais e de escoamento superficial dos campos adjacentes que trazem fertilizantes para o rio.

### **2.3.5 Potencial hidrogeniônico**

É o indicador que representa a concentração de íons hidrogênio  $H^+$  (em escala antilogarítmica), dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. A faixa de pH é de 0 a 14.

Esse indicador tem sua origem natural na dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica e na fotossíntese. A sua origem antropogênica se deve a despejos domésticos e industriais e sua importância se relaciona em diversas etapas do tratamento da água (coagulação, desinfecção, controle da corrosividade, remoção da dureza) (VON SPERLING, 1996). Segundo o mesmo autor, valores de pH afastados da neutralidade: podem afetar a vida aquática (ex. peixes) e os microrganismos responsáveis pelo tratamento biológico dos esgotos.

### **2.3.6 Condutividade elétrica**

De acordo com CETESB (2008) a condutividade é a expressão numérica da capacidade de uma água conduzir corrente elétrica. Depende das concentrações iônicas e da temperatura e indica a quantidade de sais existentes na coluna d'água. Portanto, representa uma medida indireta da concentração de poluentes. Em geral, níveis superiores a 100  $\mu S/cm$  indicam ambientes impactados.

### **2.3.7 Sólidos**

Segundo von Sperling (1996) todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos. Por esta razão, os sólidos são analisados separadamente, antes de se apresentar os

diversos indicadores de qualidade da água. Simplificadamente, os sólidos podem ser classificados de acordo com as suas características físicas (tamanho e estado) ou as suas características químicas. De acordo com a classificação pelas características físicas, os sólidos podem ser em suspensão, coloidais ou dissolvidos. Na classificação pelas características químicas, os sólidos podem ser orgânicos ou inorgânicos.

Pinto (2007) cita que a quantidade e a natureza da matéria dissolvida e não dissolvida (em suspensão) que ocorre no meio líquido variam grandemente. Nas águas potáveis, a maior parte da matéria está na forma dissolvida e é constituída, principalmente, de sais inorgânicos e de pequenas quantidades de matéria orgânica e gases dissolvidos.

### **2.3.8 Oxigênio dissolvido**

A concentração de Oxigênio dissolvido (OD) é expressa em miligramas de oxigênio por litro de água ou percentual de saturação. Baixas concentrações de OD geralmente indicam uma excessiva descarga de matéria orgânica com altas concentrações de Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) que, em geral, são resultantes da falta ou insuficiência de tratamento de esgoto. Os níveis de OD também indicam a capacidade de um corpo d'água natural manter a vida aquática (CETESB, 2009).

Segundo von Sperling (1996) o OD é de essencial importância para os organismos aeróbios. Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo vir a causar uma redução da sua concentração no meio. Caso o oxigênio seja totalmente consumido, têm-se as condições anaeróbias, com geração de maus odores. O teor de oxigênio na água varia em função de vários fatores, sendo os principais, temperatura e altitude. Botelho (2003) diz que, ao nível do mar, na temperatura

de 20°C, a concentração de saturação de oxigênio na água é igual a 9,2 mg L<sup>-1</sup>. Valores de OD superiores à saturação são um indicativo de presença de algas (fotossíntese). Já concentrações de OD bem inferiores à saturação, são um indicativo da presença de matéria orgânica. Esse indicador de qualidade de água é de importância vital para os seres aquáticos aeróbios e é o principal indicador de caracterização dos efeitos da poluição das águas por despejos orgânicos.

### **2.3.9 Demanda bioquímica de oxigênio**

A Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável. A DBO é normalmente considerada como a quantidade de oxigênio consumido durante um determinado período de tempo, numa temperatura de incubação específica. Um período de tempo de 5 dias numa temperatura de incubação de 20°C é frequentemente usado e referido como DBO<sub>5,20</sub>. Os maiores aumentos em termos de DBO, num corpo d'água, são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica. A presença de um alto teor de matéria orgânica pode induzir ao completo esgotamento do oxigênio na água, provocando o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática (CETESB, 2008).

### **2.3.10 Demanda química de oxigênio**

De acordo com CETESB (2008), demanda química de oxigênio (DQO) é a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica através de um agente químico. Os valores da DQO normalmente são maiores que os da DBO<sub>5,20</sub>, sendo o teste realizado num prazo menor.

### 2.3.11 Coliformes

Microrganismos patogênicos são introduzidos na água junto com a matéria fecal de esgotos sanitários. Podem ser de vários tipos como bactérias, vírus ou protozoários. Esses microrganismos não são residentes naturais do meio aquático, tendo origem, principalmente, nos dejetos de pessoas doentes. Por causa da grande variedade de microrganismos patogênicos que podem estar contidos na água, é difícil sua detecção individualizada. É mais fácil inferir sua existência a partir de bactérias indicadoras de poluição da água por matéria fecal. As bactérias usadas como indicadores são os coliformes fecais, que vivem normalmente no organismo humano e no dos demais animais de sangue quente, existindo em grande quantidade nas fezes.

O grupo de coliformes totais constitui-se em um grande grupo de bactérias que têm sido isoladas de amostras de água e solos poluídos e não poluídos, bem como em fezes de seres humanos e outros animais de sangue quente e os coliformes termotolerantes são subgrupo das bactérias do grupo coliforme que fermentam a lactose a  $44,5 \pm 0,2^{\circ}\text{C}$  em 24 horas (INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS – IGAM, 2006).

As bactérias do grupo coliforme são alguns dos principais indicadores de contaminações fecais, originadas do trato intestinal humano e de outros animais. Essas bactérias reproduzem-se ativamente a  $44,5^{\circ}\text{C}$  e são capazes de fermentar o açúcar. A determinação da concentração dos coliformes assume importância como indicador da possibilidade de existência de microrganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, tais como febre tifoide, febre paratifoide, disenteria bacilar e cólera.

Avaliando a qualidade da água na bacia do ribeirão Lavrinha, na região do Alto Rio Grande, Pinto et al. (2009) constataram que a elevação dos valores de coliformes termotolerantes e a pecuária extensiva, juntamente com o baixo

nível tecnológico empregado nessa atividade, foram determinantes no nível da qualidade da água.

## **2.4 Qualidade dos corpos hídricos**

Estudos relacionados à qualidade da água são de suma importância no contexto da sustentabilidade ambiental. Para caracterizar a qualidade da água em um corpo hídrico, são determinados diversos indicadores, os quais representam as suas características físicas, químicas e biológicas. Esses indicadores permitem caracterizá-la visando sua aplicação a um determinado uso. A manipulação matemática desses indicadores gera índices de qualidade de água. O uso de indicadores de qualidade de água consiste no emprego de variáveis que se correlacionam com as alterações ocorridas na bacia hidrográfica, sejam estas de origem antrópica ou natural.

Segundo Merten e Minella (2002), o termo “qualidade de água” 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.

A forma como o solo é usado tem grande influência na quantidade e na qualidade dos recursos hídricos. A ocorrência ou não de uma cobertura do solo, bem como o tipo de cobertura, correlaciona-se diretamente com o produto hídrico (FREIXÊDAS, 2007; WALLING, 1980).

Zimmermann, Guimarães e Peralta-Zamora (2008) avaliando a qualidade do corpo hídrico do Rio Tibagi na região de Ponta Grossa no Paraná, destacaram que algumas amostras foram discriminadas pelos indicadores DBO, DQO, coliformes fecais, cloreto, sólidos totais, turbidez, nitrogênio total e nitrogênio nitrato, relacionados com a precipitação mensal e vazão. A elevação desses indicadores está diretamente relacionada com o carreamento de cargas

difusas, principalmente originadas pelas atividades agrícolas e pecuárias, características da região.

Um plano de gestão ambiental integrado é considerado o método mais eficaz para garantir o uso sustentável dos recursos hídricos e a proteção da qualidade da água do rio, pois pode minimizar os efeitos nocivos do ambiente de desenvolvimento em um sistema fluvial e sua bacia hidrográfica (FYTIANOS et al., 2002).

## **2.5 Poluição dos corpos d'água**

A poluição causada pela agricultura pode ocorrer de forma pontual ou difusa. Segundo Novotny (2003), a poluição pontual refere-se, por exemplo, à contaminação causada pela criação de animais em sistemas de confinamento, onde grandes quantidades de dejetos são produzidos e lançados diretamente no ambiente ou aplicados nas lavouras. Outro exemplo de poluição pontual se deve a sistemas de esgoto sanitário urbano não tratado ou parcialmente tratado e descargas industriais. Já a poluição difusa é aquela causada principalmente pelo escoamento superficial, a lixiviação e o fluxo de água no solo que, por sua vez, estão relacionados com os atributos do solo tais como condutividade hidráulica e porosidade. Assim, solos mais arenosos teriam o processo de lixiviação e fluxo de água favorecidos. No ambiente rural este tipo de poluição se deve às atividades agropecuárias e erosão do solo e o no ambiente urbano às atividades residenciais, comerciais e industriais.

Machado (2002) cita que um substancial progresso tem sido feito no controle da poluição das águas de origem pontual. Por outro lado, o controle da poluição de origem não pontual não tem sido efetivo, em parte, por causa da sua natureza difusa. Segundo o mesmo autor, citando FitzHugh e Mackay (2000), a poluição de origem não pontual ou difusa é a causa de muitos problemas de

qualidade de água nos Estados Unidos e no mundo, mas devido à sua natureza distribuída, não pode ser monitorada diretamente da mesma maneira que a poluição pontual.

Quando se associa a poluição da água somente à carga pontual, o critério ambiental se torna mais evidente, tendo-se assim um enfoque pontual. O fato de se incorporar a carga difusa ao processo torna obrigatório avaliar a bacia como um todo, pois sua atuação ocorre de forma dispersa (NEVES, 2005).

De acordo com Ceretta et al. (2005), destaca-se ainda o nitrogênio em suas formas nítricas como fonte de poluição difusa, especialmente o nitrato que, ao contrário de suas formas amoniacais que são transportadas pelos sedimentos, apresenta dificuldades para ser fixado às partículas do solo e permanece dissolvido, podendo ser facilmente lixiviado ou transportado pelo escoamento superficial. As perdas de nitrogênio por escoamento superficial podem ocorrer pelas altas quantidades aplicadas em áreas agrícolas, somada a relevos acidentados, ou mesmo pela ocorrência de precipitação em solos de pouca cobertura e baixa permeabilidade.

Haupt (2009) menciona que é direta a associação entre o escoamento superficial de áreas agrícolas, contendo sedimentos, dejetos animais, fertilizantes e pesticidas, e a degradação da qualidade da água de corpos hídricos de bacias rurais. Segundo o mesmo autor, as principais consequências da chegada de cargas difusas aos corpos hídricos podem ser a elevação da turbidez, o aumento da concentração de sólidos, nutrientes (nitrogênio e fósforo) e da demanda bioquímica de oxigênio, entre outras alterações das variáveis de qualidade da água dos rios, córregos e lagos.

## **2.6 Cobertura vegetal e a qualidade da água em corpos hídricos**

De acordo com Tucci (2009), a qualidade da água é resultante de fenômenos naturais e da atuação do homem. De maneira geral, pode-se dizer que a qualidade de uma determinada água é função do uso e da ocupação do solo na bacia hidrográfica. Isso se deve à interferência do homem, quer de uma forma concentrada, como na geração de despejos domésticos ou industriais, quer de uma forma dispersa, como na aplicação de defensivos agrícolas no solo, contribuindo na introdução de compostos na água, afetando a sua qualidade. Portanto, a forma na qual o homem usa e ocupa o solo tem uma implicação direta na qualidade da água.

Os aglomerados urbanos geram grande demanda de matérias-primas a ser suprida pelos produtores rurais e por isso as florestas deram lugar às pastagens e plantações, gerando um desequilíbrio no processo erosivo natural do solo. Vanzela et al. (2005) citam que em área de pastagem degradada encontraram perdas de até 2.800 kg de solo por hectare por ano.

Silva et al. (2001) relata que quanto mais protegida pela cobertura vegetal estiver a superfície do solo contra a ação da chuva, tanto menor a ocorrência de perda de solo e menor a degradação da água, notadamente nas regiões tropicais e subtropicais. Os referidos autores verificaram que as maiores taxas de escoamento superficial estavam relacionadas às menores porcentagens de cobertura vegetal e às maiores intensidades de precipitação. A presença de cobertura do solo proporcionou uma diminuição do escoamento superficial, da capacidade de transporte de agregados, do processo de selamento superficial (devido ao impacto das gotas de chuva), e o aumento da taxa de infiltração de água no solo.

## **2.7 Atividades agropecuárias e a qualidade da água em corpos hídricos**

A ocupação e uso do solo pelas atividades agropecuárias alteram sensivelmente os processos biológicos, físicos e químicos dos sistemas naturais. Essas alterações ocorridas em uma bacia hidrográfica podem ser avaliadas através do monitoramento da qualidade da água.

O escoamento superficial direto em bacias hidrográficas com topografia acentuada, exploradas por agricultura e pecuária, apresenta grande energia para desagregar o solo exposto (produção de sedimentos) e transportar esses sedimentos para os corpos d'água. Esses sedimentos são capazes de carregar, adsorvidos na sua superfície, nutrientes como o fósforo e compostos tóxicos, como agroquímicos (MERTEN; MINELLA, 2002).

Em estudo para caracterizar a água do córrego Rico, principal fonte de abastecimento público da cidade de Jaboticabal - SP, Zanini et al. (2010) constataram a partir de uma análise do sistema aquático associado à ocupação da sub-bacia hidrográfica, que a degradação da qualidade da água se deve às atividades agropecuárias, as quais interferem na cobertura do solo e também devido aos resíduos gerados pela população urbana, que se traduzem em fontes difusas e pontuais de poluição.

Alterações na qualidade das águas superficiais devidas ao escoamento superficial direto das áreas agrícolas são encontradas em diversas partes do mundo. O escoamento superficial direto juntamente com o emprego de fertilizantes nitrogenados foram registrados como os principais causadores da alteração da qualidade das águas superficiais no nordeste da Grécia registrada por Simeonov et al. (2003). Isto denota a importância de se preservar a cobertura vegetal, principalmente no entorno de mananciais de água, para a minimização dos impactos gerados pela ocupação antrópica.

## **2.8 Classificação e enquadramento dos corpos hídricos**

Durante os anos 80 foram desenvolvidos estudos dos principais corpos d'água brasileiros, com a finalidade de fornecer dados básicos aos futuros trabalhos de planejamento do uso integrado dos recursos hídricos. Nessa mesma época, em 1981, foi instituída a Política Nacional do Meio Ambiente que através do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), estabelecem vários indicadores de qualidade e respectivas classes, proferidos na Resolução CONAMA 20/86, sendo alterada em 2005, formando a Resolução CONAMA 357/05 (DINIZ et al., 2006).

De acordo com Brito et al. (2004) procedimentos de classificação das fontes hídricas em função dos indicadores que definem a qualidade das águas facilitam o processo de gestão de recursos hídricos, principalmente nas atividades de monitoramento e de utilização das águas.

A Resolução CONAMA 357/05 dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências, como a destinação das águas conforme seu enquadramento. A mesma resolução cita que, para que o enquadramento seja realizado, no mínimo uma amostra bimestral ao longo de um ano deve ser realizada. A classe 2 é considerada pelos órgãos ambientais como o limite aceitável para abastecimento público (CONAMA, 2005). Na Tabela 1 estão representados os limites de alguns indicadores para o enquadramento nas classes 1, 2 e 3, conforme a resolução CONAMA 357/2005.

Tabela 1 Enquadramento do curso d'água pela Resolução CONAMA 357/05

Indicadores	Limite para as classes		
	1	2	3
Coliformes fecais (NMP/100mL)	$\leq 200$	$\leq 1000$	$\leq 2500$
DBO (mg/L)	$\leq 3$	$\leq 5$	$\leq 10$
Oxigênio dissolvido (mg/L)	$\geq 6$	$\geq 5$	$\geq 4$
Turbidez (UNT)	$\leq 40$	$\leq 100$	$\leq 100$
pH	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0
Nitrato (mg/L)	$\leq 10$	$\leq 10$	$\leq 10$
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	$\leq 500$	$\leq 500$	$\leq 500$

A classe 2 é considerada pelos órgãos ambientais como o limite aceitável para abastecimento público. Os corpos d'água enquadrados na Classe 2 tem suas águas destinadas, basicamente, aos seguintes usos: abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; proteção das comunidades aquáticas; recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA 274/00; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; à aquicultura e à atividade de pesca (CONAMA, 2000).

### 3 CONSIDERAÇÕES GERAIS

Vários pesquisadores destacam a importância da manutenção da cobertura vegetal e a sua importância na diminuição do escoamento superficial, da capacidade de transporte de agregados, do processo de selamento superficial do solo, com isto melhorando a estrutura do solo, favorecendo os processos de infiltração, percolação e armazenamento de água no solo.

Como cita Oliveira Júnior (2006) solos sob florestas apresentam uma melhor estrutura e porosidade do que solos sob pastagem, o que garante que a manutenção das florestas é de suma importância no contexto da manutenção da quantidade e qualidade da água de uma bacia hidrográfica, principalmente em períodos de estiagem.

Verifica-se a necessidade de monitoramentos sistemáticos da variação da qualidade dos recursos hídricos, que são de suma importância no planejamento da ocupação racional de terras e na gestão ambiental, auxiliando no desenvolvimento sustentável de toda uma região.

A manutenção da qualidade da água em ambientes naturais, como os da Serra da Mantiqueira, somente se dará mediante a conscientização da população e da efetiva aplicação de práticas voltadas à educação ambiental, ao planejamento e à aplicabilidade das leis, reduzindo a degradação e possibilitando uma maior proteção ao meio ambiente.

## REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil**. Brasília, 2005. 176 p.

ARCOVA, F. C. S.; CICCIO, V.; ROCHA, P. A. B. Precipitação efetiva e interceptação das chuvas por floresta de Mata Atlântica em uma microbacia experimental em Cunha-SP. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 27, n. 2, p. 257-262, 2003.

BOTELHO, C. G. **Gestão da qualidade do tratamento e do abastecimento de água**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2003. 180 p.

BRITO, L. T. L. et al. Uso da análise multivariada para subsidiar no monitoramento da qualidade das águas da bacia hidrográfica do Salitre. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 33., 2004, São Pedro. **Anais...** São Pedro: [s. n.], 2004. 1 CD ROM.

CERETTA, C. A. et al. Perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1296-1304, nov./dez. 2005.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Secretaria de Estado de Meio Ambiente. Governo do Estado de São Paulo. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo**. São Paulo, 2009. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/publicacoes.asp>>. Acesso em: 1 maio 2011.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Secretaria de Estado de Meio Ambiente. Governo do Estado de São Paulo. **Variáveis de qualidade da água**. São Paulo, 2008. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em: 21 abr. 2011.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 274**, de 29 de novembro de 2000. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=272>>. Acesso em: 21 abr. 2011.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 357**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes

ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 21 jan. 2011.

FITZHUGH, T. W.; MACKAY, D. S. Impacts of inputs parameter spatial aggregation on an agricultural nonpoint source pollution model. **Journal Hydrological**, Oxford, v. 256, p. 35-53, 2000.

FREIXÊDAS, V. M. **Conservação ou degradação? Diferentes concepções sobre microbacias e práticas de manejo no entorno do Córrego Campestre em Saltinho, SP.** 2007. 207 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2007.

FYTIANOS, K. et al. Assessment of the quality characteristics of Pinios river, Greece. **Water, Air, and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 136, p. 317-329, 2002.

GONÇALVES, J. L. M.; STAPE, J. L. **Conservação e cultivo de solos florestais.** Piracicaba: IPEF, 2002. 498 p.

GUIMARÃES, J. L. B. **Relação entre a ocupação do solo e o comportamento hidrológico do Rio Pequeno – São José dos Pinhais, PR.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2000. 197 p.

HAUPT, J. P. O. **Metodologia para avaliação do potencial de produção de poluição difusa: estudo de caso da bacia do rio Jundiáí.** 2009. 126 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DE ÁGUAS. Projeto água de Minas: qualidade das águas superficiais em 2006. Disponível em: <<http://aguas.igam.mg.gov.br/aguas/htmls/index.htm>> Acesso em: 22 fev. 2011.

JINDAL, R.; SHARMA, C. Studies on water quality of Sutlej River around Ludhiana with reference to physicochemical parameters. **Environmental Monitoring Assessment**, Dordrecht, v. 174, p. 417-425, 2011.

JOHNSTON, R. Aquatic chemistry and the human environment. In: ROSE, J. (Ed.). **Water and the environment.** Philadelphia: Gordon & Breach Science Publishers, 1991. p. 71-115.

MACHADO, R. E. **Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento**. Piracicaba, 2002. 126 p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2002.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, Porto Alegre, v. 3, n. 4, out./dez. 2002.

NEVES, M. M. **Aplicação da metodologia total maximum daily load-TMDL nos estudos de enquadramento de corpos hídricos no Brasil**. 2005. 206 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

NOVOTNY, V. **Water quality: diffuse pollution and watershed management**. New York: J. Wiley, 2003.

OLIVEIRA JÚNIOR, J. C.; DIAS, H. C. T. Precipitação efetiva em fragmento secundário de Mata Atlântica. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 19, n. 1, p. 9-15, 2005.

OLIVEIRA JÚNIOR, J. C. **Precipitação efetiva em floresta estacional semidecidual na reserva Mata do Paraíso, Viçosa, MG**. 2006. 72 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2006.

PINTO, D. B. F. et al. Qualidade da água do ribeirão Lavrinha na região Alto Rio Grande – MG, Brasil. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 33, n. 4, p. 1145-1152, jul./ago. 2009.

PINTO, D. B. F. **Qualidade dos recursos hídricos superficiais em sub-bacias hidrográficas da região Alto Rio Grande – MG**. 2007. 89 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola/Engenharia de Água e Solo) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2007.

POLETO, C.; CARVALHO, S. L.; MATSUMOTO, T. Water quality evaluation of a hidrografic micro basin in the Ilha Solteira City (SP). **Holos Enviroment**, Rio Claro, v. 10, n. 1, p. 96, 2010.

REFOSCO, J. C.; PINHEIRO, A. Impacto do desflorestamento sobre o regime hídrico de uma bacia hidrográfica. **Revista de Estudos Ambientais**, Blumenau, v. 1, n. 2, p. 18-26, 1999.

ROMANOVISK, Z. **Morfologia e aspectos hidrológicos da microbacia Rua Nova, Viçosa, MG**. 2001. 84 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2001.

SILVA, D. D. et al. Escoamento superficial para diferentes intensidades de chuva e porcentagens de cobertura num Podzólico-Vermelho Amarelo com preparo e cultivo em contornos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 21, n.1, p. 12-22, jan. 2001.

SIMEONOV, V. et al. Assessment of the surface water quality in northern Greece. **Water Research**, Amsterdam, v. 37, n. 17, p. 4119-4124, 2003.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: UFRGS, 2009. 943 p.

VANZELA, L. S. et al. Influência antrópica no transporte de sedimentos em microbacia degradada. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 2005, Terezina. **Anais...** Terezina: SBEA, 2005. p. 7.

VON SPERLING, M. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996. 243 p.

WALLING, D. E. Water in the catchment ecosystem. In: GOWER, A. M. **Water quality in catchment ecosystems**. Chichester: J. Wiley, 1980. p. 1-47.

ZANINI, H. L. H. T. et al. Caracterização da água da microbacia do córrego Rico avaliada pelo índice de qualidade de água de estado trófico. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 4, p. 732-741, jul./ago. 2010.

ZIERL, B.; BUGMANN, H. Sensitivity of carbon cycling in the European Alps to changes of climate and land cover. **Climatic Change**, New York, v. 85, n. 1-2, p. 195-212, 2007.

ZIMMERMANN, C. M.; GUIMARÃES, O. M.; PERALTA-ZAMORA, P. G. Avaliação da qualidade do corpo hídrico do rio Tibagi na região de Ponta Grossa utilizando análise de componentes principais (PCA). **Química Nova**, São Paulo, v. 31, n. 7, 2008.



**CAPÍTULO 2 Comportamento temporal de indicadores de qualidade de corpos hídricos em duas situações de uso do solo na região da Serra da Mantiqueira, MG**

## RESUMO

A manutenção da qualidade dos recursos hídricos é de suma importância para preservação ambiental e qualidade de vida dos usuários, sendo hoje, um dos grandes desafios da humanidade. O uso do solo pelas atividades agropecuárias altera sensivelmente os processos biológicos, físicos e químicos dos sistemas naturais. Segundo a legislação brasileira, a qualidade dos corpos hídricos é tratada pela Resolução CONAMA 357/05, que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Neste estudo, foram monitoradas duas sub-bacias localizadas na Serra da Mantiqueira, onde foram coletadas amostras de água para análise entre junho de 2010 e maio de 2011, com periodicidade mensal. As duas sub-bacias apresentam distintas coberturas vegetais, sendo pastagem e Mata Atlântica. Foram analisados os seguintes indicadores associados à qualidade de água: turbidez, pH, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais, oxigênio dissolvido, temperatura, nitrato, fosfato, DBO, DQO, coliformes totais e fecais e a vazão dos cursos d'água. Os resultados das análises mostraram que os valores de turbidez, condutividade elétrica, nitrato e fosfato se mantiveram baixos ao longo do período analisado e estão de acordo com a normalidade segundo a Resolução CONAMA 357/05. A qualidade da água em ambas as situações de uso do solo foi afetada nos períodos de maior precipitação do ano, onde alguns indicadores violaram os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05. As elevadas concentrações de coliformes fecais afetaram a qualidade dos cursos d'água, principalmente no período chuvoso e estão associadas à agropecuária, principal atividade econômica exercida na região.

Palavras-chave: Recursos hídricos. Uso do solo. Monitoramento. Indicadores de qualidade de água. Mata Atlântica.

## ABSTRACT

The maintenance of water quality is very important for preservation of the environmental preservation and quality of users life, and today, one of the great challenges of humanity. The land-use associated to the agricultural activities alters significantly the biological processes, physical and chemical of natural systems. In accordance with Brazilian Law, the water quality is treated by CONAMA Resolution 357/05, which provides for the classification of water and environmental guidelines for their participation. In this study, two sub-basins were monitored in the Mantiqueira Range, where were collected water samples for analysis between June 2010 and May 2011, on a monthly basis. The two sub-basins have different cover crops, being pasture and Atlantic Forest. The following parameters were analyzed associated to water quality: turbidity, pH, electric conductivity, total dissolved solid, dissolved oxygen, temperature, nitrate, phosphate, biochemical oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), total and fecal coliforms and the flow of watercourses. The test results showed that the values of turbidity, electrical conductivity, nitrate and phosphate remained low throughout the period and are in accordance with the normality under Resolution CONAMA 357/05. Water quality in both situations of land use was affected in periods of higher precipitation of the year, where some indicators violated the limits established by CONAMA Resolution 357/05. The highest concentrations of fecal coliforms affected the quality of watercourses, especially in the rainy season, and are associated with agriculture, the main economic activity carried out in the region.

Keywords: Water resources. Land use. Monitoring. Indicators of Water Quality. Atlantic Forest.

## 1 INTRODUÇÃO

A região da Serra da Mantiqueira possui diversas nascentes que formam importantes rios da região Sul de Minas Gerais, responsáveis por diversos usos na região como, abastecimento de cidades, irrigação, geração de energia elétrica, dentre outros.

A manutenção da qualidade dos recursos hídricos desta região é prioritária no sentido da preservação ambiental no Sul de Minas Gerais, contribuindo na manutenção da disponibilidade de recursos naturais para as gerações futuras.

Pereira et al. (2010) citam que para a modelagem ambiental é de fundamental importância o entendimento do comportamento hidrológico em áreas florestadas, especialmente da Mata Atlântica brasileira.

O uso do solo pelas atividades agropecuárias altera sensivelmente os processos biológicos, físicos e químicos dos sistemas naturais. Estas alterações podem ser avaliadas através do monitoramento de indicadores de qualidade da água ao longo do tempo, permitindo inferir sobre as causas de sua possível contaminação.

Menezes et al. (2009) analisaram a dinâmica hidrológica de duas nascentes, na Bacia Hidrográfica do Ribeirão Lavrinha na Serra da Mantiqueira, MG, com distintas coberturas vegetais, sendo uma sob mata nativa (Mata Atlântica) e outra sob pastagem. Os autores concluíram que o uso do solo nas áreas de recarga das nascentes estudadas influenciou no valor e na dinâmica temporal do rendimento específico das mesmas, e que a minimização destes efeitos ocorre devido à manutenção de uma eficiente cobertura vegetal, notadamente da Mata Atlântica.

No meio rural, as principais fontes de abastecimento de água são os poços rasos e nascentes, fontes bastante susceptíveis à contaminação (AMARAL

et al., 2003). Segundo os mesmos autores, no que se refere à qualidade da água consumida no meio urbano, verificam-se esforços das autoridades em programar ações que visem fornecer à população uma água com boa qualidade, enquanto que no meio rural, de um modo geral, essas ações praticamente inexistem.

Da utilização de água na agricultura pode ocorrer contaminação dos recursos hídricos pelo deflúvio de materiais provenientes das atividades agropecuárias, gerando alterações consideráveis nos ecossistemas aquáticos, e comprometendo a utilização da água para abastecimento público, devido a alterações no padrão de qualidade da mesma (MERTEN; MINELLA, 2002).

Silva e Araújo (2003) alertam para o fato de que o consumo de água contaminada por agentes biológicos ou físico-químicos tem sido associado a diversos problemas de saúde, e a garantia do consumo de água potável livre de microrganismos patogênicos e de substâncias e elementos químicos prejudiciais à saúde constituem ação eficaz de prevenção das doenças causadas pela água.

A falta de consciência e percepção ambiental remete para a necessidade de uma combinação de política de recursos hídricos, educação ambiental, planejamento e aplicabilidade das leis para reduzir a degradação e possibilitar uma maior proteção do meio ambiente (POLETO; CARVALHO; MATSUMOTO, 2010).

Neste trabalho, objetivou-se, monitorar a qualidade da água de duas sub-bacias localizadas na Serra da Mantiqueira, com periodicidade mensal, através da análise de turbidez, pH, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais, oxigênio dissolvido, temperatura, nitrato, fosfato, DBO, DQO, coliformes totais e fecais e a vazão dos cursos d'água. Foi feita uma abordagem do comportamento da qualidade dos cursos d'água nas sub-bacias sob distintas coberturas vegetais, sendo uma sob pastagem e outra sob floresta.



## **2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 Descrição da área em estudo**

A área monitorada é denominada bacia hidrográfica do Ribeirão Lavrinha (BHRL) e está localizada na região da Serra da Mantiqueira (Figura 1), próxima ao município de Bocaina de Minas – MG, situando-se entre as coordenadas 22°07'S e 22°09'S de Latitude e 44°26'20"W e 44°29'W de Longitude. A altitude varia de 1144m e 1739m, possuindo uma área de drenagem de 687 ha e declividade média de 35%. Está situada em uma das unidades da bacia hidrográfica do Rio Grande, denominada Alto Rio Grande, a qual está incorporada na Unidade de Planejamento de Gestão dos Recursos Hídricos GD1 (UPGRH - GD1). Possui clima Super Úmido A1, de acordo com a classificação de Thornthwaite, ou seja, com balanço hídrico positivo ao longo do ano e Cwb pela classificação de Köppen, com invernos frios e menos úmidos que os verões, que são amenos e mais chuvosos, respectivamente (CARVALHO et al., 2008; SPAROVEK; VAN LIER; DOURADO NETO, 2009). Os solos dominantes, de acordo com Menezes et al. (2009), a BHRL apresenta 92,07% de sua extensão composta por Cambissolos com elevadas declividades. São solos pouco profundos e na região apresentam declividades elevadas (Figura 2).

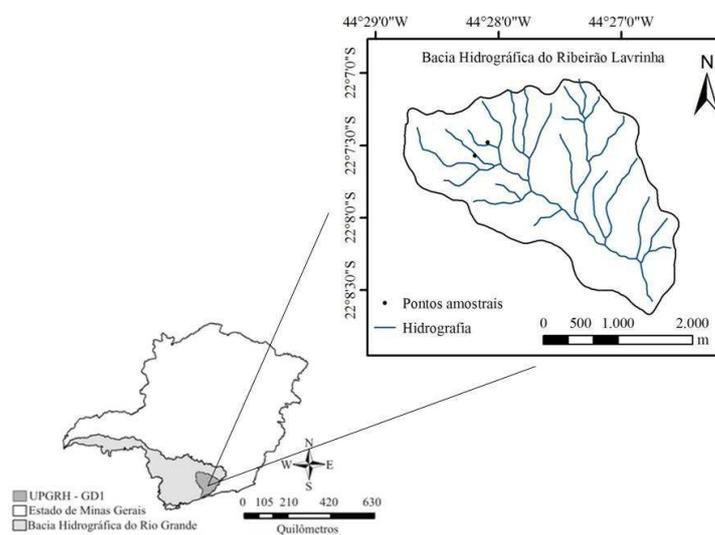


Figura 1 Mapa da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Lavrinha e localização da UPRGH GD1 no estado de Minas Gerais

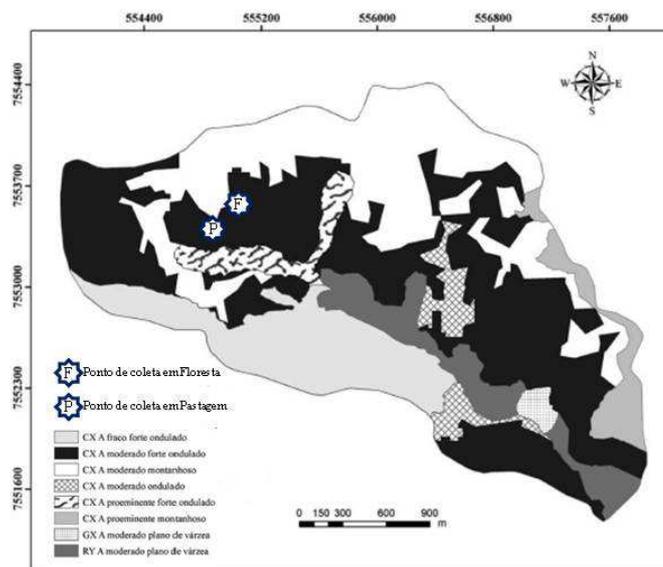


Figura 2 Mapa de solos da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Lavrinha com localização espacial dos pontos de coleta de água para análise  
Fonte: Adaptado de Menezes et al. (2009)

Na Figura 3 está representado o mapa de uso atual do solo da sub-bacia sob pastagem.

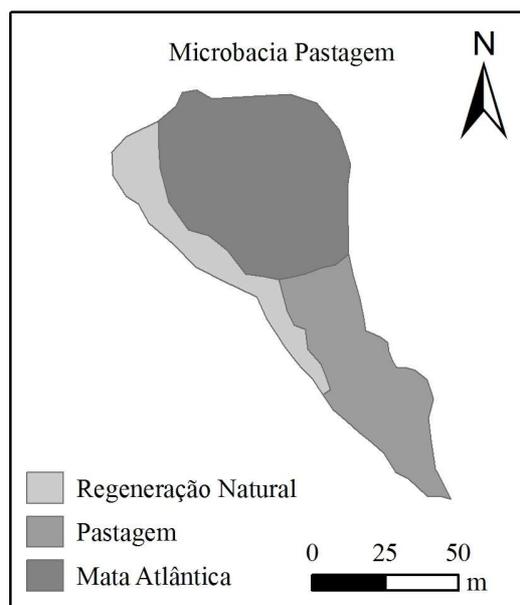


Figura 3 Mapa de uso atual do solo da sub-bacia sob pastagem

As pastagens predominantes na área, geralmente, são naturais e de baixa capacidade de suporte, ocorrendo também, presença de pastagens plantadas. Estas, porém, ocorrem em menor escala, uma vez que a região apresenta grande dificuldade de mecanização agrícola devido às declividades acentuadas. Os moradores da região concentram suas atividades na agropecuária em regime de agricultura familiar em pequenos lotes de terras. Segundo Pinto et al. (2009) a preferência para formação de pastagens na região é a face sul da bacia, onde a incidência de luz solar é maior. Na face norte, a ocupação é predominantemente por mata (Figura 4) que possui camadas de vegetação claramente definidas, com copas das árvores formando uma cobertura, atingindo em determinados locais, 20 m de altura. No interior da mata, o solo encontra-se protegido por

serrapilheira, que chega a atingir 0,5m de espessura (MENEZES et al., 2009). Segundo Scolforo, Mello e Silva (2008) a formação florestal da área de cabeceira da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Lavrinha é composta de Floresta Ombrófila Estacional Semidecidual.

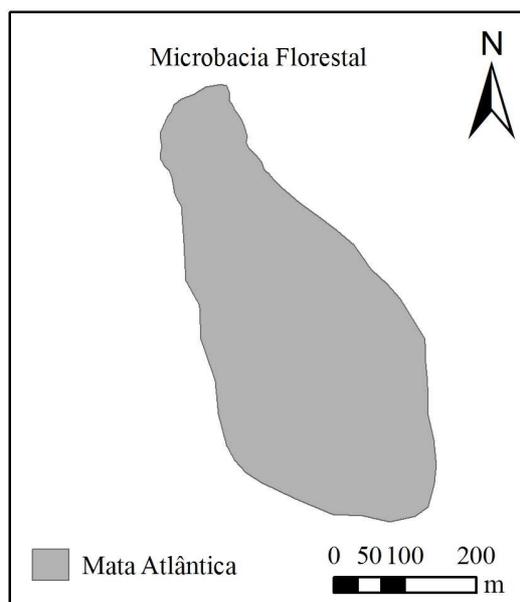


Figura 4 Mapa de uso atual do solo da sub-bacia sob floresta

No Gráfico 1 está representado o comportamento da precipitação mensal durante o período de monitoramento, com dados oriundos de uma estação meteorológica compacta instalada na sub-bacia de Mata Atlântica.

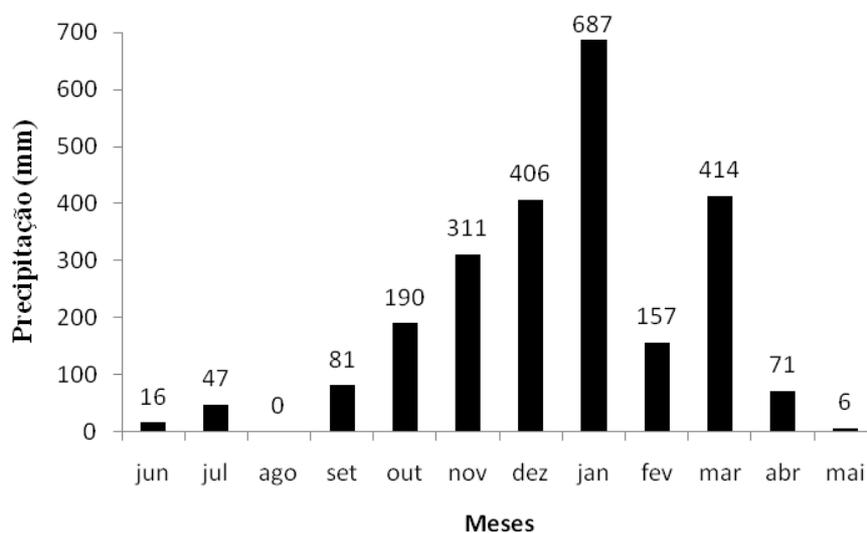


Gráfico 1 Precipitação total mensal na Bacia Hidrográfica do Ribeirão Lavrinha durante o período amostral de junho de 2010 a maio de 2011

## 2.2 Monitoramento da qualidade da água superficial

No contexto do monitoramento hidrológico, realizou-se um acompanhamento da qualidade da água gerada em um ambiente ocupado exclusivamente por Mata Atlântica, a uma altitude de 1294 m, sendo que este monitoramento foi confrontado à qualidade da água gerada em sub-bacia cuja área é ocupada por pastagem, ocorrendo fragmentos de mata na sua cabeceira. Ressalta-se que mesmo na ocorrência de fragmentos de mata, denominou-se como sub-bacia em pastagem, por esta ainda sofrer grande influência de pastagem na quase totalidade do percurso do corpo hídrico, com a presença de bovinos e equinos na área. O ponto de amostragem, no ambiente sob pastagem, se encontra a uma altitude de 1370 m.

As amostras foram coletadas em um ponto central da seção transversal do córrego, tanto para as análises “*in situ*” quanto para as análises laboratoriais.

Para garantir o acondicionamento e o armazenamento adequados das amostras, de tal maneira que não comprometesse a integridade das mesmas, as amostras foram colocadas em uma caixa térmica contendo gelo para a manutenção da temperatura em torno de 4°C de acordo com metodologia específica de coleta e preservação de amostras, baseada no roteiro do Standard of Methods, 19<sup>th</sup> Edition (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA, 1995).

De forma a descrever o comportamento dos corpos d'água ao longo das estações climáticas, realizou-se as amostragens ao longo de 1 ano, sendo uma amostragem em ambiente de Mata Atlântica e uma em ambiente de pastagem em cada etapa do monitoramento, abrangendo o período de junho de 2010 a maio de 2011. Devido a problemas com duas amostras durante o monitoramento e no laboratório, estas foram descartadas, totalizando, portanto, 10 amostras em cada área de estudo.

Foram analisados os seguintes indicadores de qualidade de água: turbidez (UNT), pH, condutividade elétrica (CE), sólidos dissolvidos totais (SDT), oxigênio dissolvido (OD), temperatura (T), nitrato (NO<sub>3</sub>), fosfato (PO<sub>4</sub>), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), coliformes totais (CT), coliformes fecais (CF), além do monitoramento da vazão dos cursos d'água.

Os indicadores pH, oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade elétrica, turbidez e sólidos dissolvidos totais foram analisados no campo com o auxílio de um equipamento multiparâmetro Consort® modelo C535 e um turbidímetro digital portátil da marca Digimed® modelo DM-TU. Periodicamente, os equipamentos foram aferidos e calibrados, seguindo todas as normas contidas nos manuais dos mesmos. Na avaliação da DBO de 5 dias a 20°C o teor de oxigênio dissolvido foi medido por meio de titulação. Nitrato e fosfato foram determinados por método espectrofotométrico (fotômetro de

bancada). A DQO foi determinada espectrofotometricamente, utilizando-se procedimento de digestão em tubo fechado. O número mais provável (NMP) de coliformes totais e fecais foi determinado pela técnica de tubos múltiplos.

No início das análises os indicadores DBO, DQO, coliformes totais e coliformes fecais foram analisados no Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia (LAADEG) e os indicadores fosfato e nitrato no Laboratório de Análise de Água do Departamento de Ciência do Solo (DCS). Após dois meses do início da realização das análises dos indicadores, procederam-se as análises de DQO, nitrato e fosfato no Laboratório de Hidráulica do Departamento de Engenharia (DEG) através de um aparelho fotômetro de bancada multiparâmetro e um reator de DQO, ambos da marca HANNA<sup>®</sup>. As demais análises (DBO, coliformes totais e coliformes fecais) continuaram sendo realizadas no Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia (LAADEG).

No monitoramento da vazão (Q) dos corpos hídricos, utilizou-se uma Calha Parshall no ambiente de pastagem e um Linígrafo automático associado à Calha Parshall com correspondente curva-chave, no monitoramento da vazão em ambiente de Mata Atlântica (Figura, 5), uma vez que esta se encontra sob contínuo monitoramento hidrológico e climático.



Figura 5 Equipamentos utilizados para aquisição de dados de vazão em ambos os ambientes monitorados

Para a coleta das amostras de água foram utilizadas garrafas de polietileno, devidamente limpas e esterilizadas, sendo garrafas de 500 ml para análise de fosfato e nitrato, garrafas 2 litros para análise de DBO e DQO. Para coliformes totais e fecais, utilizaram-se potes estéreis de 50 ml. Os demais indicadores foram analisados a campo, mediante analisadores multiparâmetros, como já mencionado.

No Quadro 1 representa-se o resumo dos indicadores avaliados com suas respectivas unidades e o procedimento adotado nas análises.

Quadro 1 Indicadores, unidades e procedimentos utilizados para as análises

Indicador	Unidade	Procedimento
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez	Turbidímetro
pH	Adimensional	Aparelho multiparâmetro
CE	$\mu\text{S}/\text{cm}$	Aparelho multiparâmetro
SDT	mg/L	Aparelho multiparâmetro
OD	mg/L	Aparelho multiparâmetro
T	$^{\circ}\text{C}$	Aparelho multiparâmetro
NO <sub>3</sub>	mg/L	Fotômetro de bancada
PO <sub>4</sub>	mg/L	Fotômetro de bancada
DBO	mg/L	Titulação + estufa de DBO
DQO	mg/L	Reator de DQO + Fotômetro de bancada
CT	NMP/100 mL	Método do tubos múltiplos
CF	NMP/100 mL	Método do tubos múltiplos
Q	L/s	Calha Parshall/Linígrafo

Os resultados foram submetidos à análise de variância pelo programa estatístico SISVAR (FERREIRA, 2003).

Posteriormente, foi feita uma comparação do comportamento da qualidade da água, através das concentrações dos indicadores e os limites estabelecidos na Resolução CONAMA 357/05, em ambas as situações de uso do solo ao longo do ano.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com Boyd (1979) a temperatura influencia na solubilidade do oxigênio dissolvido em corpos d'água e, segundo Esteves (1998), quanto maior for a temperatura menor será a solubilidade do oxigênio na água, diminuindo sua concentração. Observando as temperaturas da água registradas durante o monitoramento em ambiente de Mata Atlântica (mínima de 14,6 °C), percebeu-se essa relação, pois o oxigênio dissolvido (OD) apresentou maior concentração (14,10 mg/L) quando a água apresentou temperaturas mais baixas. Pela análise de concentrações de OD no curso d'água em ambiente de Mata Atlântica verificou-se que o menor valor encontrado foi de 6,76 mg/L e o maior valor foi de 14,10 mg/L (Tabela 1). Segundo a Resolução CONAMA 357/05, no ambiente sob Mata Atlântica, o OD atenderia ao limite de concentração para se enquadrar na Classe 1, pois não apresentou nenhum valor inferior a 6 mg/L (CONAMA, 2005). Nesta sub-bacia, os maiores valores de concentração de OD foram encontrados nos meses mais frios do ano e que também é o período de menor pluviometria na região (Gráfico 1), corroborando com o fato de que não ocorreu aporte de material orgânico para os cursos d'água, o que proporcionou elevada concentração de OD neste período.

Na sub-bacia sob Pastagem, segundo a citada Resolução, o OD não atenderia a Classe 1, uma vez, o valor de OD foi inferior a 6 mg/L (5,35 mg/L em 03/04/2011) (Tabela 1), o que enquadraria o curso d'água na classe 2. Geralmente, baixas concentrações de oxigênio encontrados em cursos d'água indicam a presença de matéria orgânica na água, a qual consome o oxigênio dissolvido pela oxidação dos compostos orgânicos. De acordo com von Sperling (1996), um rio em suas condições normais apresenta valores de OD próximos de 9 mg/L. Em estudos de ambientes com pouca antropização, caso sejam obtidas medições de baixas concentrações de oxigênio, não se deve descartar a

possibilidade de falha no uso ou do próprio equipamento. Segundo Esteves (1998), o OD encontra-se entre os indicadores limnológicos que apresentam maiores variações diárias, pois é um gás que está diretamente envolvido com o processo de fotossíntese e respiração e/ou decomposição que, por sua vez, estão inteiramente relacionadas com o fotoperíodo, a intensidade luminosa e a temperatura. De acordo com a Tabela 1, o maior valor de concentração de OD em ambiente de Pastagem foi de 13,0 mg/L e assim como ocorreu no ambiente em Mata Atlântica, foi no período de baixas temperaturas da água. Registrou-se nesse período, temperatura da água em torno de 15,2 °C, muito próxima da menor temperatura obtida no monitoramento, que foi de 14,9 °C no ambiente de Pastagem.

Verifica-se que as menores concentrações de OD registradas em ambos os ambientes monitorados foram durante o período chuvoso na região. Isto denota forte influência do escoamento superficial direto, devido ao carreamento de material orgânico aos corpos d'água, afetando a qualidade dos mesmos. De acordo com a Tabela 2 verifica-se uma superioridade de valores de OD da área sob floresta em relação à pastagem, e que estes ambientes se diferem estatisticamente segundo o teste F a 5% de probabilidade. Este comportamento denota a importância da cobertura vegetal, notadamente da Mata Atlântica na proteção dos cursos d'água, reduzindo os impactos sobre a qualidade dos mananciais.

Tabela 1 Resultado do Teste F dos indicadores de qualidade de água, considerando os dois tipos de uso do solo na Bacia Hidrográfica do Ribeirão Lavrinha

Indicador	Mata Atlântica	Pastagem
UNT	2,73a	2,08a
pH	5,94a	5,82a
CE	13,38a	8,04b
SDT	8,4a	5,02b
OD	9,81a	8,34b

“continua”

Tabela 1 “conclusão”

Indicador	Mata Atlântica	Pastagem
T	16,53a	17,63a
NO3	0,33a	0,94a
PO4	0,06a	0,04a
DBO	2,64a	3,22a
DQO	4,09a	4,43a
CT	4526a	3678a
CF	781a	2185a
Q	4,62a	1,09b

Médias seguidas pela mesma letra, nas linhas, não diferem entre si, pelo teste F, a 5% de probabilidade.

Tabela 2 Resultados das concentrações de oxigênio dissolvido em ambas as situações de uso do solo na região da Serra da Mantiqueira

Data	Oxigênio dissolvido (mg/L)	
	Floresta	Pastagem
18/06/2010	11,00	7,10
05/08/2010	14,10	13,00
10/10/2010	10,70	9,30
07/11/2010	8,50	7,40
14/12/2010	7,30	6,81
09/01/2011	6,76	6,77
17/03/2011	7,75	7,23
03/04/2011	8,95	5,35
01/05/2011	11,75	11,45
29/05/2011	11,30	9,00
Média	9,81	8,34

Segundo Baird (2002), a DBO representa, de forma indireta, a quantidade de matéria orgânica biodegradável que foi consumida pelos microrganismos aeróbios presentes no sistema aquático e constitui-se de um importante indicador na caracterização do seu grau de poluição. De acordo com os resultados de DBO (Tabela 3), verifica-se que, tanto em ambiente sob Pastagem quanto em Mata Atlântica, os maiores valores de DBO foram obtidos nos meses de maior vazão dos corpos d'água (novembro, dezembro e janeiro) que correspondem ao período chuvoso na região (Gráfico 1). Isso denota uma forte influência do escoamento superficial direto no transporte de material

orgânico aos cursos d'água, elevando a DBO. O comportamento da DBO evidencia uma diferença importante no comportamento da qualidade da água em ambos os ambientes. Na sub-bacia sob Mata Atlântica, apenas uma única vez o limite para a classe 2 foi superado (5,5 mg/L em 07/11/2010). No entanto, na área sob pastagem este valor foi superado 3 vezes seguidas (em 07/11, 14/12 e 09/01). Esse comportamento ocorreu devido à maior susceptibilidade da sub-bacia sob pastagem ao escoamento superficial direto e conseqüentemente, ao transporte de material orgânico ao curso d'água, demonstrando a importância da Mata Atlântica no contexto da combinação hidrologia de superfície e qualidade de água.

Tabela 3 Resultados das concentrações de DBO em ambas as situações de uso do solo na região da Serra da Mantiqueira

Data	DBO (mg/L)	
	Floresta	Pastagem
18/06/2010	3,00	2,7
05/08/2010	2,5	3,00
10/10/2010	2,64	3,22
07/11/2010	5,5	6,00
14/12/2010	5,00	8,00
09/01/2011	4,00	6,00
17/03/2011	1,00	1,00
03/04/2011	1,00	1,00
01/05/2011	1,47	0,96
29/05/2011	0,28	0,28
Média	2,64	3,22

Assim como ocorreu com os resultados de DBO, os maiores valores obtidos de Demanda Química de Oxigênio (DQO), tanto em ambiente sob Pastagem quanto sob Mata Atlântica, foram obtidos nos meses de maior precipitação (novembro, dezembro e janeiro) de acordo com a Tabela 4. Estes valores também foram influenciados pelo escoamento superficial direto no transporte de material orgânico aos cursos d'água, elevando a DQO. Verifica-se que o ambiente de Pastagem concentra um maior período com altas

concentrações de DQO, evidenciado pelo tipo de cobertura vegetal que propicia condições para a ocorrência de escoamento superficial, afetando negativamente a qualidade da água dos corpos hídricos. Costa et al. (2006) avaliando a qualidade da água do arroio Madureira/Lajeado Grande e seus afluentes no Paraná, mostraram que os valores mais elevados de DQO foram encontrados nas regiões com maior densidade populacional e, conforme se desloca em direção a locais de menor densidade populacional, os valores da DQO diminuem, evidenciando a relação direta deste indicador de qualidade de água com a concentração de material orgânico no curso d'água. Ressalta-se que a DQO não é considerada no contexto das classes dos corpos hídricos previstas na Resolução CONAMA 357/05.

Tabela 4 Resultados das concentrações de DQO em ambas as situações de uso do solo na região da Serra da Mantiqueira

Data	DQO (mg/L)	
	Floresta	Pastagem
18/06/2010	5,00	4,10
05/08/2010	3,90	4,20
10/10/2010	1,00	5,00
07/11/2010	8,00	9,00
14/12/2010	6,00	4,00
09/01/2011	5,00	7,00
17/03/2011	3,00	2,00
03/04/2011	1,00	3,00
01/05/2011	4,00	3,00
29/05/2011	4,00	3,00
Média	4,09	4,43

Os valores de turbidez (UNT) mantiveram-se baixos (Tabela 5), em ambos os ambientes (Mata Atlântica e Pastagem) durante todo o período de monitoramento, não excedendo o limite da Resolução CONAMA 357/05 para enquadramento da água na Classe 1 (CONAMA, 2005). Donadio, Galbiatti e De Paula (2005) e Primavesi et al. (2002) apontaram valores maiores para turbidez em sub-bacias hidrográficas agrícolas do que em áreas florestadas, comprovando

a eficiência das matas ciliares na contenção dos sólidos que podem vir a atingir o corpo d'água através do escoamento superficial direto. Esses tipos de estudos comprovam a eficiência das matas nativas na manutenção da qualidade da água.

Tabela 5 Resultados de Turbidez em ambas as situações de uso do solo na região da Serra da Mantiqueira

Data	Turbidez (UNT)	
	Floresta	Pastagem
18/06/2010	1,27	2,27
05/08/2010	3,27	2,08
10/10/2010	2,87	1,65
07/11/2010	1,78	3,93
14/12/2010	3,86	1,87
09/01/2011	2,59	2,36
17/03/2011	1,25	2,42
03/04/2011	3,96	1,67
01/05/2011	3,32	1,28
29/05/2011	3,16	1,27
Média	2,73	2,08

Segundo a Tabela 6, verifica-se que os resultados de condutividade elétrica (CE) mostraram-se relativamente baixos ao longo do monitoramento tanto no ambiente em Pastagem como no ambiente sob Mata Atlântica. De acordo com a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB (2008) níveis de CE superiores a 100 $\mu$ S/cm indicam ambientes impactados.

Tabela 6 Resultados da Condutividade elétrica em ambas as situações de uso do solo na região da Serra da Mantiqueira

Data	Condutividade elétrica ( $\mu$ S/cm)	
	Floresta	Pastagem
18/06/2010	20,30	11,40
05/08/2010	4,96	6,30
10/10/2010	22,50	15,40
07/11/2010	16,40	8,10
14/12/2010	10,40	4,60

“continua”

Tabela 6 “conclusão”

Data	Condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	
	Floresta	Pastagem
09/01/2011	8,20	5,50
17/03/2011	9,60	5,20
03/04/2011	12,70	7,20
01/05/2011	13,30	7,70
29/05/2011	15,40	9,00
Média	13,38	8,04

Os valores de pH em ambos os ambientes amostrados se mantiveram próximos a 6 (Tabela 7), ficando em alguns períodos do ano, próximo de 5 como ocorreu no ambiente de Pastagem. Estes resultados podem ser um indicativo de que o tipo de uso do solo está afetando e modificando de certa forma o pH da água do corpo hídrico. Sugere-se aqui uma avaliação mais criteriosa para o indicador pH neste tipo de ambiente, como é o caso da Alta Mantiqueira. Os baixos valores de pH tanto no ambiente em Mata Atlântica quanto em pastagem podem estar relacionados com a decomposição de matéria orgânica presente em ambas as áreas, liberando ácidos orgânicos aos corpos hídricos. O pH fornece indícios sobre a qualidade hídrica (água superficial valor entre 4 e 9), o tipo de solo por onde a água percorreu e indica a acidez ou a alcalinidade da solução (MATHEUS et al., 1995). As florestas propiciam o fornecimento de ácidos orgânicos (CHRISTOFOLETTI, 1998), podendo alterar o pH da água. Segundo Pinto (2007) ecossistemas que apresentam valores baixos de pH têm elevadas concentrações de ácidos orgânicos dissolvidos, formados principalmente pela atividade metabólica dos microrganismos aquáticos.

Tabela 7 Resultados de pH em ambas as situações de uso do solo na região da Serra da Mantiqueira

Data	pH	
	Floresta	Pastagem
18/06/2010	5,80	6,23
05/08/2010	6,25	5,63

“continua”

Tabela 7 “conclusão”

Data	pH	
	Floresta	Pastagem
10/10/2010	6,70	6,50
07/11/2010	6,11	6,23
14/12/2010	5,88	5,73
09/01/2011	5,19	5,11
17/03/2011	6,12	5,63
03/04/2011	5,27	4,95
01/05/2011	5,44	5,70
29/05/2011	6,60	6,50
Média	5,94	5,82

Quanto aos valores de concentração de nitratos, estes se mantiveram baixos ao longo de todo o período de monitoramento (Tabela 8), em ambas as situações de uso do solo (Mata Atlântica e Pastagem). Considera-se que os baixos valores desse indicador devem-se à inexistência de uso de fertilizantes na área em estudo, onde as pastagens são naturais e não há nenhuma outra cultura acima dos pontos de coleta. O mesmo aconteceu com os valores de fosfato, que se mantiveram muito baixos ao longo do monitoramento das áreas.

Tabela 8 Resultados de Nitrato e Fosfato em ambas as situações de uso do solo na região da Serra da Mantiqueira

Data	Nitrato (mg/L)		Fosfato (mg/L)	
	Floresta	Pastagem	Floresta	Pastagem
18/06/2010	0,20	0,10	0,10	0,10
05/08/2010	0,09	0,09	0,09	0,09
10/10/2010	0,00	0,00	0,04	0,00
07/11/2010	1,40	3,30	0,22	0,02
14/12/2010	0,00	0,00	0,07	0,00
09/01/2011	0,00	0,00	0,00	0,00
17/03/2011	1,60	0,30	0,00	0,21
03/04/2011	0,00	1,80	0,04	0,00
01/05/2011	0,00	3,20	0,02	0,00
29/05/2011	0,00	0,60	0,00	0,00
Média	0,33	0,94	0,06	0,04

Foram obtidos valores baixos de sólidos dissolvidos totais (SDT), em ambas as situações de uso do solo (Tabela 9). Os valores de ambas as áreas não excederam o limite da Resolução CONAMA 357/05, para a Classe 1 e este tipo de indicador não influenciou no comportamento da qualidade da água (CONAMA, 2005). Ressalta-se a necessidade de uma maior frequência de amostragem na avaliação da concentração de SDT em sub-bacias com características topográficas de declive acentuado e solos com baixa permeabilidade, pois estas características geram na área, uma resposta muito rápida do escoamento superficial direto na ocorrência de precipitações.

Tabela 9 Resultados de concentrações de Sólidos dissolvidos totais em ambas as situações de uso do solo na região da Serra da Mantiqueira

Data	pH	
	Floresta	Pastagem
18/06/2010	10,90	6,70
05/08/2010	11,00	7,90
10/10/2010	12,10	8,10
07/11/2010	8,70	4,10
14/12/2010	5,60	2,60
09/01/2011	4,50	3,00
17/03/2011	5,30	2,80
03/04/2011	6,70	3,90
01/05/2011	7,20	4,10
29/05/2011	12,00	7,00
Média	8,40	5,02

De acordo com os dados das análises bacteriológicas, encontraram-se altas concentrações de coliformes totais e fecais em ambas as situações de uso (Tabela 10). Os limites de concentrações de coliformes fecais para a classe 2 da Resolução CONAMA 357/05, foram excedidos nos meses de maior precipitação da região, onde o escoamento superficial direto, associado ao tipo de atividade econômica da região, que é a agropecuária, contribuíram para a diminuição na qualidade da água dos corpos hídricos (CONAMA, 2005). Segundo Merten e Minella (2002) as atividades agropecuárias representam grande risco à qualidade

dos mananciais, quando nestes não são adotadas práticas de manejo conservacionistas, elevando os valores de DBO e coliformes fecais.

Poleto, Carvalho e Matsumoto (2010) constataram que um dos motivos para um avançado estágio de degradação do Córrego Ipê no município de Ilha Solteira – SP foi o aumento dos níveis de concentrações de coliformes fecais e totais em alguns pontos analisados.

Monitorando a qualidade da água do ribeirão Lavrinha, Pinto et al. (2009) verificaram que os valores de coliformes fecais violaram a classe 2 da Resolução CONAMA 357/05, em uma amostragem, fazendo com que os pontos monitorados no curso d'água se enquadrassem na classe 3, sendo o escoamento superficial direto o responsável pelo transporte do material fecal para os corpos hídricos (CONAMA, 2005).

Von Sperling (1996) cita que recentemente, vários autores vêm sugerindo a utilização apenas da bactéria *Escherichia coli* como indicadora de poluição fecal.

Fisher et al. (2000) alegam que coliformes fecais podem não ser o melhor indicador de contaminação fecal e citam que a presença de um grande número de bactérias do grupo coliformes em áreas preservadas com poucos animais domésticos, leva à necessidade de se aplicar um método alternativo na avaliação da contaminação fecal da água, como por exemplo a avaliação de bactérias *Enterococcus* e *Escherichia coli*. Os mesmos autores concluíram que ambos os ensaios para o *Escherichia coli* e *Enterococos* foram úteis para identificar a contaminação fecal e na diferenciação entre áreas impactadas por pastagens e áreas impactadas apenas por animais selvagens.

Ressalta-se aqui a necessidade de análises de bactérias *Enterococcus* e *Escherichia coli*, nos tipos de ambientes abordados neste estudo, para uma maior compreensão e caracterização da contaminação fecal ocorrida na área.

Tabela 10 Resultados das análises bacteriológicas em ambas as situações de uso do solo na região da Serra da Mantiqueira

Data	Coliforme total (NMP/100mL)		Coliforme fecal (NMP/100mL)	
	Floresta	Pastagem	Floresta	Pastagem
18/06/2010	400	950	400	950
05/08/2010	450	930	250	0
10/10/2010	160	250	160	250
07/11/2010	2500	4500	2500	4500
14/12/2010	750	1150	450	1150
09/01/2011	1600	2500	1150	2500
17/03/2011	3000	4500	2500	1500
03/04/2011	400	11000	400	11000
01/05/2011	6000	4000	0	0
29/05/2011	30000	7000	0	0
Média	4526	3678	781	2185

Os indicadores DBO, DQO, Coliforme fecal e Oxigênio dissolvido, tiveram suas concentrações alteradas ao longo do tempo, de acordo com o regime de chuvas na região, o que denota forte influência do escoamento superficial direto na qualidade dos corpos hídricos nas sub-bacias hidrográficas. Ressalta-se neste sentido a importância da manutenção da cobertura vegetal, notadamente da Mata Atlântica, na manutenção da qualidade dos cursos d'água na região.

Follador et al. (2009) avaliando a qualidade da água na sub-bacia do rio Mandurim/Marmeleiro no estado do Paraná, concluíram que as atividades de suinocultura não têm afetado de forma significativa a qualidade dos recursos hídricos na sub-bacia estudada e que apesar da qualidade da água estar adequada aos padrões legais vigentes na maior parte das amostras analisadas, é preciso ressaltar que a Resolução CONAMA 357/05, considera que o enquadramento dos corpos d'água deve estar baseado não necessariamente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender as necessidades da comunidade.

A minimização dos efeitos da degradação da qualidade da água na região só se dará pela conscientização da população local quanto ao uso correto

desses recursos e a manutenção da cobertura vegetal remanescente na região, principalmente de Mata Atlântica.

#### 4 CONCLUSÕES

Os valores de Turbidez, Condutividade elétrica, Sólidos dissolvidos totais, Nitrato e Fosfato mantiveram-se baixos durante todo o período de monitoramento e estão de acordo com a normalidade, segundo a Resolução CONAMA 357/05.

A qualidade da água em ambas as situações de uso do solo, foi afetada nos períodos de maior precipitação do ano, onde os valores de alguns indicadores violaram os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05.

O regime de chuvas associado ao escoamento superficial direto através do transporte de material orgânico aos corpos hídricos influenciou na qualidade dos cursos d'água da região.

As elevadas concentrações de Coliformes fecais afetaram a qualidade dos cursos d'água nos períodos de maiores precipitações na região, e estão associadas à agropecuária, principal atividade econômica exercida na Serra da Mantiqueira.

O ambiente sob floresta apresentou resultados de qualidade de água superiores ao ambiente sob pastagem, devido à maior proteção que este tipo de ambiente oferece aos cursos d'água.

## REFERÊNCIAS

AMARAL, L. A. et al. Água de consumo humano como fator de risco à saúde em propriedades rurais. **Revista Saúde Pública**, São Paulo, v. 37, n. 4, p. 510-514, 2003.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19th ed. Washington: American Water Works Association Environment Federation, 1995. 1268 p.

BAIRD, C. **Química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.

BOYD, C. E. **Water quality in warmwater fish ponds**. Auburn: Auburn University, 1979. 359 p.

CARVALHO, L. G. et al. Clima. In: SCOLFORO, J. R.; CARVALHO, L. M. T.; OLIVEIRA, A. D. **Zoneamento ecológico-econômico do estado de Minas Gerais**: componentes geofísico e biótico. Lavras: UFLA, 2008.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia Fluvial**. São Paulo: Edgard Blücher, 1998. 328 p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Secretaria de Estado de Meio Ambiente. Governo do Estado de São Paulo. **Variáveis de qualidade da água**. São Paulo, 2008. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em: 21 abr. 2011.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 357**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 21 jan. 2011.

COSTA, W. et al. Avaliação preliminar da qualidade da água do arroio Madureira e afluentes. **Química Nova**, São Paulo, v. 12, n. 1, p. 15-22, abr. 2006.

DINIZ, L. T. et al. O enquadramento de cursos d'água na legislação brasileira. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO SUL-SUDESTE, 1., 2006, Curitiba. **Anais...** Curitiba: ABRH, 2006. 1 CD ROM.

DONÁDIO, N. M. M.; GALBIATTI, J. A.; DE PAULA, R. C. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do córrego Rico, São Paulo, Brasil. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 1, p. 115-125, jan./abr. 2005.

ENGENHARIA AGRÍCOLA. Juazeiro/Petrolina. **Anais**. SBEA, 2009. CD-ROM.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. p. 43-263.

FERREIRA, D. F. **Sistema para análise de variância para dados balanceados (SISVAR)**. Lavras: UFLA, 2003. Versão 4.3.

FISHER, D. S. et al. The relationship of land use practices to surface water quality in the Upper Oconee Watershed of Georgia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 128, n. 1/2, p. 39-48, Mar. 2000.

FOLLADOR, F. A. C. et al. Índice de qualidade da água na microbacia do rio Mandurim-Marmeleiro/PR. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 38., 2009, Juazeiro. **Anais...** Juazeiro: [s. n.], 2009. 1 CD ROM.

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

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

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

PEREIRA, D. R. et al. Evapotranspiration and estimation of aerodynamic and stomatal conductance in a fragment of Atlantic Forest in Mantiqueira range region, MG. **Cerne**, Lavras, v. 16, n. 1, p. 32-40, Jan./Mar. 2010.

PINTO, D. B. F. et al. Qualidade da água do ribeirão Lavrinha na região Alto Rio Grande – MG, Brasil. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 33, n. 4, p. 1145-1152, jul./ago. 2009.

PINTO, D. B. F. **Qualidade dos recursos hídricos superficiais em sub-bacias hidrográficas da região Alto Rio Grande – MG**. 2007. 89 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola/Engenharia de Água e Solo) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2007.

POLETO, C.; CARVALHO, S. L.; MATSUMOTO, T. Water quality evaluation of a hidrografic micro basin in the Ilha Solteira City (SP). **Holos Enviroment**, Rio Claro, v. 10, n. 1, p. 96, 2010.

PRIMAVESI, O. et al. Water quality of Canchim's creek watershed in São Paulo, SP, Brazil, occupied by beef and dairy cattle activities. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 45, n. 2, p. 209-217, 2002.

SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M.; SILVA, C. P. **Inventário florestal de Minas Gerais: floresta estacional semidecidual e ombrófila: florística, estrutura, diversidade, similaridade, distribuição diamétrica e de altura, volumetria, tendências de crescimento e áreas aptas para manejo florestal**. Lavras: UFLA, 2008. 1029 p.

SILVA, R. C. A.; ARAÚJO, T. M. Qualidade da água do manancial subterrâneo em áreas urbanas de Feira de Santana (BA). **Revista Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 4, p. 1019-1028, 2003.

SPAROVEK, G.; VAN LIER, Q. J.; DOURADO NETO, D. Computer assisted Koeppen climate classification: on a case study for Brazil. **International Journal of Climatology**, Hoboken, v. 27, p. 257-266, 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996. 243 p.

ZANINI, H. L. H. T. et al. Caracterização da água da microbacia do córrego Rico avaliada pelo índice de qualidade de água de estado trófico. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 4, p. 732-741, jul./ago. 2010.

**CAPÍTULO 3 Composição de um Índice de Qualidade de Água para as condições da Serra da Mantiqueira através da técnica de componentes principais**

## RESUMO

A utilização de um grande número de indicadores de qualidade de água torna oneroso o monitoramento dos corpos hídricos ao longo tempo. Neste sentido, a Análise de Componentes Principais (ACP) pode ser considerada como uma ferramenta promissora de grande auxílio na gestão dos recursos hídricos, pois permite diminuir a dimensionalidade dos dados, facilitando a sua visualização. Neste estudo objetivou-se obter um índice de qualidade de água (IQA) que caracterizasse a região da Serra da Mantiqueira. Na composição do IQA foi realizada a normalização dos indicadores de qualidade de água advindos de uma sub-bacia sob Mata Atlântica e outra sob pastagem, devido ao fato de que os mesmos apresentam unidades de medida distintas e também para que haja uma ponderação específica de cada indicador dentro da faixa de valores encontrados. Os valores normalizados dos indicadores foram divididos pela respectiva vazão do período e local avaliado e posteriormente foram submetidos a uma Análise de Componentes Principais (ACP). A primeira ACP visou selecionar os indicadores que mais contribuíssem na variação dos dados. Foi realizada uma segunda ACP e de posse dos respectivos pesos dos indicadores foi efetuado o cálculo do IQA. Após a composição do Índice de Qualidade de Água foi feita uma avaliação ao longo do período de monitoramento comparando os resultados em duas situações típicas de uso do solo da Serra da Mantiqueira, na região Alto Rio Grande. Os indicadores com maiores pesos, segundo a primeira componente principal, foram o coliforme total, nitrato, coliforme fecal, demanda química de oxigênio (DQO) e temperatura. Os resultados obtidos indicaram que com a aplicação da análise de componentes principais foi possível reduzir o número de indicadores de qualidade de água originais, selecionando aqueles mais importantes na explicação das variações das características dos ambientes estudados na região da Serra da Mantiqueira. A sub-bacia sob Mata Atlântica apresentou os melhores resultados de IQA, denotando a importância deste tipo de ambiente na manutenção da qualidade da água dos mananciais.

Palavras-chave: Indicadores de qualidade de água. ACP. Indicadores ambientais.

## ABSTRACT

The use of a large number of indicators of water quality becomes expensive the monitoring of water bodies over time. In this sense, The Principal Component Analysis (PCA) can be considered as a promising tool for water resources management, allowing a reduction on the dimensionality of the data facilitating its visualization. In this study aimed to obtain a water quality index (WQI) that characterize the region of Mantiqueira Range. For the composition of the WQI, was made to standardize the indicators of water quality arising from a sub-basin in the Atlantic Forest and another pasture, due to the fact that they have different units of measurement and also to have a specific weight of each indicator within the range of values found. The normalized of indicators were divided by the flow of its time and place were evaluated and subsequently subjected to a Principal Component Analysis (PCA). The first PCA aimed to select the indicators that contributed to the variability of data. It was realized a second PCA and on the basis of the respective weights of indicators, WQI values were carried out. After, WQI was promoted an evaluation throughout the monitoring period by comparing the results in two typical situations of land use of the Mantiqueira Range, in the region of Alto Rio Grande. Indicators with greater weight, according to the first principal component, were: total coliform, nitrate, fecal coliform, chemical oxygen demand (COD) and temperature. The results indicated that with the application of principal component analysis was possible to reduce the number of indicators water quality, selecting only those most important for explaining the variability of the environments studied in the Mantiqueira Range. The sub-basin under Atlantic forest presented the best results for WQI, demonstrating the importance of this kind of environmental in maintenance of quality water in springs.

Keywords: Water quality indicators. PCA. Environmental indicators.

## 1 INTRODUÇÃO

O Índice de Qualidade de Água (IQA) foi apresentado pela 1ª vez na literatura em 1965 por Horton, um pesquisador alemão, que utilizou desta ferramenta para avaliação do programa de redução de poluição e para informação pública.

Segundo a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB (2009), os índices de qualidade das águas estabelecem uma classificação para os corpos hídricos a partir da integração de grupos de variáveis específicas, os indicadores de qualidade de água.

O conceito de qualidade da água é muito mais amplo do que a simples caracterização da água por sua fórmula molecular. Isso por que a água, devido às suas propriedades de solvente e capacidade de transportar partículas, incorpora a si diversas impurezas, as quais definem a sua qualidade (TUCCI, 2009).

Como já mencionado anteriormente, na caracterização da qualidade da água, utilizam-se alguns indicadores que representam suas características físico-químicas e biológicas. Alguns indicadores foram estabelecidos pela National Sanitation Foundation (NSF) dos Estados Unidos da América, através de pesquisas junto a vários especialistas da área ambiental, para o desenvolvimento de um índice que expressasse a situação, em termos qualitativos, da água. Baseado neste estudo, o Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) desenvolveu o Índice de Qualidade da Água (IQA) adotado no Estado de Minas Gerais.

O IQA-NSF, modificado pelo IGAM, é calculado com base nos indicadores: oxigênio dissolvido, coliformes fecais, pH, DBO,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ , temperatura, turbidez e sólidos totais. Nesta metodologia, foram traçadas, para cada indicador, pelo NSF, curvas médias da variação da qualidade da água em função das suas respectivas concentrações. A partir disso, ajustou-se equações

para cálculo de cada um dos índices da equação de IQA (equação 1) ajustadas pelo IGAM com base nas curvas geradas pelo NSF.

$$IQA = \prod_{i=1}^9 q_i^{w_i} \quad (1)$$

em que: IQA é o índice de qualidade da água,  $q_i$  é a qualidade do indicador  $i$  obtido através da curva média específica de qualidade e  $w_i$  é o peso atribuído ao indicador  $i$ , em função da sua importância na qualidade, entre 0 e 1 (Tabela 1). Os valores do IQA - IGAM variam de 0 a 100.

Tabela 1 Pesos atribuídos aos indicadores de qualidade aplicados no cálculo do IQA utilizado pelo IGAM, em MG

Indicador	Peso - $w_i$
Oxigênio dissolvido - (OD - % OD)	0,17
Coliformes fecais - (NMP / 100 mL)	0,15
Potencial hidrogeniônico - pH	0,12
Demanda bioquímica de oxigênio - DBO - ( $\text{mg L}^{-1}$ )	0,10
Nitratos - ( $\text{mg L}^{-1}$ NO <sub>3</sub> )	0,10
Fosfatos - ( $\text{mg L}^{-1}$ PO <sub>4</sub> )	0,10
Varição de temperatura - ( $^{\circ}\text{C}$ )	0,10
Turbidez - (UNT)	0,08
Resíduos totais - ( $\text{mg L}^{-1}$ )	0,08

Outro índice de qualidade de água muito utilizado no Brasil é o da CETESB. O IQA-NSF, modificado pela CETESB, é semelhante ao do IGAM, porém ao invés de se utilizar o indicador nitrato utiliza-se o nitrogênio total.

Outros autores, como Carvalho, Schlittler e Tornisielo (2000), desenvolveram seus próprios Índices de Qualidade de Água. Esses índices foram baseados na construção de curvas de qualidade e agregação ponderada de indicadores de qualidade de água selecionados.

Carvalho e Ferreira (2004) utilizaram o IQA-IGAM para avaliar a qualidade da água do Ribeirão Ubá, na cidade de mesmo nome em Minas Gerais. Constataram que, a partir da entrada da cidade, bem como à jusante desta, a água do Ribeirão Ubá é de má qualidade, sofrendo tanto com a poluição por esgotos domésticos quanto por efluentes industriais.

Molina, Hernandez e Vanzela (2006) realizaram um diagnóstico da qualidade de água utilizando IQA em diferentes pontos de uma sub-bacia localizada no município de Regente Feijó – SP, onde puderam verificar que os principais condicionantes da redução da qualidade de água desta sub-bacia foram os lançamentos de esgotos e a água de drenagem urbana, principalmente no período seco do ano e erosão nas áreas rurais, principalmente no período chuvoso do ano, condicionado pelo manejo dos solos e a degradação das matas ciliares.

### **1.2 Análise de Componentes Principais (ACP) na composição do Índice de Qualidade de Água (IQA)**

De acordo com Zimmerman, Guimarães e Peralta-Zamora (2008), a qualidade das águas é avaliada levando-se em conta uma série de indicadores físico-químicos e microbiológicos, ensaios de custo elevado e de difícil execução. Neste sentido, a Análise de Componentes Principais pode ser considerada como uma ferramenta de compressão, que permite diminuir a dimensionalidade da matriz de dados, facilitando, conseqüentemente, a sua visualização. Em geral, espera-se que um menor número de componentes principais possa explicar a maior parte da variância dos dados originais, sem relevante perda de informação.

Segundo Ferreira (2008) e Johnson e Wichern (1998), a ACP é uma técnica multivariada de modelagem da estrutura de covariância. Os componentes principais são definidos como combinações lineares de  $p$  variáveis

correlacionadas, sendo que cada combinação linear é não correlacionada com a outra. Tais combinações formam um conjunto de novas variáveis, conhecidas como “variáveis latentes”. É importante mencionar que estas variáveis latentes não se apresentam correlacionadas entre si e são conhecidas como “componentes principais”.

A aplicação da ACP permite caracterizar os diferentes pesos de cada um dos indicadores no cálculo do Índice de Qualidade de Água (IQA), sendo possível, com isto, gerar um IQA específico para as condições da Serra da Mantiqueira.

Existem muitas aplicações na literatura associadas aos componentes principais. A estimativa do IQA, tratada no âmbito de uma análise baseada na ACP, pode ser uma boa proposta, especialmente por que há variáveis que constituem o IQA que apresentam correlação, como por exemplo, turbidez e sólidos; pH e nitrogênio e/ou fósforo; OD e DBO; dentre outras. Assim, a ACP atua analisando e caracterizando as variáveis mais importantes e seus respectivos pesos.

Girão et al. (2007), na seleção de indicadores de qualidade da água no Rio Jaibaras utilizando-se a análise de componentes principais, verificaram que o primeiro, segundo e terceiro componente principal para um ponto de coleta em análise, explicaram, respectivamente, 37,57%, 30,87% e 11,75% da variância total dos dados, concentrando em três dimensões 80,19% das informações.

Jianqin, Jingjing e Xiaojie (2010) utilizaram 14 tipos de indicadores de qualidade de água tais como sólidos suspensos, DQO, DBO, coliforme fecal, fósforo total, nitrogênio total, dentre outros, na avaliação de um modelo de qualidade de água baseado em análise de componentes principais. Os mesmos autores tiveram como resultado os três primeiros componentes principais respondendo por aproximadamente 65,8 % da variação dos dados.

Estes dados demonstram a funcionalidade da ferramenta de ACP no contexto da hidrologia ambiental especificamente na análise de qualidade de água.

Na caracterização da qualidade dos recursos hídricos, normalmente está envolvido um grande número de indicadores, e estes, por sua vez estão fortemente correlacionados, dificultando o entendimento de suas interrelações, com reflexos na tomada de medidas de manutenção e recuperação da qualidade.

Métodos de estatística multivariada para a classificação, modelagem e interpretação de grandes conjuntos de dados de programas de monitoramento ambiental permitem a redução do número de dados necessários ao entendimento dos processos estudados, permitindo a extração de informações que serão úteis na avaliação e gestão da qualidade de águas superficiais (MASSART; KAUFMAN, 1983; SIMEONOV et al., 2003).

Neste sentido, este estudo visou aplicar a técnica de componentes principais para identificar a participação dos indicadores de qualidade de água na composição de um índice de qualidade de água para as condições da Serra da Mantiqueira, a qual apresenta como usos principais do solo, a Mata Atlântica e pastagens extensivas.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

Na composição do Índice de Qualidade de Água (IQA) para a região da Serra da Mantiqueira foram utilizados dados dos indicadores de qualidade de água de duas sub-bacias, ocupadas por Mata Atlântica e Pastagem, na Bacia Hidrográfica do Ribeirão Lavrinha, na Serra da Mantiqueira, região Alto Rio Grande.

Os indicadores analisados foram: pH, oxigênio dissolvido (OD), temperatura (T), condutividade elétrica (CE), turbidez (NTU), sólidos dissolvidos totais (SDT), DBO, DQO, coliformes totais (CT), coliformes fecais (CF), fosfato ( $\text{PO}_4$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3$ ).

Segundo Menezes et al. (2009), a Bacia Hidrográfica do Ribeirão Lavrinha pode ser considerada como representativa do ambiente da Serra da Mantiqueira e o uso atual do solo na mesma é composto de 41,5% por mata nativa, 13,2% por mata em regeneração, 40,4% por pastagem e 4,9% por vegetação de várzea. Com base nessa distribuição de usos do solo, observa-se que as sub-bacias selecionadas representam de forma significativa, os tradicionais e mais importantes usos do solo das terras altas da Mantiqueira. Segundo essa proposição, os dados dos indicadores de qualidade de água analisados, tanto da sub-bacia sob ambiente de mata nativa como na sub-bacia sob pastagem, foram analisados conjuntamente na aplicação da estatística multivariada, visando caracterizar de forma geral, a Bacia Hidrográfica do Ribeirão Lavrinha e conseqüentemente, a região da Serra da Mantiqueira.

Anteriormente à determinação do IQA, foi realizada a normalização dos indicadores, devido ao fato de que os mesmos apresentam unidades de medida distintas e à necessidade de ponderação de cada indicador de qualidade dentro de sua respectiva massa de dados, considerando momentos estatísticos de 1ª e 2ª ordem (média e variância) associados aos dados. A função de pontuação

normalizada desenvolvida por Wymore (1993) foi aplicada para a obtenção de valores normalizados dos indicadores de zero a um:

$$v(x, B, L, S) = \frac{1}{1 + \left[ \frac{(B-L)^{-2S}(B+x-L)}{(x-L)} \right]} \quad (2)$$

em que  $v$  é a pontuação normalizada; B é a média do indicador; L é o menor valor observado para o indicador (ALVARENGA, 2010).

O valor de S é a inclinação da reta tangente à curva em B e foi determinado igualando-se a derivada segunda da equação 2 a zero, considerando  $v$  igual a 0,5, e x igual a B (ALVARENGA, 2010).

A partir dos valores de L, B e S da equação de normalização ajustada, foram normalizados os resultados dos indicadores de qualidade de água obtidos durante o período de monitoramento nas duas sub-bacias hidrográficas da Serra da Mantiqueira.

## 2.1 Análise de Componentes Principais e Índice de Qualidade de Água para a região da Serra da Mantiqueira

Os valores normalizados dos indicadores de qualidade de água da Serra da Mantiqueira foram divididos pelos valores de vazão relativos ao período e local de estudo e posteriormente, submetidos a uma análise de componentes principais (ACP). Da análise, foram produzidas matrizes de correlação entre os indicadores e autovalores relativos aos doze componentes, bem como um conjunto de autovetores proporcionais à contribuição de cada indicador nos respectivos componentes. A divisão dos valores normalizados pelos valores de

vazão repassa ao conjunto de dados a influência que esta variável exerce nos resultados de concentração dos indicadores de qualidade de água.

Da primeira análise de componentes principais (ACP1) definiram-se os indicadores que mais contribuíram na variação dos dados e seus respectivos pesos. Posteriormente foi feita uma segunda análise de componentes principais (ACP2) nos indicadores selecionados pela ACP1 para a aquisição de novos pesos desses indicadores. Esses pesos foram utilizados para o cálculo do IQA, utilizando para isso a estrutura da equação 3, representada abaixo.

O conjunto de autovetores (pesos) do primeiro componente principal da ACP2 foi multiplicado pelos respectivos dados normalizados de cada indicador ao longo do tempo na composição do índice de qualidade de água (IQA) (Equação 3).

$$IQA = \sum_{i=1}^n v_i CP_i \quad (3)$$

em que  $v_i$  é o valor normalizado do indicador  $i$  e  $CP_i$  é o peso do indicador  $i$  advindo da ACP2.

Bonnet, Ferreira e Lobo (2008) utilizaram de uma estrutura semelhante de cálculo para composição do Índice de Qualidade de Água no âmbito de uma bacia hidrográfica, considerando os resultados obtidos como bons e representativos.

Após a composição do Índice de Qualidade de Água foi feita uma avaliação ao longo do período de monitoramento comparando os resultados para as duas principais situações de uso do solo na Serra da Mantiqueira.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 2 estão representados os valores estimados do modelo de Wymore (1993) na normalização dos valores cada indicador de qualidade de água. Os valores de L, B e S representam, respectivamente, os valores mínimo, médio e inclinação da reta tangente à curva quando o valor normalizado é 0,5, de acordo com o modelo proposto por Wymore (1993).

Tabela 2 Valores estimados e aplicados para normalização dos indicadores de qualidade de água

Indicadores de Qualidade de Água	L	B	S
NTU	2,41	1,25	-0,2157
pH	5,88	4,95	-0,2688
CE	10,71	4,60	-0,0409
SDT	6,71	2,60	-0,0608
OD	9,08	5,35	0,0670
T	17,08	14,60	-0,1008
NO3	0,63	0,00	-0,3975
PO4	0,05	0,00	-5,0100
DBO	2,93	0,28	-0,0943
DQO	4,26	1,00	-0,0767
CT	410,20	16,00	-0,0006
CF	148,30	0,00	-0,0017

Nas Tabelas 3 e 4 estão representados os resultados da normalização dos valores dos indicadores de qualidade de água de ambas as situações de uso do solo, de acordo com a função de pontuação normalizada desenvolvida por Wymore (1993).

Tabela 3 Dados normalizados – ambiente de Mata Atlântica

Data	NTU	pH	CE	SDT	OD	T	NO <sub>3</sub>	PO <sub>4</sub>	DBO	DQO	CT	CF
18/06/2010	0,90	0,55	0,30	0,34	0,60	0,54	0,60	0,33	0,46	0,43	0,66	0,62
05/08/2010	0,41	0,40	1,00	0,34	0,82	0,99	0,70	0,37	0,51	0,52	0,65	0,68
10/10/2010	0,48	0,26	0,24	0,27	0,57	0,70	0,98	0,58	0,50	0,99	0,77	0,72
07/11/2010	0,67	0,44	0,41	0,48	0,39	0,45	0,02	0,04	0,22	0,21	0,14	0,08
14/12/2010	0,31	0,52	0,59	0,69	0,27	0,27	0,85	0,45	0,26	0,35	0,56	0,61
09/01/2011	0,52	0,99	0,66	0,99	0,01	0,38	0,85	0,95	0,36	0,43	0,33	0,38
17/03/2011	0,99	0,44	0,61	0,72	0,32	0,34	0,01	0,70	0,68	0,59	0,07	0,08
03/04/2011	0,30	0,77	0,52	0,61	0,43	0,38	0,85	0,58	0,68	0,99	0,66	0,62
01/05/2011	0,40	0,67	0,50	0,58	0,66	0,57	0,85	0,67	0,63	0,51	1,00	1,00
29/05/2011	0,43	0,29	0,44	0,28	0,62	0,67	0,85	0,70	0,99	0,51	0,70	1,00

Tabela 4 Dados normalizados – ambiente de pastagem

Data	NTU	pH	CE	SDT	OD	T	NO <sub>3</sub>	PO <sub>4</sub>	DBO	DQO	CT	CF
18/06/2010	0,44	0,38	0,27	0,33	0,40	0,70	0,78	0,17	0,54	0,53	0,67	0,65
05/08/2010	0,50	0,56	0,63	0,22	0,84	0,77	0,78	0,22	0,52	0,52	0,67	1,00
10/10/2010	0,64	0,31	0,09	0,21	0,58	0,60	0,99	0,89	0,50	0,44	0,79	0,77
07/11/2010	0,07	0,38	0,50	0,60	0,42	0,18	0,06	0,65	0,27	0,11	0,32	0,25
14/12/2010	0,57	0,53	0,99	0,99	0,37	0,33	0,91	0,89	0,15	0,54	0,64	0,62
09/01/2011	0,41	0,73	0,70	0,74	0,37	0,28	0,91	0,88	0,27	0,25	0,51	0,46
17/03/2011	0,40	0,56	0,74	0,79	0,41	0,41	0,68	0,00	0,71	0,99	0,32	0,58
03/04/2011	0,63	0,99	0,56	0,62	0,01	0,43	0,28	0,96	0,71	0,65	0,02	0,01
01/05/2011	0,90	0,53	0,52	0,60	0,75	0,65	0,06	0,96	0,71	0,65	1,00	1,00
29/05/2011	0,99	0,31	0,43	0,30	0,56	0,99	0,59	0,69	0,99	0,65	0,90	1,00

Nas Tabelas 5 e 6 estão representados os resultados dos dados normalizados divididos pelas respectivas vazões dos cursos d'água correspondentes a cada tipo de ambiente monitorado.

Tabela 5 Valores influenciados pela vazão do curso d'água sob Mata Atlântica

Data	NTU	pH	CE	SDT	OD	T	NO <sub>3</sub>	PO <sub>4</sub>	DBO	DQO	CT	CF
18/06/2010	0,25	0,15	0,08	0,10	0,17	0,15	0,17	0,09	0,13	0,12	0,19	0,18
05/08/2010	0,15	0,15	0,37	0,13	0,30	0,37	0,26	0,14	0,19	0,19	0,24	0,25
10/10/2010	0,30	0,16	0,15	0,17	0,36	0,44	0,61	0,36	0,31	0,62	0,48	0,45
07/11/2010	0,53	0,35	0,33	0,38	0,31	0,36	0,02	0,03	0,17	0,17	0,11	0,06
14/12/2010	0,04	0,06	0,07	0,09	0,03	0,03	0,11	0,06	0,03	0,04	0,07	0,08
09/01/2011	0,04	0,07	0,05	0,07	0,00	0,03	0,06	0,07	0,03	0,03	0,02	0,03
17/03/2011	0,14	0,06	0,09	0,10	0,05	0,05	0,00	0,10	0,10	0,08	0,01	0,01
03/04/2011	0,08	0,20	0,13	0,16	0,11	0,10	0,22	0,15	0,18	0,25	0,17	0,16
01/05/2011	1,08	1,82	1,36	1,56	1,77	1,54	2,30	1,81	1,69	1,37	2,70	2,70
29/05/2011	0,11	0,07	0,11	0,07	0,15	0,16	0,21	0,17	0,25	0,13	0,17	0,25

Tabela 6 Valores influenciados pela vazão do curso d'água sob pastagem

Data	NTU	pH	CE	SDT	OD	T	NO <sub>3</sub>	PO <sub>4</sub>	DBO	DQO	CT	CF
18/06/2010	1,18	1,02	0,71	0,88	1,06	1,88	2,08	0,46	1,45	1,43	1,79	1,73
05/08/2010	3,61	4,01	4,54	1,61	6,08	5,59	5,67	1,57	3,75	3,79	4,85	7,22
10/10/2010	9,41	4,58	1,27	3,06	8,58	8,94	14,64	13,15	7,39	6,53	11,75	11,39
07/11/2010	0,13	0,67	0,86	1,04	0,73	0,32	0,10	1,12	0,47	0,20	0,55	0,43
14/12/2010	0,20	0,19	0,36	0,36	0,13	0,12	0,32	0,32	0,05	0,19	0,23	0,22
09/01/2011	0,13	0,23	0,22	0,23	0,11	0,09	0,28	0,27	0,08	0,08	0,16	0,14
17/03/2011	0,22	0,31	0,42	0,45	0,23	0,23	0,38	0,00	0,40	0,56	0,18	0,33
03/04/2011	0,67	1,06	0,60	0,66	0,01	0,46	0,30	1,03	0,76	0,70	0,02	0,01
01/05/2011	1,57	0,93	0,91	1,04	1,30	1,14	0,11	1,68	1,24	1,13	1,74	1,74
29/05/2011	2,14	0,67	0,93	0,65	1,20	2,15	1,27	1,49	2,15	1,41	1,96	2,16

Na Tabela 7 estão representados os coeficientes do primeiro componente da estrutura da ACP1 e pesos de cada indicador de qualidade de água. Verifica-se na Tabela 19 que o primeiro componente principal (CP) da ACP1 explica 93,07% da variância dos dados originais, podendo ser utilizado na seleção de indicadores que mais influenciaram na variação dos dados.

Adotou-se como critério de escolha dos indicadores que mais contribuíram na variação dos dados, como aqueles que tivessem um valor acima de 0,30 na coluna de CP. Verifica-se, portanto que, de acordo com a Tabela 19, pela análise do primeiro CP, os indicadores mais significativos na variação dos dados foram: CT, NO3, CF, DQO e T. Oxigênio dissolvido, fosfato, turbidez e DBO são indicadores que ainda têm um significativo peso na variação dos dados, mas não foram utilizados para o cálculo do IQA neste estudo. Mediante isto foi possível reduzir o número de indicadores originais, selecionando aqueles que foram determinantes para as variações qualitativas dos cursos d'água em estudo para caracterização de um IQA para a região.

Tabela 7 Coeficientes do primeiro componente da estrutura da ACP1 e pesos de cada indicador de qualidade de água. Em negrito estão os indicadores que mais contribuíram na variação dos dados

Indicador	CP	$(CP1)^2 = \text{Peso}$
NTU	0,23	0,05
pH	0,14	0,02
CE	0,12	0,01
SDT	0,13	0,02
OD	0,27	0,08
<b>T</b>	<b>0,31</b>	<b>0,01</b>
<b>NO3</b>	<b>0,43</b>	<b>0,18</b>
PO4	0,26	0,07
DBO	0,22	0,05
<b>DQO</b>	<b>0,33</b>	<b>0,11</b>
<b>CT</b>	<b>0,43</b>	<b>0,18</b>
<b>CF</b>	<b>0,36</b>	<b>0,13</b>
Variância explicada	93,07%	$\Sigma = 1$

De posse dos indicadores selecionados, realizou-se uma segunda análise multivariada (ACP2) dos dados para a aquisição dos pesos destes indicadores e formulação do IQA. Na Tabela 8 estão representados os resultados da ACP2 dos indicadores selecionados. Os pesos dos indicadores representados na Tabela 8 foram os utilizados na equação 3 juntamente com os dados normalizados dos respectivos indicadores na composição do IQA.

Tabela 8 Coeficientes da ACP2 e respectivos pesos de cada indicador de qualidade de água

Indicador	CP2	$(CP2)^2 = \text{Peso}$
CT	0,51	0,26
NO3	0,51	0,26
CF	0,42	0,18
DQO	0,40	0,16
T	0,37	0,14
Variância explicada	96,61%	$\Sigma = 1$

Na Tabela 9 estão representados os valores de IQA para ambas as situações de uso do solo na região da Serra da Mantiqueira, estudados com base nos pesos da CP da ACP2, que explica 96,61% da variância total dos dados. Foi possível selecionar 5 indicadores de qualidade que se destacaram, de forma significativa em relação aos demais (CT, NO<sub>3</sub>, CF, DQO e T). Isto permite caracterizar que, para o ambiente da Serra da Mantiqueira, o monitoramento dos indicadores destacados deve ser privilegiado para que se possa caracterizar a qualidade das águas da região. No entanto, devido à importância do indicador DBO, no contexto geral associado à qualidade da água, este indicador também pode ser considerado em monitoramentos futuros.

Tabela 9 Índices de qualidade de água para as duas situações de uso do solo na região da Serra da Mantiqueira

Data	IQA - Mata Atlântica	IQA - Pastagem
18/06/2010	0,67	0,66
05/08/2010	0,76	0,74
10/10/2010	0,92	0,74
07/11/2010	0,38	0,19
14/12/2010	0,66	0,64
09/01/2011	0,64	0,53
17/03/2011	0,41	0,54
03/04/2011	0,79	0,21
01/05/2011	0,68	0,49
29/05/2011	0,59	0,60

Para caracterização de um IQA para uma bacia hidrográfica em uma dada região é preciso caracterizar adequadamente os usos do solo a fim de identificar possíveis fontes de poluição, para explicar o comportamento dos dados ao longo do tempo. Neste sentido, Toledo e Nicolella (2002) formularam um IQA a partir do primeiro componente principal, detentor de 47% da variância total dos dados, para uma bacia hidrográfica sob uso agrícola e urbano no interior paulista e concluíram que os principais indicadores de qualidade de água que influenciaram a composição do IQA foram as variáveis oxigênio dissolvido, fósforo total, amônia e condutividade elétrica.

Verifica-se que o intervalo de abrangência do IQA, proposto neste estudo, varia de 0 a 1, onde, valores próximos a zero indicam baixa qualidade do curso d'água e valores próximos a 1 indicam uma boa qualidade da água do respectivo da água.

Analisando o Gráfico 1, observa-se que o índice de qualidade de água para as condições da Serra da Mantiqueira, demonstrou um comportamento superior para as condições da Mata Atlântica. No entanto, é importante destacar que, em determinados períodos, o índice de qualidade de água obtido para a sub-bacia sob pastagem se manteve em níveis mais elevados do que na floresta, especialmente em 17/03/2011. Verifica-se também que os menores valores de

IQA, para ambas as situações de uso do solo, ocorreram na data de 07/11/2010 (Tabela 10 e Gráfico 1) e deve-se basicamente às maiores concentrações obtidas para nitrato, DQO e coliformes fecais, evidenciado pelo fato destes indicadores serem significativos na variação dos dados (Tabela 9). No mês de abril de 2011, o índice de qualidade de água do ambiente sob Mata Atlântica se manteve alto enquanto que na pastagem obteve-se um valor baixo do índice. Isto se deve ao fato de que no ambiente de pastagem neste período observou-se altos valores de concentração de coliformes totais, coliformes fecais e nitrato e uma baixa concentração de oxigênio dissolvido, o que reduziu o valor do índice de qualidade de água.

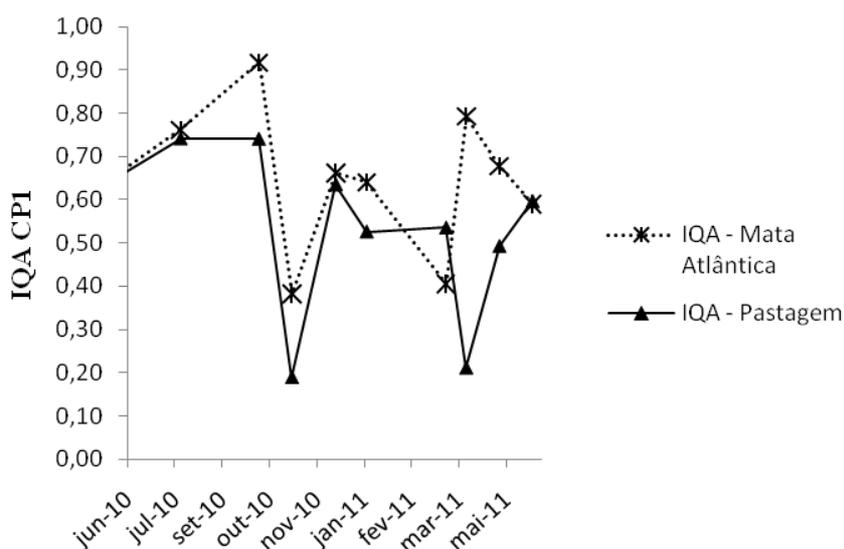


Gráfico 1 Comportamento do IQA ao longo do tempo em duas situações de uso do solo na Serra da Mantiqueira

Verifica-se no Gráfico 2 que o Índice de Qualidade de Água, manteve-se alto nos meses de pouca precipitação, evidenciando que o escoamento superficial direto é uma das possíveis causas da alteração da qualidade da água. No entanto, no período de abril de 2011, mesmo com pouca precipitação, o IQA

da Pastagem se manteve baixo, que foi um período de baixa precipitação. Este comportamento do IQA se deve ao antecedente de precipitação, onde o início do mês de abril foi antecedido por um período de altas precipitações, que vieram diminuindo os valores de IQA do ambiente de pastagem gradativamente, até chegar a um valor de IQA de 0,21, segundo menor valor obtido neste estudo. O ambiente sob Mata Atlântica manteve bons IQA, mesmo em períodos de maior precipitação, como em janeiro de 2011, evidenciando que este tipo de ambiente oferece uma melhor proteção ao escoamento superficial direto e manutenção da qualidade da água.

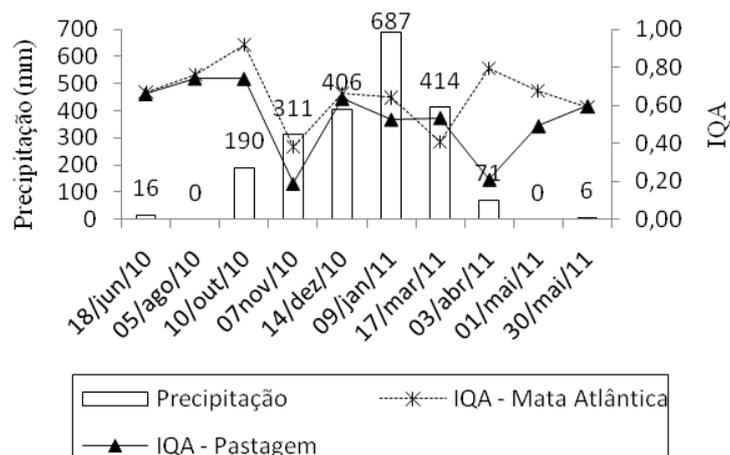


Gráfico 2 Valores de IQA calculados com base na metodologia proposta neste estudo, para ambientes da Serra da Mantiqueira e respectiva precipitação no período

#### **4 CONCLUSÕES**

A aplicação da ACP reduziu o número de indicadores de qualidade de água utilizados no cálculo do IQA.

Coliforme total, nitrato, coliforme fecal, DQO e temperatura foram os principais indicadores de qualidade de água que influenciaram a composição do IQA proposto neste estudo.

Os índices de qualidade de água da sub-bacia sob Mata Atlântica apresentaram melhores resultados em comparação à sub-bacia sob pastagem comprovando a importância das florestas nativas da região na manutenção da qualidade da água dos corpos hídricos.

## REFERÊNCIAS

ALVARENGA, C. C. **Indicadores hidrológicos do solo para identificação de áreas potenciais de recarga subterrânea**, 2010. 81 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2010.

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

CARVALHO, C. F.; FERREIRA, A. L. Qualidade das águas do Ribeirão Ubá – MG. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 1, p. 1-8, jul./set. 2004.

CARVALHO, A. R.; SCHLITTLER, F. H. M.; TORNISIELO, V. L. Relações das atividades agropecuárias com parâmetros físicos e químicos da água. **Química Nova**, São Paulo, v. 23, n. 5, p. 618-622, set./out. 2000.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (São Paulo). Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo. São Paulo, 2009. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/publicacoes.asp>>. Acesso em: 1 ago. 2010.

FERREIRA, D. F. **Estatística multivariada**. Lavras: UFLA, 2008. 662 p.

GIRÃO, E. G. et al. Seleção dos indicadores da qualidade de água no Rio Jaibaras pelo emprego da análise da componente principal. **Revista Ciência Agrônômica**, Fortaleza, v. 38, n. 1, p. 17-24, 2007.

JIANQIN, M.; JINGJING, G.; XIAOJIE, L. Water quality evaluation model based on principal component analysis and information entropy: application in Jinshui River. **Journal of Resources and Ecology**, Beijing, n. 1, v. 3, p. 249-252, 2010.

JOHNSON, R. A.; WICHERN, D. W. **Applied multivariate statistical analysis**. 4<sup>th</sup> ed. New Jersey: Prentice Hall, 1998. 816 p.

MASSART, D. L.; KAUFMAN, L. **The interpretation of analytical chemical data by the use of cluster analysis**. New York: J. Wiley, 1983.

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

MOLINA, P. M.; HERNANDEZ, F. B. T.; VANZELA, L. S. Índice de qualidade de água na microbacia degradada do córrego Água da Bomba – município de Regente Feijó SP. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 16., Goiânia, 2006. **Anais...** Goiânia: CONIRD, 2006. 1 CD ROM.

SIMEONOV, V. et al. Assessment of the surface water quality in northern Greece. **Water Research**, Amsterdam, v. 37, n. 17, p. 4119-4124, 2003.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 59, n. 1, p. 181-186, jan./mar. 2002.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: UFRGS, 1993. 943 p.

WYMORE, A. W. **Model-based systems engineering: an introduction to the mathematical theory of discrete systems and to the tricotyledon theory of system desing**. Boca Raton: CRC, 1993. 710 p.

ZIMMERMANN, C. M.; GUIMARÃES, O. M.; PERALTA-ZAMORA, P. G. Avaliação da qualidade do corpo hídrico do rio Tibagi na região de Ponta Grossa utilizando análise de componentes principais (PCA). **Química Nova**, São Paulo, v. 31, n. 7, p. 1727-1732, 2008.

**ANEXOS**

## ANEXO A

Tabela 1A Resultados do monitoramento dos indicadores físico-químicos e biológicos e da vazão na sub-bacia em ambiente de Mata Atlântica

Data	UNT	pH	CE	SDT	OD	T	NO <sub>3</sub>	PO <sub>4</sub>	DBO	DQO	CT	CF	Q
18/06/2010	1,27	5,80	20,30	10,90	11,00	16,20	0,20	0,10	3,00	5,00	400	400	3,55
05/08/2010	3,27	6,25	4,96	11,00	14,10	14,60	0,09	0,09	2,50	3,90	450	250	2,68
10/10/2010	2,87	6,70	22,50	12,10	10,70	15,10	0,00	0,04	2,64	1,00	160	160	1,6
07/11/2010	1,78	6,11	16,40	8,70	8,50	16,90	1,40	0,22	5,50	8,00	2500	2500	1,25
14/12/2010	3,86	5,88	10,40	5,60	7,30	18,40	0,00	0,07	5,00	6,00	750	450	8,05
09/01/2011	2,59	5,19	8,20	4,50	6,76	17,50	0,00	0,00	4,00	5,00	1600	1150	13,64
17/03/2011	1,25	6,12	9,60	5,30	7,75	17,80	1,60	0,00	1,00	3,00	3000	2500	7,14
03/04/2011	3,96	5,27	12,70	6,70	8,95	17,50	0,00	0,04	1,00	1,00	400	400	3,90
01/05/2011	3,32	5,44	13,30	7,20	11,75	16,00	0,00	0,02	1,47	4,00	6000	0	0,37
29/05/2011	3,16	6,60	15,40	12,00	11,30	15,30	0,00	0,00	0,28	4,00	30000	0	4,04

Onde: UNT: Turbidez (Unidade nefelométrica de turbidez); pH: Potencial hidrogeniônico; CE: Condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ); SDT: Sólidos dissolvidos totais (mg/L); OD: Oxigênio dissolvido (mg/L); T: Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ); NO<sub>3</sub>: Nitrato (mg/L); PO<sub>4</sub>: Fosfato (mg/L); DBO: Demanda bioquímica de oxigênio (mg/L); DQO: Demanda química de oxigênio (mg/L); CT: Coliformes totais (NMP/100mL); CF: Coliformes fecais (NMP/100mL); Q: Vazão (L/s).

Tabela 2A Resultados do monitoramento dos indicadores físico-químicos e biológicos e da vazão na sub-bacia em ambiente de Pastagem

<b>Data</b>	<b>UNT</b>	<b>pH</b>	<b>CE</b>	<b>SDT</b>	<b>OD</b>	<b>T</b>	<b>NO<sub>3</sub></b>	<b>PO<sub>4</sub></b>	<b>DBO</b>	<b>DQO</b>	<b>CT</b>	<b>CF</b>	<b>Q</b>
18/06/2010	2,27	6,23	11,40	6,70	7,10	15,60	0,10	0,10	2,70	4,10	950	950	0,37
05/08/2010	2,08	5,63	6,30	7,90	13,00	15,20	0,09	0,09	3,00	4,20	930	0	0,14
10/10/2010	1,65	6,50	15,40	8,10	9,30	16,50	0,00	0,00	3,22	5,00	250	250	0,07
07/11/2010	3,93	6,23	8,10	4,10	7,40	21,50	3,30	0,02	6,00	9,00	4500	4500	0,57
14/12/2010	1,87	5,73	4,60	2,60	6,81	19,50	0,00	0,00	8,00	4,00	1150	1150	2,79
09/01/2011	2,36	5,11	5,50	3,00	6,77	20,10	0,00	0,00	6,00	7,00	2500	2500	3,25
17/03/2011	2,42	5,63	5,20	2,80	7,23	18,60	0,30	0,21	1,00	2,00	4500	1500	1,77
03/04/2011	1,67	4,95	7,20	3,90	5,35	18,40	1,80	0,00	1,00	3,00	11000	11000	0,93
01/05/2011	1,28	5,70	7,70	4,10	11,45	16,00	3,20	0,00	0,96	3,00	4000	0	0,57
29/05/2011	1,27	6,50	9,00	7,00	9,00	14,90	0,60	0,00	0,28	3,00	7000	0	0,46

Onde: UNT: Turbidez (Unidade nefelométrica de turbidez); pH: Potencial hidrogeniônico; CE: Condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ); SDT: Sólidos dissolvidos totais (mg/L); OD: Oxigênio dissolvido (mg/L); T: Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ); NO<sub>3</sub>: Nitrato (mg/L); PO<sub>4</sub>: Fosfato (mg/L); DBO: Demanda bioquímica de oxigênio (mg/L); DQO: Demanda química de oxigênio (mg/L); CT: Coliformes totais (NMP/100mL); CF: Coliformes fecais (NMP/100mL); Q: Vazão (L/s).