

**KAÍQUE MESQUITA CARDOSO**

**ANÁLISE DA DINÂMICA DE PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA EM  
MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS COM VEGETAÇÃO NATIVA E COM  
FLORESTAS PLANTADAS DE *Pinus***

**Botucatu**

**2018**



**KAIQUE MESQUITA CARDOSO**

**ANÁLISE DA DINÂMICA DE PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA EM  
MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS COM VEGETAÇÃO NATIVA E COM  
FLORESTAS PLANTADAS DE *Pinus***

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agronômicas da Unesp Campus de Botucatu, para obtenção do título de Mestre em Ciência Florestal.

Orientadora: Dra. Maria José Brito Zakia

**Botucatu**

**2018**

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO – DIRETORIA TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - UNESP – FCA – LAGEADO – BOTUCATU (SP)

C268a      Cardoso, Kaique Mesquita, 1994-  
Análise da dinâmica de parâmetros de qualidade da água em microbacias hidrográficas com vegetação nativa e com florestas plantadas de *Pinus* / Kaique Mesquita Cardoso. - Botucatu: [s.n.], 2018  
76 p.: il., color., grafs., tabs.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista Faculdade de Ciências Agrônomicas, Botucatu, 2018  
Orientador: Maria José Brito Zakia  
Inclui bibliografia

1. Monitoramento ambiental. 2. Eutrofização. 3. Água - Qualidade. I. Zakia, Maria José Brito. II. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Câmpus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agrônomicas. III. Título.

**CERTIFICADO DE APROVAÇÃO**

**TÍTULO DA DISSERTAÇÃO:** ANÁLISE DA DINÂMICA DE PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA EM MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS COM VEGETAÇÃO NATIVA E COM FLORESTAS PLANTADAS DE PINUS

**AUTOR:** KAÍQUE MESQUITA CARDOSO

**ORIENTADORA:** MARIA JOSÉ BRITO ZAKIA

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em CIÊNCIA FLORESTAL,  
pela Comissão Examinadora:

  
Profa. Dra. MARIA JOSÉ BRITO ZAKIA  
- / Consultoria Socioambiental / Praxis Socioambiental

  
Dra. CAROLINA BOZETTI RODRIGUES  
- / IPEF

  
Prof. Dr. IRAÉ AMARAL GUERRINI  
Depto de Solos e Recursos Ambientais / Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu

Botucatu, 09 de maio de 2018



## AGRADECIMENTOS

À Professora Dra. Maria José Brito Zakia, pela orientação e tranquilidade na condução deste estudo, pela compreensão na divisão do meu tempo com as atividades do trabalho e pelo auxílio incondicional na logística de viagens até a UNESP.

À Dra. Carolina Bozetti Rodrigues, pela disposição em auxiliar na obtenção dos dados e orientação quanto a interpretação junto às Ciências Florestais.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de estudos concedida no primeiro ano de atividades do Mestrado (Processo nº 1582576).

Ao Programa Cooperativo sobre Monitoramento e Modelagem de Bacias Hidrográficas (PROMAB), ao Instituto de Pesquisas Florestais (IPEF) e ao Laboratório de Hidrologia Florestal (LHF) da ESALQ/USP, que devido a parceria na realização do projeto de monitoramento e manejo florestal permitiram a obtenção e divulgação dos resultados deste trabalho.

À Kablin Paraná, empresa responsável pelo local de estudo e obtenção dos dados.

Ao Instituto Federal do Norte de Minas Gerais – IFNMG *Campus Araçuaí*, pela compreensão dos servidores perante minha necessidade de conciliar o trabalho com as atividades de capacitação docente.





## RESUMO

O conceito de microbacias hidrográficas reflete a sensibilidade ao regime de precipitação e uso alternativo do solo da área de drenagem. Neste sentido, ao pensar em planejamento territorial, a conservação das microbacias hidrográficas é o que garante o suprimento da quantidade e qualidade do corpo de água à jusante. Assim, sabendo que a exportação dos nutrientes em uma microbacia hidrográfica está relacionada ao manejo exercido na área, e em que, ao depender da sua concentração no sistema aquático pode gerar um processo de degradação ambiental, o objetivo deste trabalho foi avaliar a dinâmica de parâmetros de qualidade da água e a oscilação do índice de estado trófico em duas microbacias hidrográficas. As microbacias estão sob diferentes coberturas de vegetação, e enquanto uma possui vegetação nativa do bioma Mata Atlântica, a outra possui predominância de florestas plantadas de *Pinus*. Foram coletados dados durante uma série histórica de dez anos (2005 – 2015), com frequência de observação quinzenal. As variáveis aferidas foram os nutrientes nitrato, fósforo, potássio, cálcio e magnésio, assim como parâmetros físicos de sólidos suspensos totais, turbidez e cor aparente. O monitoramento dos parâmetros de qualidade é fruto do Programa Cooperativo sobre Monitoramento e Modelagem de Bacias Hidrográficas (PROMAB) do Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais (IPEF). Neste estudo observou-se que apesar do regime de precipitação condicionar a flutuação de alguns nutrientes, a mobilidade dos elementos pode ser em função da solubilidade e reatividade com a água. Não foi observado depreciação da qualidade de água pelo manejo florestal.

**Palavras-chave:** Monitoramento. Nutrientes. Eutrofização. Parâmetros físicos e químicos da água.



## ABSTRACT

The concept of catchments reflects the sensitivity of the precipitation regime and the alternative use of soil in the drainage area. In this sense, when thinking about territorial planning, the conservation of watersheds is what guarantees the supply of the quantity and quality of the water body downstream. Thus, knowing that the export of nutrients in a watershed is related to the management in the area, and that, depending on its concentration in the aquatic system can generate an environmental degradation process, the objective of this work was to evaluate the parameters dynamics of water quality and the oscillation of the trophic state index in two catchments. The watersheds are under different coverages of vegetation, while one of the watershed is surrounded by vegetation native to the Atlantic Forest biome, the another is predominantly planted pine forests. Data were collected during a ten - year historical series (2005 - 2015), with frequency of biweekly observation. The measured variables were nitrate, phosphorus, potassium, calcium and magnesium nutrients, as well as physical parameters of total suspended solids, turbidity and apparent color. The monitoring of the quality parameters is the result of the Cooperative Program on Monitoring and Modeling of Watershed of the Forest Research Institute. In this study it was observed that although the precipitation regime conditions the fluctuation of some nutrients, the mobility of the elements can be in function of the solubility and reactivity with the water. No water quality depreciation was observed by forest management.

**Keywords:** Monitoring. Nutrients. Eutrophication. Physico and chemical parameters.



## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>13</b>
<b>CAPÍTULO 1 - AVALIAÇÃO DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO EM DUAS MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS SUBMETIDAS A DIFERENTES COBERTURAS FLORESTAIS .....</b>	<b>19</b>
1.1 INTRODUÇÃO .....	19
1.2 MATERIAL E MÉTODOS .....	21
1.2.1 Caracterização do local de estudo .....	21
1.2.1.1 Caracterização do solo e da dinâmica nutricional das microbacias .....	23
1.2.2 Coleta de dados .....	25
1.2.3 Procedimentos analíticos .....	26
1.2.3.1 Variação temporal do IET na qualidade da água .....	26
1.2.4 Análises estatísticas .....	27
1.2.4.1 Aderência à normalidade dos dados .....	27
1.2.4.2 Análise de comportamento sazonal.....	27
1.2.4.3 Análise de comparações de amostras .....	27
1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	28
1.3.1 Variação do IET e da qualidade da água em função do uso do solo .....	28
1.3.2 Variação temporal do IET e a qualidade da água solo .....	33
REFERÊNCIAS .....	38
<b>CAPÍTULO 2 - DINÂMICA DE NUTRIENTES E PARÂMETROS FÍSICOS DA ÁGUA EM MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS COM VEGETAÇÃO NATIVA E FLORESTAS PLANTADAS DE <i>Pinus</i>.....</b>	<b>43</b>
2.1 INTRODUÇÃO .....	43
2.2 MATERIAL E MÉTODOS .....	44
2.2.1 Caracterização do local de estudo .....	44
2.2.2 Coleta de dados .....	44
2.2.3 Procedimentos analíticos .....	44
2.2.4 Análise estatísticas .....	45
2.2.4.1 Aderência à normalidade dos dados .....	45
2.2.4.2 Análise de comparações de amostras.....	45

2.2.4.3	Análise de correlação .....	46
2.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	46
2.3.1	Análise estatística preliminar .....	46
2.3.2	Parâmetros de qualidade da água em função do uso do solo .....	47
2.3.3	Parâmetros de qualidade da água e intensidade pluviométrica .....	49
	REFERÊNCIAS.....	60
	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>65</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>67</b>
	<b>APÊNDICES .....</b>	<b>71</b>

## INTRODUÇÃO GERAL

Considerada um sistema geomorfológico aberto e sujeita a distintas variáveis interdependentes, uma bacia hidrográfica recebe energia por meio de agentes climáticos e perde a partir do deflúvio (LIMA, 2010). O estudo do fluxo de água é importante no manejo aplicado às microbacias hidrográficas e por isto, modificações no uso do solo nesse sistema podem alterar o seu equilíbrio dinâmico, sendo a vegetação ciliar do corpo aquático um dos fatores que estabilizam a oscilação do recebimento e liberação de energia (LIMA, 2010; MORI et al., 2015).

Sabe-se que a utilização alternativa do solo com práticas de manejo, além de influenciarem a quantidade de água, ou seja, prover a infiltração da precipitação que abastece o lençol freático e garantir o suprimento do fluxo durante uma estação seca, também podem modificar a qualidade do recurso hídrico (WALTER et al., 2000; TAMBOSI et al., 2015).

A qualidade da água representa o conjunto de características físicas, químicas e biológicas adequadas para sua utilização, de acordo com a potabilidade, segurança e condições satisfatórias para a manutenção de um ecossistema equilibrado (BRAGA et al., 2005). No Brasil, a importância da qualidade da água está conceituada na Política Nacional de Recursos Hídricos e dentro da ação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, onde a gestão sistemática não dissocia os aspectos de quantidade e qualidade com a gestão ambiental (BRASIL, 1997).

A saúde do recurso hídrico está sujeita a uma contingência histórica e possui fatores de origem antrópica e natural que podem indicar o nível de conservação e qualidade da água (BAILLIE; NEARY, 2015). Estudos já demonstraram a influência que o uso de solo e a modificação da paisagem exercem no estado ecológico dos rios, e que corpos d'água que drenam de paisagens compostas por florestas tendem a apresentar uma qualidade de água superior comparada com outros tipos de atividades (ALLAN, 2004; BOGGS, 2013; RODRIGUES-FILHO et al., 2015; MILLER; HUTCHINS, 2017). Essa qualidade está relacionada com a absorção de nutrientes pelo sistema radicular da vegetação, que também podem reter sedimentos oriundos do escoamento sub-superficial e permitir maior armazenamento de água pela infiltração.

Binkley e Brown (1993) apontaram que práticas florestais têm potencial de degradação da qualidade da água e podem promover alteração de alguns parâmetros. A agricultura em larga escala, por sua vez, como a pecuária e plantações, tende a mudar as características naturais de pequenos rios e riachos, enquanto a pequena agricultura, caracterizada pelas práticas conjuntas com florestas secundárias, pode ter um efeito menos perturbador, inclusive quando o preparo da terra é evitado (FIGUEIREDO et al., 2013).

Segundo Figueiredo (2009), em bacias hidrográficas ocupadas principalmente com grandes áreas de florestas e boas práticas agrícolas, as quais evitam a preparação do solo, pode ocorrer a conservação das características naturais dos córregos. Em florestas plantadas, os parâmetros de qualidade de água podem sofrer alterações devido ao manejo, como operações de preparo do solo, fertilização, uso de estradas durante a condução e colheita do povoamento florestal. Todavia, essa alteração pode se apresentar de forma pontual e por curto período de tempo, não comprometendo dessa forma a qualidade do recurso hídrico (VITAL et al., 1999; BAILLIE; NEARY, 2015; RODRIGUES, 2017).

Dessa forma, percebe-se a grande importância da vegetação na regulação e manutenção do ecossistema aquático e que essa dinâmica a partir das práticas de manejo pode influenciar o equilíbrio na microbacia hidrográfica. Assim, conhecer os padrões das operações florestais em comparação com áreas não influenciadas por atividades antrópicas se torna imperioso, fornecendo subsídios às tomadas de decisão e investigação dos impactos ambientais (LIMA, 2010; BAILLIE; NEARY, 2015).

Ainda que não se tenha uma definição exata a respeito do tamanho da área de drenagem de microbacias hidrográficas, devido principalmente a não existência de um limite estabelecido para a caracterização, de acordo com Lima e Zakia (1998), a classificação das microbacias hidrográficas teria relação com sensibilidade a chuvas de alta intensidade e às diferenças quanto ao uso do solo.

Para Calijuri e Bubel (2006), as microbacias são áreas frágeis, pequenas e frequentemente ameaçadas por perturbações, predominantemente por erosões ou processos similares e por períodos de secas. De acordo com as autoras, os conjuntos de microbacias formam e cobrem a paisagem das bacias hidrográficas, sendo uma rede primária e reguladora dos grandes sistemas lóticos.



Logo, ao considerar que essas microbacias são as grandes alimentadoras dos sistemas fluviais de maior porte e que as ações desempenhadas na escala da propriedade rural ocorrem e as afetam diretamente, os estudos acerca do tema e aplicação do manejo florestal devem ser desempenhados nesta escala, beneficiando de tal forma todo fluxo a jusante do recurso hídrico. Por isso, de acordo com Calijuri e Bubel (2006), manejar uma microbacia dentro dos seus limites de vulnerabilidade natural é o caminho apropriado de mantê-la diversa, resiliente, produtiva e saudável.

Nesse sentido, segundo Lima (2006), ações de manejo que se preocupam com a manutenção da saúde ambiental das microbacias representam a permanência da própria capacidade de suporte do solo e da qualidade ambiental. Desta maneira, em relação ao setor florestal, a busca pelo manejo sustentável visa a transformação de áreas ocupadas por plantações florestais em florestas plantadas (FAO, 1991). Trata-se, portanto, de acordo com Lima (2006), de uma mudança conceitual significativa, em que não apenas refletido à adequação das espécies econômicas e objetivos específicos, mas à incorporação da questão ambiental como parte integrante do processo.

Assim, compreender a cadeia produtiva de florestas plantadas é uma das ferramentas mais importantes no setor florestal, ainda mais quando a região é reconhecida pelos fatores de alta produtividade. Nos últimos anos, o Brasil manteve sua liderança no ranking global de produtividade no setor florestal, representando 1,1% de toda riqueza gerada no País e 6,2% em relação ao PIB industrial (IBÁ, 2017).

A área total de florestas plantadas no Brasil corresponde menos do que 0,9% do território nacional, equivalente a 7,84 milhões de hectares, sendo o *Eucalyptus* o gênero mais plantado (5,7 milhões de hectares). Os plantios de *Pinus* ocupam 1,6 milhões de hectares e concentram-se nos estados do Paraná (42%) e Santa Catarina (34%) (IBÁ, 2017).

Desta forma, além do destino em produção de celulose, papel, painéis, carvão, biomassa e subprodutos, o manejo florestal ao ser conduzido seguindo princípios de responsabilidade, pode garantir, de acordo com IBÁ (2017), a proteção dos recursos naturais e permanências dos serviços ambientais providos pelo ecossistema, como a regulação dos ciclos hidrológicos, controle da erosão e qualidade dos solos.

No entanto, de acordo com Mori et al. (2015), existem relações mais complexas no uso da terra e a influência na qualidade da água. Para os autores, além dos processos hidrológicos serem afetados pela substituição de florestas naturais em áreas agrícolas, elementos químicos como o nitrato podem ser influenciados pela área de captação, e que esse processo depende inclusive da característica da vegetação e da sazonalidade.

Então, de certa forma, a floresta remanescente pode não ser capaz de reter alguns nutrientes, causando o aumento do contaminante na água (MORI et al., 2015). Por conseguinte, a especificidade química de cada nutriente e todas as atividades existentes na zona ripária podem promover distintas relações da mobilidade do elemento no perfil do solo, e por isto, classificar distintos meios de amostragem podem fornecer dados mais representativos dos fluxos existentes no sistema.

Para Figueiredo et al. (2010), alguns parâmetros mais simples podem ser utilizados para apontar o efeito da mudança no uso do solo, como turbidez, temperatura, pH e oxigênio dissolvido, cujas medições são rápidas e parecem refletir a qualidade da água. Todavia, correlacionar essas medições com parâmetros mais complexos, a exemplo dos elementos químicos lixiviados pelo deflúvio, são estudos importantes uma vez que será reconhecida a verdadeira causa da instabilidade do recurso hídrico e não apenas o efeito de degradação. De acordo com Prado e Novo (2006), o fósforo pode ser a principal causa de degradação em cursos d'água por processo de eutrofização e, dessa maneira, a utilização de cálculos que indicam o índice de estado nutritivo do sistema aquático pode descrever relações bióticas e abióticas do ecossistema.

De acordo com Beghelli et al. (2015), apesar da variação do fósforo total permitir a classificação trófica de um corpo d'água, a interpretação e conclusão do potencial poluidor pode ser divergente entre alguns índices de qualidade de água. Deste modo, a degradação de um ecossistema aquático a partir do nível trófico pode ser afetada por distintos fatores.

No entanto, embora o índice de estado trófico possa demonstrar ser um parâmetro prático e viável na determinação do nível de degradação de um sistema aquático, por vezes pode indicar alguns resultados contraditórios em relação a outros parâmetros de qualidade (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013). Para estes autores, enquanto cálculos que interpretam o índice de qualidade da água podem

considerar determinado recurso hídrico como apropriado, para o cálculo do índice de estado nutritivo o sistema aquático pode estar afetado por um alto grau de eutrofização.

Nesse sentido, outros índices podem ser utilizados para classificar os corpos d'água quanto à degradação, qualidade da água, enriquecimento de nutrientes e o efeito do manejo no uso e ocupação do solo. (ARCOVA; CICCIO, 1999; DONADIO et al., 2005; GONÇALVES *et al.*, 2005; ALVES et al., 2012; BERTOSSI et al., 2013).

Assim, o objetivo geral deste estudo foi avaliar a dinâmica de parâmetros de qualidade de água em duas microbacias hidrográficas com vegetação nativa e com florestas plantadas de *Pinus*.



## CAPÍTULO 1

### **AVALIAÇÃO DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO EM DUAS MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS SUBMETIDAS A DIFERENTES COBERTURAS FLORESTAIS**

#### 1.1 INTRODUÇÃO

O lançamento de nutrientes nos corpos d' água, com destaque ao nitrogênio e fósforo, pode desempenhar um papel importante na dinâmica da biótica aquática e qualidade dos recursos hídricos. O aporte desses nutrientes e uma associação às boas condições de luminosidade favorecem o desenvolvimento das plantas aquáticas e algas, dando início ao processo de eutrofização (FIA et al., 2009). Apesar do fósforo ser a principal causa do processo de eutrofização, outros nutrientes também são determinantes no processo de degradação da água (PRADO; NOVO, 2006).

Dessa forma, identificar as fontes e os mecanismos da contribuição de solutos em cursos d'água é necessário para entender a ciclagem de nutrientes em florestas tropicais maduras e os efeitos em longo prazo da mudança no uso do solo de uma região (FIGUEIREDO et al., 2013).

Estudos já demonstraram a influência que o uso de solo e a modificação da paisagem exercem no estado ecológico dos rios (ALLAN, 2004; BOGGS, 2013; MILLER; HUTCHINS, 2017). Rodrigues-Filho et al. (2015) ao avaliarem o efeito da alteração na utilização dos solos e sua influência na qualidade da água de uma bacia hidrográfica, revelam que a supressão da cobertura de floresta nativa por terras agrícolas aumenta a carga de nutrientes e, conseqüentemente, a trofia dos ambientes aquáticos, resultando em comprometimento da qualidade da água. Os autores evidenciam ainda a importância da vegetação para a manutenção da qualidade da água.

Dessa maneira, tendo o conceito de bacias hidrográficas como unidade de planejamento estratégico, em que ultrapassa fronteiras políticas e permite técnicas inovadoras capazes de manter um meio sustentável (OLERIANO; DIAS, 2007), o reconhecimento do tipo de manejo florestal empregado em determinada área e os prováveis impactos acerca da mobilidade dos elementos químicos durante uma rotação, podem evidenciar a qualidade do trato para com a floresta plantada. Assim, a partir de uma associação com remanescentes naturais, pode-se ainda classificar o

nível de advertência no manejo de uma cultura e seu impacto em relação à alteração da qualidade da água em uma microbacia diretamente afetada.

Nesse contexto, de acordo com Fia et al. (2009), o Índice de Estado Trófico (IET) pode oferecer subsídios para formulação de planos de manejo e gestão de ecossistemas aquáticos, uma vez que funciona como registro das atividades humanas nas várias bacias hidrográficas. Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) ressaltam a importância de se utilizar o estado trófico para questionar sobre a qualidade do recurso hídrico, pois ele reflete a influência da atividade humana na oscilação deste parâmetro.

De acordo com CETESB (2009), o IET tem por finalidade classificar os corpos d'água em diferentes graus de trofia, avaliando a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito na eutrofização. Segundo Maia, Carvalho e Carvalho (2015), o índice de estado trófico funciona como um registro das atividades humanas na bacia hidrográfica, permitindo o planejamento, controle de qualidade e usos dessas bacias.

Lamparelli (2004), em seu trabalho de avaliação dos métodos de monitoramento, propõe novas classificações de trofia e cálculos do IET baseado na concentração de fósforo, destacando ainda a importância da aplicação de diferentes IETs para ecossistemas lóticos e lênticos, uma vez que existem diferenças nas regressões dos parâmetros para os distintos ambientes.

Segundo Fia et al. (2009), a equação de Lamparelli é uma derivação do método de Carlson (1977), o qual foi desenvolvido para regiões temperadas e adaptado por Toledo Jr. et al. (1983) para regiões tropicais. Maia, Carvalho e Carvalho (2015), relatam que das quatro variáveis presentes no método de Toledo Jr. et al. (1983), apenas duas se aplicam no cálculo de Lamparelli (2004), a clorofila-a e o fósforo total, pois, de acordo com os autores, valores de transparências muitas vezes podem não representar o grau de trofia, uma vez que a elevada turbidez decorrente de material mineral em suspensão afeta valores deste parâmetro assim como a densidade de organismos planctônicos.

Este índice proposto por Lamparelli (2004) é utilizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2009), em outras agências ambientais brasileiras como um índice de eutrofização (BEGHELLI et al., 2016) e também por outros autores (FIA et al., 2009; CUNHA; CALIJURI; LAMPARELLI, 2013; MAIA; CARVALHO; CARVALHO, 2015; SILVINO; BARBOSA, 2015; SCHNEIDER et al.,

2016). Maia, Carvalho e Carvalho (2015) ao compararem o método de Toledo Jr. et al. (1983) com Lamparelli (2004) nas águas de ambiente lótico, concluem que o método proposto por Lamparelli (2004) apresenta maior suscetibilidade às mudanças, enquanto que o de Toledo Jr. et al. (1983) é capaz de detectar concentrações inferiores. Silvino e Barbosa (2015) discutem que o método adaptado por Lamparelli (2004) mostrou-se mais apropriado, pois não subestima as concentrações de fósforo no cálculo.

A viabilidade e limitação no uso do IET para apontar a eutrofização de reservatórios e lagos no mundo já foram demonstradas em alguns estudos (CIGAGNA et al., 2006; GALVEZ-CLOUTIER; SANCHEZ, 2007; SHEELA; LETHA; JOSEPH, 2011; YANG et al., 2012; GUPTA, 2014; BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013; BEGHELLI et al., 2016). No entanto, quando se analisa ambientes lóticos tornam-se escassos, provavelmente devido ao menor tempo de residência da água e condições de luminosidade nesses locais (SOARES; HUSZAR; ROLAND, 2007; CUNHA; CALIJURI; LAMPARELLI, 2013). Segundo Fia et al. (2009), o IET proposto por Lamparelli (2004) apresenta maiores sensibilidades às mudanças para ambientes lóticos, aumentando, desta forma, a amplitude das classes tróficas.

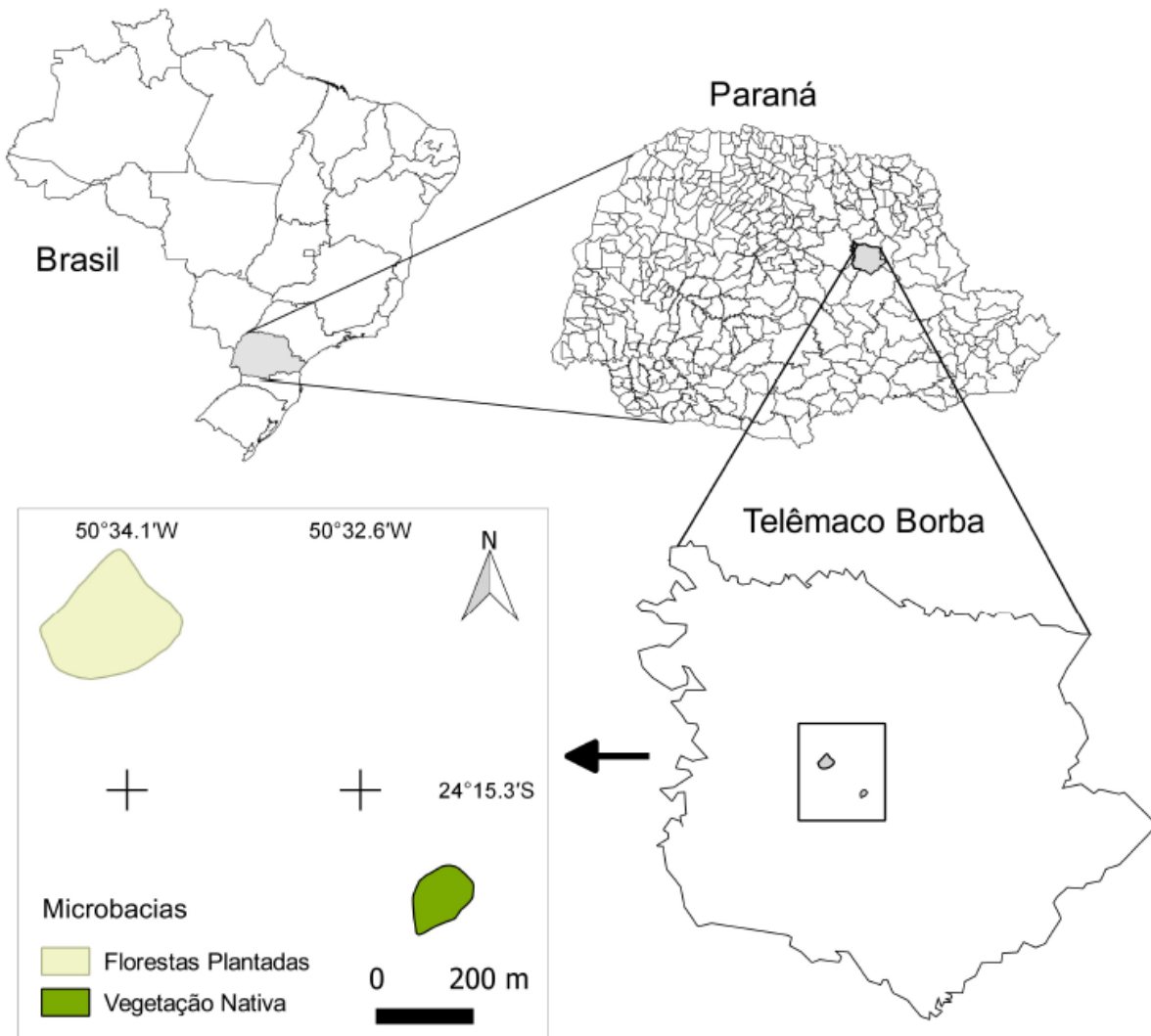
Logo, o objetivo deste estudo foi avaliar o efeito de diferentes coberturas florestais e do regime de precipitação na flutuação do índice de estado trófico em duas microbacias hidrográficas.

## 1.2 MATERIAL E MÉTODOS

### *1.2.1 Caracterização do local de estudo*

O estudo foi realizado em duas microbacias hidrográficas de segunda ordem (STRAHLER, 1957) localizadas no município de Telêmaco Borba, Estado do Paraná, entre as latitudes 24° 02' 02" e 24° 27' 48" e as longitudes 50° 17' e 50° 55', com uma altitude média de 885 metros (VOIGTLAENDER, 2007). As microbacias estão inseridas na bacia do Rio Tibagi e possuem caracterização de uso e ocupação do solo distinta (Figura 1.1).

**Figura 1.1 - Localização das microbacias hidrográficas com florestas plantadas de *Pinus* e com vegetação nativa no município de Telêmaco Borba, Paraná, Brasil, distantes em linha reta aproximadamente 4.900 metros**

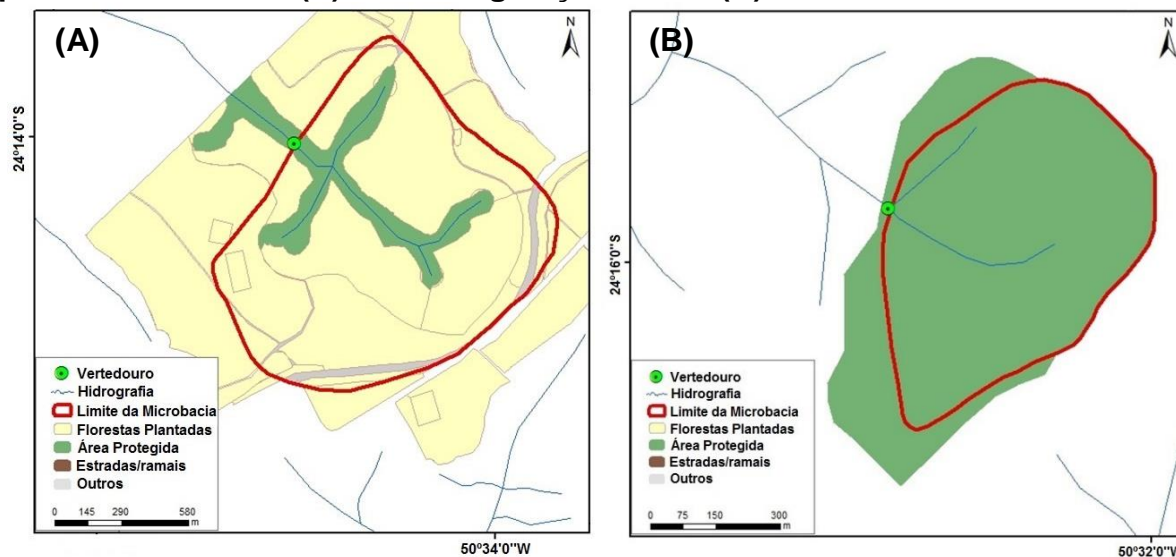


Uma das microbacias apresenta vegetação nativa (bioma Mata Atlântica) e a outra possui plantação de *Pinus taeda* L. em sua área de drenagem (Figura 1.2). A microbacia com florestas plantadas de *Pinus* possui 135,81 hectares e no ano de 2007 seu uso do solo estava caracterizado por 70% de *Pinus taeda*, 8% com *Eucalyptus grandis* e 22% por Área de Preservação Permanente (APP). No ano de 2010 o talhão que continha *Eucalyptus* foi colhido, sendo realizado o plantio de *Pinus*. Realizou-se adubação pós-plantio com aplicação de 5 t ha<sup>-1</sup> de cinzas de biomassa nos teores de 0,05% de N, 0,35% de P, 3,8% de K, 14% de Ca e 2,6 Mg (VOIGTLAENDER, 2007).



A microbacia com vegetação nativa possui uma área total de 36,71 hectares e está inserida no Bioma Mata Atlântica (IPEF, 2016). A cobertura vegetal natural está em fase de sucessão secundária (VOIGTLAENDER, 2007).

**Figura 1.2 – Distribuição do uso do solo nas microbacias com florestas plantadas de *Pinus* (A) e com vegetação nativa (B)**



Fonte: IPEF (2016, adaptado).

O clima predominante na região de Telêmaco Borba, segundo classificação de Köppen é Cfa/Cfb, subtropical transicional para o temperado, úmido, mesotérmico, sem estação seca definida. O verão é quente e tende à concentração de chuvas, e, no inverno, as geadas ocorrem com pouca frequência, em que a temperatura média do mês mais frio é inferior a 16 °C e do mês mais quente superior a 22 °C. A precipitação média anual é 1.490 mm, com excedente hídrico de 557 mm/ano, distribuído em todos os meses do ano (REIS et al., 1999; RIGATTO et al., 2004).

### 1.2.1.1 Caracterização do solo e da dinâmica nutricional das microbasias

A microbacia composta por vegetação nativa possui solo predominantemente Neossolo Litólico, com textura franca no horizonte “A” proeminente, álico e relevo ondulado. Para a microbacia com florestas plantadas de *Pinus* a presença predominante é de Latossolos Vermelhos Escuros com textura argilosa no horizonte “A” moderado, no entanto, próximos aos canais, a microbacia com florestas plantadas de *Pinus* possui a presença de Cambissolos e Argissolos, com texturas

franco arenosa e franco argilosa, álico e revelo ondulado no horizonte “A” respectivamente (VOIGTLAENDER, 2007).

Em relação à textura do solo, os teores de areia total em ambas as microbacias são idênticos (Quadro 1.1), sendo que para frações mais finas do solo a caracterização é diferente. Enquanto para a microbacia com florestas plantadas de *Pinus* ocorre uma maior presença de argila, que varia entre 37 e 45% com o aumento da profundidade, a microbacia com floresta nativa tem um maior teor de silte (35%), que segundo Voigtländer (2007), pode refletir uma maior presença de minerais primários e intemperizáveis.

**Quadro 1.1 – Características de textura e fertilidade dos solos nas microbacias composta por floresta nativa e florestas plantadas de *Pinus* na profundidade de 0 - 20 cm**

Características de Textura e Fertilidade		Microbacias	
		Floresta Nativa	Florestas Plantadas de <i>Pinus</i>
Areia Total	(% )	43,00	44,00
Silte		35,00	19,00
Argila		22,00	37,00
M.O.	g dm <sup>-3</sup>	18,00	27,00
P	mg dm <sup>-3</sup>	5,00	5,00
K	mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	1,50	0,70
Ca		15,60	11,70
Mg		20,00	15,00

Fonte: VOIGTLAENDER (2007 p. 45-46, adaptado).

A matéria orgânica para a microbacia com florestas plantadas de *Pinus* é superior em relação a microbacia com floresta nativa (Quadro 1.1.), fato que pode ser correspondido a dificuldade de decomposição do material em relação às condições ambientais do meio ou até a própria presença de argila, a qual é um agente que reduz a velocidade de mineralização (VOIGTLAENDER, 2007).

Dessa forma, Voigtländer (2007) conclui que o funcionamento da microbacia é complexo e que o balanço geoquímico é uma tendência geral do fluxo dos nutrientes. Para a autora, a microbacia com florestas plantadas de *Pinus* apresentou uma maior demanda de nutrientes pelas árvores em relação ao que foi disponibilizado pela decomposição da serapilheira, classificando como um baixo retorno dos nutrientes ao solo neste plantio.

### 1.2.2 Coleta de dados

Coletaram-se informações de precipitação diária e da concentração de fósforo total na água ( $\text{mg L}^{-1}$ ) durante uma série histórica de 10 anos (2005 – 2015) em frequência quinzenal. As amostras de água foram coletadas no vertedor das microbacias hidrográficas (Figura 1.3), em um total de 230 amostras (IPEF, 2016). A análise das amostras foi realizada pelo Laboratório de Ecologia Aplicada (LEA) da ESALQ/USP.

**Figura 1.3 – Vertedores e locais de coleta das amostras de água nas microbacias com vegetação nativa (A) e florestas plantadas de *Pinus* (B)**



Os dados foram cedidos pelo Programa Cooperativo sobre Monitoramento e Modelagem de Bacias Hidrográficas (PROMAB), o qual desenvolve pesquisas em parceria com a empresa responsável pela área e com o Laboratório de Hidrologia Florestal (LHF) da ESALQ/USP. O PROMAB é um dos programas do IPEF (Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais) que tem como foco o uso da microbacia hidrográfica experimental para a avaliação dos efeitos do manejo florestal sobre os recursos hídricos e o objetivo de desenvolver estratégias de manejo florestal mais sustentável do ponto de vista hidrológico (IPEF, 2016).

### 1.2.3 Procedimentos analíticos

O Índice de Estado Trófico (IET) foi calculado em função de cada amostra. Para se estabelecer IET é necessário utilizar relações entre a clorofila  $\alpha$  e outras variáveis (CARLSON et al., 1977; TOLEDO JR. et al., 1983; FIA et al., 2009). De acordo com Lamparelli (2004), as equações podem ser estabelecidas com base em índices entre as relações das diferentes variáveis.

Desta forma, a equação utilizada para o cálculo do IET em função do fósforo total proposto por Lamparelli (2004), com correção aos valores estabelecidos dos limites das classes tróficas em ambientes lóticos, foi:

$$IET(P) = 10 \times \left[ 6 - \frac{0,42 - 0,36 \times \ln(P)}{\ln 2} \right] - 20, \quad (1)$$

onde P é a concentração de fósforo total em  $\mu\text{g L}^{-1}$ .

Lamparelli (2004) ainda resume o IET proposto, em equivalência com as medidas de fósforo total, clorofila  $\alpha$  e transparência (S), o qual está apresentado no Quadro 1.2, logo a seguir:

**Quadro 1.2 – IET e equivalência com medidas de fósforo total (FT) clorofila a (Cl) e transparência (S) em rios**

Nível Trófico	Fósforo total	Clorofila a	Transparência	IET
	( $\text{mg L}^{-1}$ )	( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	(m)	
<b>Ultraoligotrófico</b>	$\leq 0,013$	$\leq 0,74$	$\geq 2,4$	$\leq 47$
<b>Oligotrófico</b>	$0,013 < FT \leq 0,035$	$0,74 < Cl \leq 1,31$	$2,4 > S \geq 1,7$	$47 < IET \leq 52$
<b>Mesotrófico</b>	$0,035 < FT \leq 0,137$	$1,31 < Cl \leq 2,96$	$1,7 > S \geq 1,1$	$52 < IET \leq 59$
<b>Eutrófico</b>	$0,137 < FT \leq 0,296$	$2,96 < Cl \leq 4,70$	$1,1 > S \geq 0,8$	$59 < IET \leq 63$
<b>Supereutrófico</b>	$0,296 < FT \leq 0,640$	$4,70 < Cl \leq 7,46$	$0,8 > S \geq 0,6$	$63 < IET \leq 67$
<b>Hipereutrófico</b>	$> 0,640$	$> 7,46$	$< 0,6$	$> 67$

Fonte: LAMPARELLI (2004, p. 166).

#### 1.2.3.1 Variação temporal do IET na qualidade da água

Procurou-se estratificar o universo amostral por períodos sazonais, a fim de observar a contribuição da precipitação mensal na mobilidade do fósforo em ambas as microbacias. Desta forma, aplicou-se o teste de Kruskal-Wallis a 5% de probabilidade para verificar tendência de sazonalidade no período em estudo. Organizaram-se também os dados de precipitação por classes referente à

precipitação acumulada de um (PA1), sete (PA7) e quinze (PA15) dias anteriores à coleta das amostras, abrangendo a periodicidade da coleta e análise da água, para gerar um resultado mais representativo da contribuição da intensidade pluviométrica na oscilação do fósforo total em ambas as microbacias.

#### *1.2.4 Análises estatísticas*

##### *1.2.4.1 Aderência à normalidade dos dados*

O conhecimento do tipo de distribuição da probabilidade de uma variável aleatória é indispensável para alguns testes estatísticos. Sendo a suposição de normalidade uma das mais comuns nos procedimentos estatísticos, de acordo com Torman et al. (2012), quando os dados não possuem uma distribuição específica, uma das orientações é a utilização de testes não paramétricos. Assim, para verificar a aderência à distribuição normal aplicou-se o teste de Kolmogorov-Smirnov a 5% de probabilidade de erro (PINO et al., 2014).

##### *1.2.4.2 Análise de comportamento sazonal*

A sazonalidade é um comportamento das séries temporais que tende a se repetir a cada s períodos de tempo (EHLERS, 2009). Para verificar se o conjunto de dados de precipitação (mm) e exportação de fósforo total apresentavam sazonalidade determinística, utilizou-se o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis a 5% de probabilidade. O teste de Kruskal-Wallis além de apontar se conjuntos de amostras possuem uma mesma distribuição, também testa se todas as populações possuem funções de distribuição iguais (hipótese nula) ou ao menos duas das populações possuem funções de distribuição diferentes, como hipótese alternativa (VARGHA e DELANEY, 1998; EHLERS, 2009).

##### *1.2.4.3 Análise de comparações de amostras*

Para constatação de que os grupos das concentrações de fósforo total e índice de estado trófico pertenciam ou não à mesma população, ou seja, para verificar a distinção de amostras alocadas em diferentes grupos ou classes foi utilizado o teste de Mann-Whitney a 5% de probabilidade de erro (MANN-WHITNEY, 1947). De acordo com Nacher (2008) o teste de Mann-Whitney é um teste não-

paramétrico, para comparações de tendências centrais similar ao teste t. Utiliza-se o teste U (Mann-Whitney) quando o teste t não é apropriado.

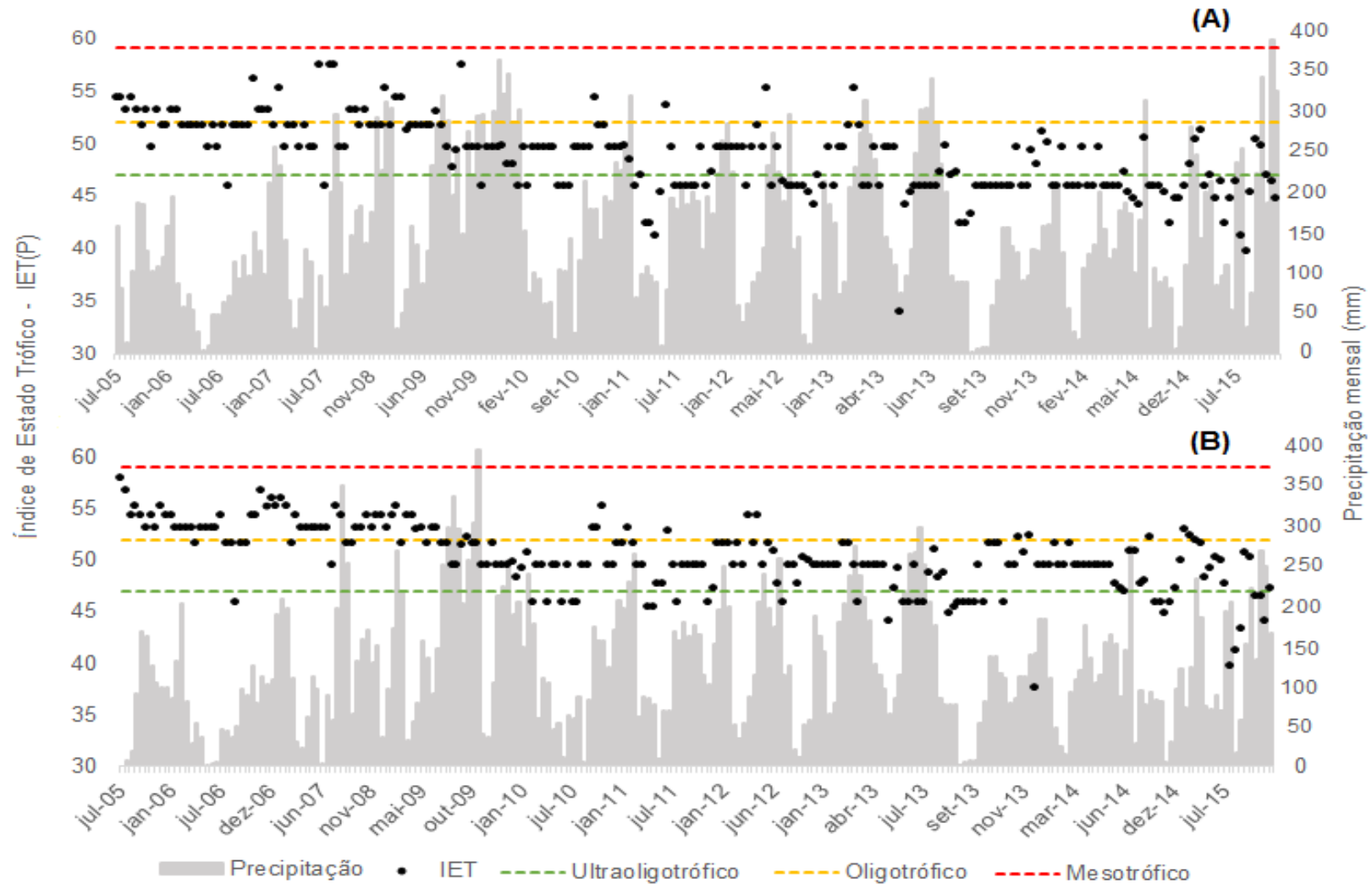
### 1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### *1.3.1 Variação do IET e da qualidade da água em função do uso do solo*

Com o intuito de observar a flutuação do IET nas microbacias hidrográficas durante a série histórica em estudo, foram confeccionadas representações gráficas em eixo duplo com a precipitação (Figura 1.4). A precipitação é considerada uma das principais fontes de entrada de nutrientes nos ecossistemas florestais naturais e possui influência na geração e qualidade do deflúvio (VITAL et al., 1999; BALBINOT et al., 2008). De acordo com Zanini et al. (2010), o conhecimento do índice de estado trófico permite descrever as relações bióticas e abióticas do ecossistema e, portanto, sua determinação é fundamental para obter informações sobre o corpo de água.

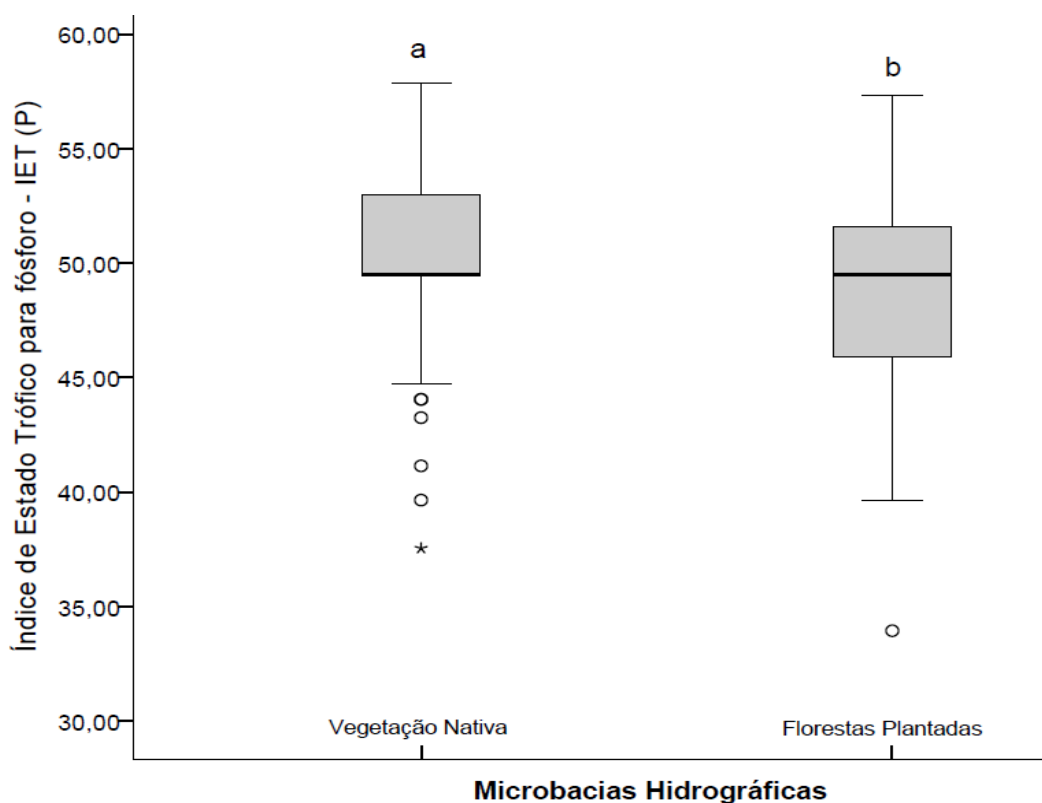
A oscilação do IET para o fósforo total em todo o período de observação foi variável nas microbacias. Ambos os ecossistemas apresentaram índices que perpassaram por três classes de trofia, desde ultraoligotrófico até mesotrófico, passando pela classe oligotrófica. De acordo com Lamparelli (2004), o índice de estado trófico é dinâmico e os corpos d'água podem mudar de classificação ao longo do tempo, oscilando entre as maiores e menores classes de trofia.

Figura 1.4 - Índice de Estado trófico (IET) por amostra, calculado em função da concentração de fósforo durante uma série histórica de 10 anos (2005 – 2015), com frequência de observação quinzenal e precipitação mensal (mm) nas microbacias com florestas plantadas de *Pinus* (A) e com vegetação nativa (B)



Nesse contexto, por meio da análise da Figura 1.5, as microbacias se enquadraram na maior parte do tempo no nível oligotrófico, sendo:  $47 < \text{IET} \leq 52$  (LAMPARELLI, 2004). Observa-se que as dispersões dos resultados, constituídos de valores muito próximos, não corroboram para diferenças entre as classificações tróficas dos ecossistemas aquáticos. Desta forma, de maneira geral e em escala de conservação e de manejo, a qualidade da água não foi afetada, mantendo um equilíbrio dinâmico muito similar entre os dois ecossistemas.

**Figura 1.5 – Box-plot dos resultados dos Índices de Estado Trófico (IET) para fósforo (P) por amostra coletada nas microbacias com vegetação nativa (n = 229) e com florestas plantadas de *Pinus* (n = 229) durante uma série histórica de 10 anos (2005-2015). A linha horizontal interna das caixas representa a mediana, as extremidades das caixas representam o primeiro e o terceiro quartil, os limites das barras verticais representam os valores máximo e mínimo e os círculos representam os valores extremos**



Medianas seguidas de mesma letra não diferem entre si, pelo teste Mann-Whitney, a 5% de probabilidade.

Para Lamparelli (2004), os ambientes oligotróficos são ambientes pouco impactados, com baixa concentração de nutrientes e baixa produtividade primária, ao contrário do que é observado em ambientes eutróficos. Evidencia assim uma



menor preocupação quanto à contribuição de nutrientes e proliferação de algas e plantas aquáticas (FIA et al. 2009).

Farage et al. (2010) observaram em um curso d'água taxa de variação do IET entre 54 e 74, sendo que no período de estiagem encontrava-se parcialmente eutrofizado, enquanto que no período chuvoso todo o percurso avaliado apresentava estado eutrófico. Maia, Carvalho e Carvalho (2015), após determinados os parâmetros necessários, classificaram as águas como sendo oligotróficas e ultraoligotróficas. Já para Zanini (2010), a variação do IET compreendeu resultados ente 36,76 a 73,97. Desta forma, foram classificados trechos tanto para classes ultraoligotrófico ( $IET \leq 47$ ), como hipereutrófico ( $IET > 67$ ). Os autores observaram que tanto a diminuição da vazão do rio pelo período de estiagem, como fontes pontuais de contaminação, estação de tratamento e atividade de pecuária, contribuíram para a diminuição da qualidade da água. Ressaltam ainda que pontos após uma diluição e autodepuração do sistema aquático ocorrem melhoria na qualidade da água.

Todavia, mesmo pertencendo as mesmas classes tróficas, as microbacias em estudo possuem diferenças quanto às medianas pelo teste de Mann-Whitney a 5% de probabilidade do erro (Figura 1.5). A microbacia com floresta nativa possui um IET maior em relação à microbacia com floresta plantada de *Pinus*. Entende-se desta forma que a microbacia composta por floresta nativa recebe um maior aporte de fósforo total em seu deflúvio, provavelmente devido às diferenças quanto a textura do solo, pois a microbacia com vegetação nativa possui maior teor de silte, o qual reflete em maiores concentrações de minerais primários e intemperizável (VOIGTLAENDER, 2007). A microbacia com floresta plantada de *Pinus* também difere da microbacia com floresta nativa em função da maior variância, ou seja, durante a série histórica a microbacia sob plantação de *Pinus* sofreu uma maior instabilidade na disponibilidade de fósforo na água. A diferença significativa entre o IET nas microbacias é um resultado importante, pois indica que o acompanhamento da dinâmica da qualidade da água deve ser monitorado de maneira independente.

Andrietti et al. (2016), ao estudarem a dinâmica da qualidade da água de um rio de segunda ordem e que possui como principal uso do solo o plantio de soja e milho, verificaram que o ambiente possui baixo risco de eutrofização, uma vez que o IET não excedeu o valor de 47 (ultraoligotrófico). Para os autores, os indicadores de

qualidade de água não apresentaram diferença significativa entre os pontos e estações do ano.

Segundo Bertossi et al. (2013), a qualidade da água em variação espacial apresentou maiores valores em microbacias com pastagens, seguida por microbacias compostas com cafeeiro e floresta. Os autores relatam ainda que essa variação pode ser reflexo dos valores de qualidade individual do fósforo total, uma vez que áreas de floresta e cafeeiro tiveram as menores concentrações dessa variável. Assim, ao corroborar com os autores, pode-se questionar que devido uma maior exigência nutricional por parte de culturas em produção durante o crescimento, o fósforo se torna um nutriente limitante no escoamento superficial e, portanto, são encontrados em menores concentrações no sistema aquático.

De acordo com Cunha et al. (2008), os fatores que podem influenciar as concentrações de fósforo em ambientes lóticos, as quais contribuem para o cálculo do IET, são efluentes de estações de tratamento de esgoto, escoamento superficial urbano e rural e comportamento lêntico do curso d'água. Ainda para os autores, trechos mais preservados quanto a vegetação ciliar e próximos às nascentes possuem uma maior similaridade, enquanto as zonas que sofrem algum grau de impacto antrópico se agrupam de forma significativa. Donadio et al. (2005) relatam que a qualidade da água em áreas de nascentes e com vegetação nativa remanescente obtiveram melhores resultados do que áreas com nascentes destinadas ao uso agrícola. Para os autores, a presença da vegetação ciliar auxilia na proteção dos recursos hídricos.

Segundo Lamparelli (2004), as concentrações médias de nutrientes, sobretudo de fósforo total, são mais abundantes em ambientes lóticos, cerca de 2,6 vezes maior do que ambientes lênticos. Entretanto, para Fia et al. (2009), ambientes lóticos possuem uma maior condição de eutrofização do que ambientes lênticos, o que corrobora com Beghelli et al. (2015), os quais indicaram que maiores valores de IET e enriquecimento pelo aporte de fósforo é maior em ambientes lênticos. Esses autores perceberam que o desvio de cursos d'água de ambientes lóticos para lênticos, com a finalidade de atender necessidades produtivas, pode influenciar a mudança na classificação de trofia.

De acordo com Lamparelli (2004), isto significa que quando essas águas encontram um ambiente com menor velocidade, o material em suspensão e também o fósforo tende a sedimentar, possibilitando maior transparência e maior

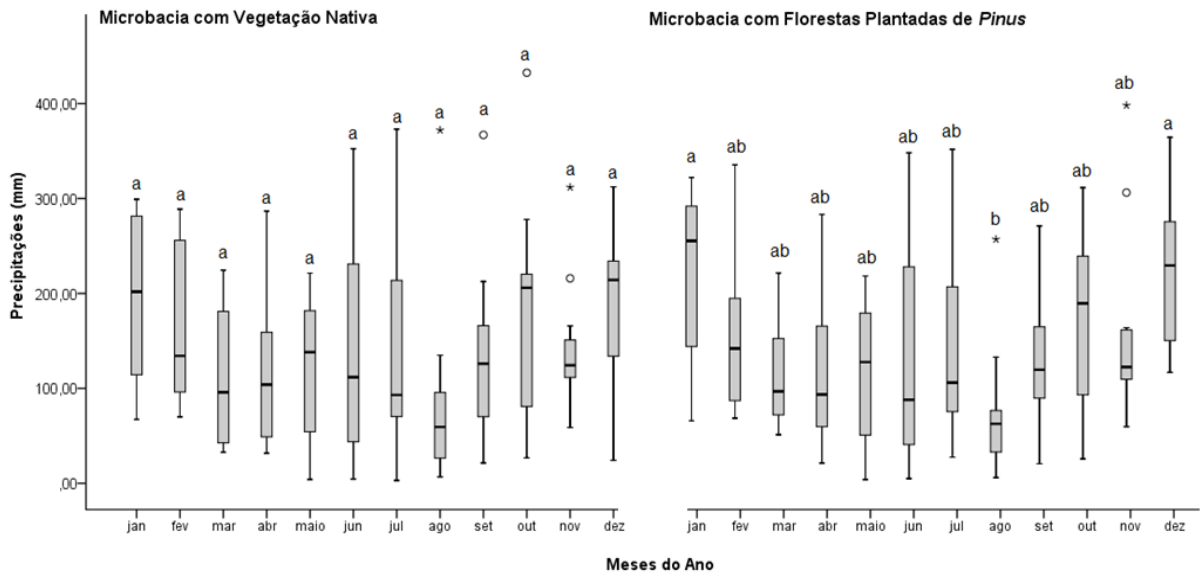
produtividade primária. Os autores indicaram ainda que a variação espaço-temporal do comportamento do estado trófico é instável, explicado pelas características do entorno dos cursos de água (FIA et al., 2009).

### *1.3.2 Variação temporal do IET e a qualidade da água*

Ao se tratar de escala temporal, por meio de uma análise preliminar na Figura 1.4, percebe-se que ambas as microbacias possuem tendência decrescente do parâmetro do IET. Sabe-se também que a sazonalidade pode exercer grande influência na qualidade de água em bacias hidrográficas, tanto em período seco quanto em estações chuvosas. Para Bilich e Lacerda (2005), o período chuvoso influenciou a redução da qualidade da água, provavelmente devido ao aumento na quantidade e velocidade do fluxo no escoamento superficial (GROSSI, 2006; FARAGE et al., 2010). Todavia, Jacintho (2006) não corrobora com essa afirmação, e salienta que períodos de estiagem podem promover uma menor vazão da água e desta forma ocasionar a concentração de poluentes, reduzindo assim a qualidade da água. Já Lamparelli (2004) observou que não existe diferença na concentração de fósforo total em períodos secos e chuvosos para ambientes lóticos. Contudo, salienta que na estiagem ocorrem, proporcionalmente, mais ortofosfato solúvel em ambos os ambientes.

Nesse contexto, procurou-se estratificar o universo amostral por períodos sazonais, a fim de observar a contribuição da precipitação na mobilidade do fósforo em ambas as microbacias. No entanto, pela observação da Figura 1.6, fica evidente que o local de estudo não possui uma sazonalidade marcada pela pluviosidade durante a série histórica em análise, dificultando desta forma aferir sobre a influência do regime de precipitação na flutuação do IET. Reboita et al. (2010) evidenciam que no sul do Brasil a precipitação é praticamente homogênea durante todo o ano e para Blood (2005) o clima do local de estudo não possui uma estação seca definida.

**Figura 1.6 – Box-plot das precipitações totais mensais durante uma série histórica de 10 anos (2005-2015) nas microbacias com floresta nativa e com florestas plantadas de *Pinus*. A linha horizontal interna das caixas representa a mediana, as extremidades das caixas representam o primeiro e o terceiro quartil, os limites das barras verticais representam os valores máximo e mínimo e os círculos representam os valores extremos**



Medianas seguidas de mesma letra minúscula não diferem entre si pelo teste Kruskal-Wallis a 5% de probabilidade.

Dessa forma, com os dados de precipitação organizados por classes referente à precipitação acumulada em dias anteriores, abrangendo a periodicidade da coleta e análise da água, é possível observar um resultado mais representativo da contribuição da intensidade pluviométrica na oscilação do fósforo total em ambas as microbacias (Tabela 1.1).

**Tabela 1.1. Valores das medianas das concentrações de fósforo (P) em mg L<sup>-1</sup> e número de amostras (n) coletadas durante uma série histórica de 10 anos (2005 – 2015) em frequência de observação variável e estratificadas por precipitação acumulada de um (PA1), sete (PA7) e quinze (PA15) dias anteriores à coleta nas microbacia com floresta nativa e florestas plantadas de *Pinus*. As letras na coluna de classes representam as precipitações acumuladas inferiores ou iguais a 10 mm (A), entre 10 e 50 mm (B), entre 50 e 100 mm (C) e superiores ou iguais a 100 mm (D)**

Classes de Precipitação Acumulada	Floresta Nativa		Florestas Plantadas de <i>Pinus</i>		
	P	n	P	n	
PA1	A	0,02 <sup>b</sup>	177	0,02 <sup>c</sup>	178
	B	0,03 <sup>a</sup>	41	0,02 <sup>b</sup>	42
	C	0,03 <sup>ab</sup>	8	0,02 <sup>bc</sup>	7
	D	0,05 <sup>a</sup>	3	0,06 <sup>a</sup>	2
	Total		<b>229</b>		<b>229</b>
PA7	A	0,02 <sup>b</sup>	64	0,01 <sup>b</sup>	59
	B	0,02 <sup>a</sup>	76	0,02 <sup>a</sup>	84
	C	0,03 <sup>a</sup>	67	0,02 <sup>a</sup>	63
	D	0,03 <sup>a</sup>	22	0,02 <sup>a</sup>	23
	Total		<b>229</b>		<b>229</b>
PA15	A	0,02 <sup>b</sup>	62	0,01 <sup>b</sup>	25
	B	0,02 <sup>a</sup>	76	0,02 <sup>ab</sup>	47
	C	0,03 <sup>a</sup>	67	0,02 <sup>a</sup>	81
	D	0,03 <sup>a</sup>	22	0,02 <sup>a</sup>	75
	Total		<b>227</b>		<b>228</b>

Medianas seguidas da mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste Mann-Whitney a 5% de probabilidade.

Observou-se que a microbacia com floresta nativa não possui sensibilidade às chuvas referente à mobilidade do fósforo total em seu deflúvio quando se observa a precipitação do dia anterior, uma vez que para qualquer classe de precipitação estabelecida, as concentrações não diferiram entre si (Tabela 1.1). Desta forma, fica evidente a estabilidade que a floresta nativa de Mata Atlântica pode promover na dinâmica deste nutriente. No entanto, para a microbacia composta por florestas plantadas de *Pinus*, regimes de chuvas superiores a 100 mm do dia anterior é capaz de promover uma maior mudança no grau de trofia do ecossistema, em que concentrações de fósforo superiores a 0,035 mg L<sup>-1</sup> representam o limiar entre as classes oligotrófica e mesotrófica (Quadro 1.2).

Em relação às precipitações acumuladas semanalmente, ambas as microbacias apresentaram maior mobilidade de fósforo em estágios de precipitações

superiores a 10 mm, no entanto com uma dinâmica similar entre as classes. Logo, ao comparar as classes PA1 e PA7, pode-se observar que precipitações superiores a 100 mm no dia anterior são responsáveis pela mudança de classificação trófica, em que na microbacia com florestas plantadas de *Pinus* essa dinâmica ainda é mais expressiva (maior exportação de fósforo), dado este importante para apontarmos o motivo da oscilação, mesmo que pequena, da mudança de nível trófico.

Segundo Bertossi et al. (2013), concentrações superiores a  $0,02 \text{ mg L}^{-1}$  de fósforo total podem indicar a diminuição da qualidade de água, fato preocupante na microbacia com floresta nativa, uma vez que o fósforo total possui disponibilidade natural não influenciada por agentes externos. Tratando-se de otimização do monitoramento, uma vez que sua manutenção é dispendiosa, verifica-se que a amostragem constante na microbacia com floresta nativa não é necessário para indicação da qualidade da água relativo aos níveis de estado trófico com estágios de precipitações acumuladas quinzenalmente inferiores a 10 mm, salvo comparações e situações específicas.

Todavia, em precipitações acumuladas quinzenalmente, para a microbacia com florestas plantadas de *Pinus*, a concentração de fósforo total oscilou à medida que se acrescia as classes de precipitação acumulada. Os valores medianos de concentração do fósforo total na microbacia mostraram que entre precipitações acumuladas de 10 a 50 mm, os resultados apresentam dinâmica semelhante, enquanto que precipitações superiores a 50 mm, as concentrações de fósforo total diferem completamente, justificando-se desta maneira a maior instabilidade na variância do IET observado na Tabela 1.1.

Elser et al. (2007) observaram que a fertilização com fósforo em florestas tropicais tende a apresentar maiores respostas na produção primária em água doce, provavelmente porque esses ecossistemas possuem naturalmente limitação do fósforo decorrente à mineralização ao longo da formação dos solos (VITOUSEK, 2004). Desta forma, precipitações acumuladas superiores em 50 mm podem exercer influência na mudança de classificação da qualidade de água na microbacia com florestas plantadas de *Pinus* e, portanto, reduzir a qualidade de água.

De acordo com Bertossi et al. (2013), a qualidade das águas superficiais é afetada mais pela influência das variáveis orgânicas, como o P total, do que por aquelas relacionadas à salinidade da água. Andrietti et al. (2016), apesar de não constatarem diferenças significativas entre pontos de coleta, alguns poluentes

apresentaram diferenças entre as estações do ano, como nitrito, turbidez e sólidos totais, com tendências mais elevadas em períodos de chuva. Para os autores, este comportamento é reflexo da ação do escoamento superficial das áreas agrícolas e de pastagens. Já para o fósforo total, apesar de não estar correlacionado com a precipitação, Andrietti et al. (2016) evidenciaram que sua dinâmica é em função de contaminação difusa pela intensa criação de animais e contribuição de efluentes em município à montante.

Segundo Donadio et al. (2005), em relação às comparações entre períodos seco e chuvoso, de maneira geral, o período chuvoso contribuiu para o aumento das médias obtidas para fósforo. No entanto, de acordo com Fia et al. (2009), alguns parâmetros que indicam qualidade da água não apresentam tendências de variações significativas em função das estações do ano. Para Gonçalves et al. (2005), as variações mensais de nutrientes são dependentes de precipitações que antecederam as coletas.

De acordo com Prado e Novo (2007), a estação chuvosa contribuiu para mudança do nível trófico em reservatório, alterando a classificação para um ambiente eutrófico e com maior risco de degradação. Os autores justificam este fato ao indicar que o processo de eutrofização foi intensificado pela entrada de nutrientes por fontes pontuais e difusas. Bordalo et al. (2001) já relataram que as concentrações de fósforo total na água possuem flutuações sazonais, sendo superiores no período de maior precipitação pluviométrica.

Assim, segundo Elser et al. (2007), é importante a observação das condições locais para a avaliação da eutrofização, uma vez que a limitação de apenas um nutriente no ambiente pode exercer maior importância na produção autotrófica. Para os autores, ecossistemas conservados e com manejo adequado devem equilibrar a concentração de nutrientes na biosfera, reduzindo principalmente o fósforo quando se trata de ecossistemas tropicais.

Logo, observou-se neste estudo que o manejo de uma área destinada a operações florestais de implantação e condução de florestas plantadas de *Pinus* não alterou a qualidade da água referente ao risco de eutrofização. Também, a maior disponibilidade de fósforo total na microbacia com floresta nativa pode estar relacionada à formação e textura do solo no local.

A microbacia com floresta nativa possui um maior aporte de fósforo, todavia não é capaz de exceder os limites na classificação trófica da qualidade da água. Já

a microbacia com florestas plantadas de *Pinus* apresenta relação entre eventos de precipitação e mobilidade de fósforo total, sendo que precipitações acima de 100 mm do dia anterior exerce influência na mudança do índice de estado trófico.

## REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA (Brasil). Portal da qualidade das águas. **Indicadores de qualidade. Índice de qualidade das águas (IQA)**. 2017. Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>>. Acesso em: 01 ago. 2017.
- ALLAN, J. D. Influence of land use and landscape setting on the ecological status of rivers. **Limnetica**: Madrid. v. 23, n. 3-4, p. 187-198. 2004.
- ANDRIETTI, G.; FREIRE, R.; AMARAL, A. G.; ALMEIDA, F. T.; BONGIOVANI, M. C.; SCHNEIDE, R. M. Índices de qualidade da água e de estado trófico do rio Caiabi, MT. **Rev. Ambient. Água**; Taubaté, vol. 11 n. 1, mar. 2016.
- BAILLIE, B. R.; NEARY, D. G. Water quality in New Zealand's planted forests: a review. **New Zealand Journal of Forestry Science**, v. 45, n. 1, p. 7, 2015.
- BALBINOT, R.; OLIVEIRA, N. K.; VANZETTO, S. C.; PEDROSO, K. VALERIO, A. F. O papel da floresta no ciclo hidrológico em bacias hidrográficas. **Ambiência**; Guarapuava, v. 4, n. 1, abr. 2008.
- BEGHELLI, F. G. S.; CARVALHO, M. E. K.; PECHE FILHO, A.; MACHADO, F. H.; MOSCHINI-CARLOS V.; POMPÊO, M. L. M.; RIBEIRO, A.; MEDEIROS, G. A. Uso do índice de estado trófico e análise rápida da comunidade de macroinvertebrados como indicadores da qualidade ambiental das águas na bacia do rio Jundiá-mirim - SP – BR. **Braz. J. Aquat. Sci. Technol.**, vol. 19, n. 1, 2015.
- BEGHELLI, F. G. S.; FRASCARELI, D.; POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Trophic state evolution over 15 years in a tropical reservoir with low nitrogen concentrations and cyanobacteria predominance. **Water Air Soil Pollut.** v. 277, n. 95. 2016.
- BERTOSSI, A. P. A.; CECÍLIO, R. A.; NEVES, M. A.; GARCIA, G. O. Qualidade da água em microbacias hidrográficas com diferentes coberturas do solo no Sul do Espírito Santo. **Revista Árvore**, Viçosa, v.37, n.1, p.107-117, 2013.
- BILICH, M.R.; LACERDA, M.P.C. Avaliação da qualidade da água do Distrito Federal por meio de geoprocessamento. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** p. 2059-2.065.
- BINKLEY, D. e BROWN, T. C. Forest practices as nonpoint sources of pollution in north america. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 29, n. 5, p. 729-740, out. 1993.
- BLOOD, E. F. Y. (Org.) **Plano de manejo Florestal**: versão 2004. Telêmaco Borba, Paraná: Klabin, 2005. 275 p.



BORDALO, A. A.; NILSUMRANCHIT, W.; CHALERMVAT, K. Water quality and uses of Bangpakong River, Eastern Thailand. **Water Research**, v. 35, p. 3635-3642, 2001.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**. v. 8, n. 1. 2013.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, n. 2, p. 261-269, 1977.

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. (2009). **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2008/CETESB. São Paulo**: Série Relatórios-Secretaria de Estado do Meio Ambiente. v. 1, 531p. Relatório anual.

CIGAGNA, C.; BONOTTO, D.; CAMARGO, A.; STURARO, J. Trophic state index (TSI) and physico-chemical characteristics of a shallow reservoir in southeast Brazil. **Environmental Earth Sciences**. v. 75, n. 2, p. 1-11. 2006.

CUNHA, D. G. F.; FALCO, P. B. de; CALIJURI, M. do C. Densidade fitoplanctônica e estado trófico dos rios Canha e Pariquera-Açu, bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, SP, Brasil. **Revista Ambiente e Água**; Taubaté, v. 3, n. 2, p. 90-105, 2008.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs ( $TSI_{tsr}$ ). **Ecological Engineering**, v. 60, 126–134. 2013

DONADIO, 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. **Eng. Agríc.**; Jaboticabal, v.25, n.1, p.115-125, abr. 2005.

EHLERS, R. S. **Análise de séries** temporais. 5ª ed., Curitiba: Departamento de Estatística, UFPR, 2009.

ELSER, J. J.; BRACKEN, M. E. S.; CLELAND, E. E.; GRUNER, D. S.; HARPOLE, W. S.; HILLEBRAND, H.; NGAI, J. T.; SEABLOOM, E. W.; SHURIN, J. B.; SMITH, J. E. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producer in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. **Ecology Letters**, v. 10, p. 1135-1142. 2007.

FARAGE, J. A.; MATOS, A. T.; SILVA, D. D.; BORGES, A. C. Determinação do índice de estado trófico para fósforo em pontos do rio Pomba. **Engenharia na agricultura**; Viçosa - MG, v.18, n. 4, ago. 2010.

FIA, R.; MATOS, A. T.; CORADI, P. C.; PEREIRA-RAMIREZ, O. Estudo trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 4, n. 1, 2009.

FIGUEIREDO, R. O. Processos hidrológicos e biogeoquímicos em bacias hidrográficas sob usos agrícola e agroflorestal na Amazônia Brasileira. In: PORRO, R. (Ed.). **Alternativa agroflorestal na Amazônia em transformação**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. p. 477-500.

FIGUEIREDO, R. O.; BÖRNER, J.; DAVIDSON, E. A. Watershed services payments to smallholders in the Brazilian Amazon: challenges and perspectives **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 8, n. 2, p. 6-17, 2013.

GALVEZ-CLOUTIER, R.; SANCHEZ, M. Trophic status evaluation for 154 lakes in Quebec, Canada: monitoring and recommendations. **Water Qual. Res. J. Can.** v. 42 n. 4, p. 252–268. 2007.

GONÇALVES, C. S.; RHEINHEIMER, D. S.; PELLEGRINI, J. B. R. e KIST, S. L. Qualidade da água numa microbacia hidrográfica de cabeceira situada em região produtora de fumo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**; Campina Grande, v.9, n.3, p.391-399, 2005.

GROSSI, C. H. **Diagnóstico e monitoramento ambiental da microbacia hidrográfica do rio Queima-Pé (MT)**. 2006. 122f. Tese (Doutorado em Ciências Agrônômicas) - Universidade Estadual Paulista Júlio De Mesquita Filho, Botucatu, 2006.

GUPTA, M. A New Trophic State Index for Lagoons. **Journal of Ecosystems**. v. 2014. 2014.

IPEF – INSTITUTO DE PESQUISAS E ESTUDOS FLORESTAIS. **Descrição das Microbacias do PROMAB (Klabin do Paraná)**. 2016. Disponível em: <<http://www.ipef.br/promab/klabin-pr.asp>>. Acesso em: 22 jun. 2016.

JACINTHO, A.C.B. **Utilização do índice de qualidade da água no monitoramento do ribeirão Correias, município de Franca, Estado de São Paulo**. 2006. 98 f. Tese (Doutorado em Medicina Veterinária) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2006.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento**. Tese (doutorado em Ciências – Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) 2004. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, SP, 235 p. 2004.

MAIA, A. A. D.; CARVALHO, S. L.; CARVALHO, F. T. Comparação de dois índices de determinação do grau de trofia nas águas do Baixo Rio São José dos Dourados, São Paulo, Brasil. **Eng. Sant. Ambient.** v. 20, n. 4, p. 6013 – 622. 2015.

MANN, H. B.; WHITNEY, D. R. On a test of whether one of 2 random variables is stochastically larger than the other. **Annals of Mathematical Statistics**, v. 18, p. 50-60, 1947.

MORETTIN, P. A.; TOLOI, C. M. C. **Análise de séries temporais**. 2ª ed. ver. ampl., São Paulo: Blucher, 2006. 583 p.

NACHER, N. The Mann-Whitney U: A test for assessing whether two independent samples come from the same distribution. **Tutorials in Quantitative Methods for Psychology**, v. 41, n. 1, p. 13-20, 2008.

OLERIANO, E. S. e DIAS, H. C. T. A dinâmica da água em microbacias hidrográficas reflorestadas com eucalipto. **Anais...** I Seminário de Recursos Hídricos da Bacia

Hidrográfica do Paraíba do Sul: o Eucalipto e o Ciclo Hidrológico, Taubaté, Brasil, 07-09 novembro 2007, IPABHi, p. 215-222.

PINO, F. A. A questão da não normalidade. **Revista de Economia Agrícola**, São Paulo, v. 61, n. 2, p. 17-33, jul/dez. 2014.

PRADO, R. B.; NOVO, E. M. L. M. Avaliação espaço-temporal da relação entre o estado trófico do reservatório de barra bonita (SP) e o potencial poluidor de sua bacia hidrográfica. **Sociedade & Natureza**; Uberlândia, vol. 19, n. 2, dez. 2007.

REBOITA, M. S.; GAN, M. A.; ROCHA, R. P.; AMBRIZZI, T. Regimes de precipitação na América do Sul: Uma revisão bibliográfica. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 25, n. 2, p. 185 - 204, 2010.

REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; SEKIAMA, M. L. Morcegos da fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, Paraná (Mammalia, Chiroptera). **Revta bras. Zool**; v. 16, n. 2, p. 501 -505, 1999.

RIGATTO, P. A.; DEDECEK, R. A.; MATOS, J. L. M. Influência dos atributos do solo sobre a qualidade da madeira de *Pinus taeda* para produção de celulose Kaft. **Rev. Árvore**, Viçosa; v. 28, n. 2, 2004.

RODRIGUES-FILHO, J. L.; DEGANI, R. M.; SOARES, F. S.; PERIOTTO, N. A.; BLANCO, F. P.; ABE, D. S.; MATSUMURA-TUNDISI, T. TUNDISI, J. E. TUNDISI, J. G. Alterations in land uses based on amendments to the Brazilian Forest Law and their influences on water quality of watershed. **Braz. J. Biol**: São Carlos. v. 75, n. 1. jan – mar. 2015.

STRAHLER, A. N. **Quantitative analysis of watershed geomorphology**. New Haven: Transactions: American Geophysical Union. v.38. p. 913-920. 1957

SHEELA, A. M.; LETHA, J.; JOSEPH, S. Environmental status of a tropical lake system. **Environmental Monitoring and Assessment**. v. 180, n. 1, p.427-449. 2011.

SILVINO, R. F.; BARBOSA, F. A. R. Eutrophication potential of lakes: an integrated analysis of trophic state, morphometry, land occupation, and land use. **Braz. J. Biol**. V. 75, n. 3, p. 607-615. 2015.

SOARES, M. C. S.; HUSZAR, V. L. M.; ROLAND, F. Phytoplankton dynamics in two tropical rivers with different degrees of human impact (Southeast Brazil). **River Res. Appl**. V. 23, p. 698–714. 2007.

TOLEDO Jr., A.P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 12., Camboriú, 1983. **Anais...** Camboriú (SC) 34p. 1983.

TORMAN, V. B. L.; COSTER, R.; RIBOLDI, J. Normalidade de variáveis: Métodos de verificação e comparação de alguns testes não-paramétricos por simulação. **Rev. HCPA**, Rio Grande do Sul, v. 32, n. 2, 2012.

VARHA, A.; DELANEY, H. D. The Kruskal-Wallis Test and Stochastic Homogeneity. **Jornal of Education and Behavioral Statistics**, v. 23, n. 2, p. 170-192, 1998.

VITAL, A. R. T.; LIMA, W. P.; CAMARGO, F. R. A. Efeitos do corte raso de plantação de *Eucalyptus* sobre o balanço hídrico, a qualidade da água e as perdas de solo e de nutrientes em uma microbacia no Vale do Paraíba, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba; n. 55, p. 5-16, jun. 1999.

VITOUSEK, P.M. **Nutrient Cycling and Limitation: Hawai'i as a Model System**. Princeton University Press, Princeton. 2004.

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

ZANINI, H. L. H. T.; AMARAL, L.; ZANINI, J. R.; TAVARES, L. H. S. Caracterização da água da microbacia do córrego rico avaliada pelo índice de qualidade de água e de estado trófico. **Eng. Agríc.**; Jaboticabal, v.30, n.4, p.732-741, jul./ago. 2010.

YANG, J.; YU, X.; LIU, L.; ZHANG, W.; GUO, P. Algae community and trophic state of subtropical reservoirs in southeast Fujian, China. **Environ. Sci. Pollut. Res. Int.** v. 19, n. 5, p. 1432–1442. 2012.

## CAPÍTULO 2

### DINÂMICA DE NUTRIENTES E PARÂMETROS FÍSICOS DA ÁGUA EM MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS COM VEGETAÇÃO NATIVA E FLORESTAS PLANTADAS DE *Pinus*

#### 2.1 INTRODUÇÃO

A entrada dos elementos químicos no balanço geoquímico dos nutrientes em uma bacia hidrográfica se dá a partir de precipitações, deposições atmosféricas, adubação mineral e no caso do nitrogênio, por fixação de microrganismos, variando de acordo com a localização e condições climáticas (VITAL et al., 1999; LIMA, 2010). Segundo os autores, as perdas ocorrem pelo escoamento superficial da água, lixiviação profunda, volatilização e pelo deflúvio.

Lima (2008) classifica as bacias hidrográficas com base em alguns fatores dominantes na geração de deflúvio. As microbacias são áreas de drenagem com uma alta sensibilidade tanto a chuvas como ao fator do uso e cobertura do solo.

O deflúvio, de acordo com Lima (2010), diz respeito ao balanço hídrico anual da microbacia, sendo a contabilização entre a entrada anual de água pelas chuvas e as perdas por evapotranspiração. Assim, o deflúvio se configura como a água superficial que alimenta a vazão. Desta forma, a quantidade de nutrientes transportados pelo deflúvio em microbacias é um indicador do suporte de nutrientes e do reflexo da conservação do solo em uma determinada área (BRUIJNZEEL, 1990; TAMM, 1995; FIGUEIREDO et al., 2010).

No entanto, as práticas de conservação do solo podem ser ineficazes no controle e transporte de compostos químicos solúveis, principalmente se eles têm baixo coeficiente de participação no solo, isto é, baixa absorvidade (WALTER et al., 2000).

Para Mareschal et al. (2013), o fluxo da drenagem de nutrientes ao longo do perfil do solo obedece um padrão de transferência de acordo com cada elemento químico. Os maiores fluxos são observados na superfície do solo, sendo que ocorre uma diminuição em direção a profundidade.

Todavia, a partir dos estudos de O'Loughlin (1994), florestas não perturbadas possuem água com alta qualidade, com baixa quantidade de nutrientes dissolvidos e sólidos em suspensão, bem como microbacias com boa proteção de cobertura vegetal mantêm a qualidade da água dentro dos padrões normais.

Gonçalves et al. (2005) relatam que a presença de altas concentrações de nutrientes (Ca, Mg, K e P) na água é condizente com a alta disponibilidade desses nutrientes e manejo inadequado do solo, enquanto que Donadio et al. (2005) afirmam que as variáveis de cor, turbidez, alcalinidade e nitrogênio total interferem diretamente na qualidade da água.

De acordo com Mareschal et al. (2013), alguns fatores podem colaborar para o aumento dos picos de concentração dos nutrientes, como, por exemplo, o início da estação seca após a perturbação. Neste caso, a estiagem pode dificultar a mineralização da matéria orgânica, bem como a atividade biológica dos decompositores influenciada pela prática de manejo ou a adição de fertilizantes nitrogenados refletidos na próxima estação chuvosa.

Por isso, este estudo teve como objetivo avaliar a dinâmica dos nutrientes, como o nitrato, fósforo, potássio, cálcio e magnésio e dos parâmetros físico da água, como sólidos suspensos totais, cor aparente e turbidez em duas microbacias hidrográficas, destacando a influência das coberturas florestais e intensidades pluviométricas na oscilação da qualidade de água.

## 2.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.2.1 Caracterização do local de estudo

A caracterização da área de estudo está descrita no Capítulo 1, no item 1.2.1.

### 2.2.2 Coleta de dados

Além das informações contidas no Capítulo 1, no item 1.2.2, também foram coletados dados de nitrato, potássio, cálcio, magnésio e sólidos solúveis totais (SST) em  $\text{mg L}^{-1}$ , cor (Pt. Co) e Turbidez (FTU).

### 2.2.3 Procedimentos analíticos

Todos os dados foram tabulados e analisados pelo *Software Statistical Package for the Social Sciences* (SPSS 2.0 – Licença para estudante) e submetidos a medidas de dispersão e posição para verificar a variabilidade dos dados. As variações dos dados foram observadas tanto em função da espacialidade, ou seja, entre as microbacias, englobando toda a série histórica, como também entre as classes de pluviosidade.

Com o propósito de inferir sobre a intensidade pluviométrica, procurou-se estratificar o universo amostral em classes de precipitação. Desta forma, considerou-se a precipitação acumulada quinzenalmente, com o propósito de coincidir com a frequência de coleta das amostras, como também de afinidade metodológica com trabalhos similares dispostos na literatura (LITTLE et al., 2015). A amplitude das classes foi estabelecida com o propósito de atender a homogeneidade na frequência de observação. Estabeleceu-se desta forma quatro classes: inferior a 10 mm de precipitação acumulada; igual ou superior a 10 mm e inferior a 50 mm; igual ou superior a 50 mm e inferior a 100 mm e igual ou superior a 100 mm de precipitação acumulada.

#### *2.2.4 Análise estatísticas*

##### *2.2.4.1 Aderência à normalidade dos dados*

A distribuição de frequências de uma determinada variável dentro de uma população pode ter formas variadas (CANTELMO e FERREIRA, 2012) e identificar a forma de distribuição desses dados é essencial para a seleção do método estatístico adequado. De acordo com Torman et al. (2012), as distribuições de frequências são distribuições de probabilidade, em que para um evento ter-se-á uma probabilidade de ocorrência associada.

A distribuição normal, representada pela curva de Gauss, refere-se à variação natural dos dados de forma simétrica em relação a sua média. Desta forma, quando os dados não possuem uma distribuição específica, ou seja, quando não se supõem uma normalidade, orienta-se a utilização de testes não-paramétricos.

Os testes não-paramétricos são considerados mais adequados para dados não normalmente distribuídos e dados não censurados, os quais são frequentemente encontrados em séries temporais hidrológicas e meteorológicas (YUE et al., 2002).

##### *2.2.4.2 Análise de comparações de amostras*

Com a finalidade da comparação de tendências centrais entre os conjuntos amostrais dos parâmetros de qualidade de água, utilizou-se o teste U Mann-Whitney a 5% de probabilidade (MANN-WHITNEY, 1947). Geralmente se utiliza o teste t para aferir sobre as similaridades de valores entre médias de conjuntos amostrais e se

esses valores pertencem a uma mesma população, sendo que o pré-requisito para a sua utilização é a variação normal dos dados. O teste de Mann-Whitney, ou teste U, é um teste não-paramétrico, para comparações de tendências centrais similar ao teste t.

#### *2.2.4.3 Análise de correlação*

A estimativa da correlação existe para verificar o grau de relação e variação entre duas variáveis quantitativas (TORMAN et al., 2012). Dessa forma, todas as análises de correlação foram estimadas pelo coeficiente de correlação de Spearman, o qual é um teste estatístico não-paramétricos (MACHADO et al., 2015). O coeficiente de correlação de Spearman é geralmente utilizado em substituição ao coeficiente de Pearson (SPEARMAN, 1904). Segundo Myres e Sirois (2014), o coeficiente de Spearman é mais robusto quando os dados não possuem uma distribuição normal.

### 2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### *2.3.1 Análise estatística preliminar*

Como os principais testes estatísticos têm como suposição a normalidade dos dados, todos os dados foram submetidos à uma verificação de aderência à normalidade para as diferentes distribuições de origem (TORMAN et al., 2012). Verifica-se desta forma, por meio da Tabela 2.1, que nenhuma das variáveis em estudo possuíram uma aderência à distribuição normal pelo teste Kolmogorov-Smirnov a 5% de probabilidade. De acordo com Assis et al. (1996), o teste de Komogorov-Smirnov pode ser utilizado para dados agrupados e individuais e não possui, segundo Catalunha et al. (2002), restrições quanto ao número e valor das classes.



**Tabela 2.1 - Teste estatístico (Kolmogorov-Smirnov) para avaliação da normalidade das variáveis de precipitação (mm), para as concentrações de nitrato, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e sólidos suspensos totais (SST) em mg L<sup>-1</sup>, cor aparente (Pt. Co) e turbidez (FTU) ( $\alpha = 0,05$ )**

Variáveis	Florestal Nativa				Floresta Plantada de <i>Pinus</i>			
	Valor	V <sub>crítico</sub>	Valor p	Normal	Valor	V <sub>crítico</sub>	Valor p	Normal
<b>Precipitação Diária</b>	0,345	0,014	p < 0,01	<b>Não</b>	0,340	0,014	p < 0,01	<b>Não</b>
<b>Nitrato</b>	0,136	0,059	p < 0,01	<b>Não</b>	0,219	0,059	p < 0,01	<b>Não</b>
<b>Fósforo</b>	0,190	0,059	p < 0,01	<b>Não</b>	0,208	0,059	p < 0,01	<b>Não</b>
<b>Potássio</b>	0,194	0,059	p < 0,01	<b>Não</b>	0,196	0,059	p < 0,01	<b>Não</b>
<b>Cálcio</b>	0,121	0,059	p < 0,01	<b>Não</b>	0,133	0,059	p < 0,01	<b>Não</b>
<b>Magnésio</b>	0,148	0,059	p < 0,01	<b>Não</b>	0,167	0,059	p < 0,01	<b>Não</b>
<b>Sólidos Suspensos Totais</b>	0,171	0,059	p < 0,01	<b>Não</b>	0,340	0,059	p < 0,01	<b>Não</b>
<b>Cor Aparente</b>	0,149	0,059	p < 0,01	<b>Não</b>	0,178	0,059	p < 0,01	<b>Não</b>
<b>Turbidez</b>	0,152	0,059	p < 0,01	<b>Não</b>	0,311	0,059	p < 0,01	<b>Não</b>

### 2.3.2 Parâmetros de qualidade da água em função do uso do solo

Em relação a escala espacial, as medianas de todos os nutrientes apresentaram diferentes concentrações em ambas as microbacias, ao contrário dos parâmetros físicos (Tabela 2.2). Enquanto o nitrato, fósforo, potássio e magnésio estão presentes em maiores concentrações na microbacia com vegetação nativa, o cálcio está presente em maior quantidade na microbacia com florestas plantada *Pinus*. No entanto, os parâmetros físicos como sólidos suspensos totais, cor aparente e turbidez não oscilam, em essência, seus teores na água sob influência da cobertura vegetal e práticas de manejo.

**Tabela 2.2 - Medianas para as concentrações de nitrato, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e sólidos suspensos totais (SST) em mg L<sup>-1</sup>, cor aparente (Pt. Co) e turbidez (FTU) e número de observações (n) presentes na água dos pontos amostrais microbacias com vegetação nativa e com florestas plantadas de *Pinus* durante a série histórica de observação (2005-2015)**

Ponto Amostral (Microbacias)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	P	K	Ca	Mg	SST	Cor Aparente	Turbidez
	(mg L <sup>-1</sup> )						(Pt. Co)	(FTU)
<b>Floresta Nativa</b>	1,30 <sup>a</sup>	0,02 <sup>a</sup>	1,10 <sup>a</sup>	1,60 <sup>b</sup>	0,83 <sup>a</sup>	7,30 <sup>a</sup>	22,50 <sup>a</sup>	6,00 <sup>a</sup>
<b>n</b>	230	230	230	230	230	230	230	230
<b>Florestas Plantadas de <i>Pinus</i></b>	1,00 <sup>b</sup>	0,02 <sup>b</sup>	0,90 <sup>b</sup>	1,90 <sup>a</sup>	0,75 <sup>b</sup>	9,00 <sup>a</sup>	26,00 <sup>a</sup>	6,00 <sup>a</sup>
<b>n</b>	230	230	230	229	230	229	230	230

Medianas seguidas da mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Mann-Whitney a 5% de probabilidade.

Gonçalves et al. (2005), em área de terrenos acidentados, com pouca vegetação nativa e lavouras localizadas em áreas susceptíveis à erosão, encontraram valores inferiores para nitrato, em concentrações que variaram entre 0,78 e 1,27 mg L<sup>-1</sup>, e o fósforo total, com variações entre 0,15 e 0,21 mg L<sup>-1</sup>, entre os pontos de coleta e concentrações relativamente superiores de potássio, com variação entre 2,4 e 3,3 mg L<sup>-1</sup>, cálcio entre 2,7 e 4,9 mg L<sup>-1</sup> e 1,4 - 2,5 mg L<sup>-1</sup> para o magnésio. Santos (2001) e Santos (2013) relatam que elementos majoritários, como o Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> e K<sup>+</sup>, existem em abundância em ambientes aquáticos limpos e são altamente solúveis e facilmente lixiviados sob condições de intemperismo, o que torna comum suas concentrações em rios. Santos (2001) evidencia ainda que nitrato e fósforo, por serem elementos minoritários, concentrações elevadas podem impactar o ambiente.

Assim, Donadio et al. (2005) ao estudarem a flutuação da concentração de nitrato em áreas de nascentes com vegetação natural e agricultura, observaram que em pontos sob influência da vegetação natural o fósforo total teve variações de concentração entre 0,2 e 2,7 mg L<sup>-1</sup>, enquanto que com influência de práticas agrícolas o fósforo total oscilou entre 0,2 e 4,7 mg L<sup>-1</sup>. Para Little et al. (2015), ao avaliarem o efeito amortecedor da faixa de floresta nativa (mata ciliar) sobre a mobilidade e retenção de nutrientes de florestas exóticas de eucalipto, obtiveram variações de fósforo entre 0,006 e 0,008 mg L<sup>-1</sup>, sendo que os valores não tiveram diferenças significativas entre as microbacias estudadas. Já para o nitrato, Little et al. (2015) observaram variações entre 0,004 e 0,054 mg L<sup>-1</sup> e concluíram que o aumento das larguras de faixas de floresta nativa tende a reduzir concentrações do

nutriente no fluxo de água. Os autores observaram ainda que microbacias totalmente cobertas por florestas nativas possuem concentrações de nitrato superiores em 50 – 87% das concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido.

### 2.3.3 Parâmetros de qualidade da água e intensidade pluviométrica

De acordo com Voigtlaender (2007), os solos de ambas as microbacias, em geral, possuem baixa fertilidade. A ordem de estoque dos nutrientes nos diferentes compartimentos do solo para a microbacia com vegetação nativa relatado pela autora foi de  $Ca > Mg > K > N > P$  e para a microbacia florestas plantadas de *Pinus*  $Ca > N > Mg > K > P$ . A autora salienta ainda que dentre os nutrientes avaliados, o N, K e Mg tiveram as maiores variações entre as duas microbacias (Tabela 2.3).

**Tabela 2.3 - Estoque de nutrientes ( $kg\ ha^{-1}$ ) em diferentes profundidades do solo nas microbacias com florestas plantadas de *Pinus* e com vegetação nativa (N mineralizável e P, K, Ca e Mg trocáveis até 100 cm de profundidade no solo)**

<b>Microbacia com Florestas Plantadas de <i>Pinus</i></b>					
<b>Solo</b>	<b>N</b>	<b>P</b>	<b>K</b>	<b>Ca</b>	<b>Mg</b>
0 – 20	278,00	8,60	55,60	371,00	65,00
20 – 60	205,00	14,30	66,60	469,66	76,00
60 – 100	392,00	12,33	137,00	306,00	166,33
Total	875,00	35,23	259,20	1146,66	307,33
<b>Microbacia com Vegetação Nativa</b>					
<b>Solo</b>	<b>N</b>	<b>P</b>	<b>K</b>	<b>Ca</b>	<b>Mg</b>
0 – 20	205,00	11,00	117,00	375,00	108,00
20 – 60	137,00	18,00	235,00	941,00	349,00
60 – 100	98,00	9,00	199,00	624,00	360,00
Total	440,00	38,00	551,00	1940,00	817,00

Fonte: VOIGTLAENDER (2007, p. 47, adaptado).

Nesse contexto, nenhuma das microbacias acompanhou a ordem de estoque de nutrientes total nos diferentes compartimentos do solo, com exceção do cálcio e fósforo, sendo os nutrientes mais abundante e mais limitante, respectivamente (VOIGTLAENDER, 2007). Para a microbacia com vegetação nativa, apesar do Mg estar presente em maior estoque médio no solo (Tabela 2.3), as concentrações dos nutrientes N e K são superiores na água (Tabela 2.2). Voigtlaender (2007), ao estudar mais detalhadamente o conteúdo de nutrientes no perfil do solo (Tabela 2.3), destaca que somente na camada superficial (0 – 20 cm) a ordem de estoque realoca o Mg como o terceiro nutriente mais abundante, atrás do Ca, N e K,

respectivamente. Desta forma, entende-se que a contribuição na exportação de nutrientes para o corpo de água na microbacia com vegetação nativa é fruto do escoamento superficial. De acordo com Machado et al. (2015), quando a exportação de cátions segue a ordem de estoque no solo, as perdas de nutrientes estão mais dependentes de processos erosivos naturais do que relacionadas à reatividade dos nutrientes, ou seja, sua solubilidade em água.

Na microbacia com florestas plantadas de *Pinus*, essa dinâmica pode ser mais complexa, pois independente da profundidade do solo, a ordem de estoque dos nutrientes não se altera ( $\text{Ca} > \text{N} > \text{Mg} > \text{K} > \text{P}$ ) (Tabela 2.3). No entanto, o potássio está presente em maior quantidade no corpo d'água comparado ao magnésio (Tabela 2.2). Este fato pode ser explicado pela baixa afinidade de ligação à matéria orgânica de cátions monovalentes sobre cátions bivalentes e sua solubilidade em água, facilitando assim o transporte preferencial do  $\text{K}^+$  (CANCELO-GONZÁLEZ et al., 2013). Machado et al. (2015), ao estudarem o efeito de incêndios florestais na mobilidade de cátions em plantios de eucalipto e pinus, identificaram que o  $\text{K}^+$  foi o elemento com maior exportação e o  $\text{Mg}^{2+}$  com exportações mais baixas, enquanto que a exportação de  $\text{Ca}^{2+}$  foi relativo às características peculiares dos solos.

Ao verificar a variação temporal, a precipitação exerceu influência na dinâmica das variáveis estudadas, tanto pelos nutrientes quando pelos parâmetros físicos (Tabelas 2.4 e 2.5).

**Tabela 2.4. Valores das medianas das concentrações de nitrato ( $\text{mg L}^{-1}$ ), fósforo ( $\text{mg L}^{-1}$ ), potássio ( $\text{mg L}^{-1}$ ), cálcio ( $\text{mg L}^{-1}$ ), magnésio ( $\text{mg L}^{-1}$ ), sólidos suspensos totais – SST ( $\text{mg L}^{-1}$ ), cor aparente – Cor (Pt. Co), níveis de turbidez – Turb. (FTU) e número de amostras (n) coletadas durante uma série histórica de 10 anos (2005 – 2015) em frequência de observação variável e estratificadas por precipitação acumulada de um (PA1), sete (PA7), quinze (PA15) e trinta (PA30) dias anteriores à coleta na microbacia de floresta nativa. As letras na coluna de classes representam as precipitações acumuladas inferior ou igual a 10 mm (A), entre 10 e 50 mm (B), entre 50 e 100 mm (C) e superior ou igual a 100 mm (D)**

Classes	$\text{NO}_3^-$	P	K	Ca	Mg	SST	Cor	Turb.	n	
PA1	A	1,20 <sup>b</sup>	0,02 <sup>b</sup>	1,10 <sup>a</sup>	1,60 <sup>a</sup>	0,83 <sup>ab</sup>	6,70 <sup>b</sup>	18,00 <sup>b</sup>	5,00 <sup>c</sup>	177
	B	1,80 <sup>a</sup>	0,03 <sup>a</sup>	1,40 <sup>ab</sup>	1,72 <sup>a</sup>	0,90 <sup>a</sup>	9,00 <sup>b</sup>	45,00 <sup>a</sup>	10,00 <sup>b</sup>	41
	C	1,85 <sup>ab</sup>	0,03 <sup>ab</sup>	1,35 <sup>b</sup>	1,15 <sup>b</sup>	0,75 <sup>b</sup>	17,85 <sup>a</sup>	78,50 <sup>a</sup>	16,00 <sup>a</sup>	8
	D	2,10 <sup>a</sup>	0,05 <sup>a</sup>	1,20 <sup>ab</sup>	1,28 <sup>ab</sup>	0,73 <sup>ab</sup>	26,00 <sup>a</sup>	103,0 <sup>a</sup>	23,00 <sup>a</sup>	3
Total									<b>229</b>	
PA7	A	1,00 <sup>d</sup>	0,02 <sup>b</sup>	1,00 <sup>b</sup>	1,58 <sup>a</sup>	0,80 <sup>b</sup>	5,50 <sup>c</sup>	13,00 <sup>c</sup>	3,00 <sup>d</sup>	64
	B	1,20 <sup>cd</sup>	0,02 <sup>a</sup>	1,20 <sup>ab</sup>	1,85 <sup>a</sup>	0,90 <sup>a</sup>	5,70 <sup>c</sup>	21,00 <sup>b</sup>	5,50 <sup>c</sup>	76
	C	1,40 <sup>b</sup>	0,03 <sup>a</sup>	1,20 <sup>a</sup>	1,72 <sup>a</sup>	0,84 <sup>ab</sup>	10,30 <sup>b</sup>	38,00 <sup>a</sup>	9,00 <sup>b</sup>	67
	D	1,90 <sup>a</sup>	0,03 <sup>a</sup>	1,15 <sup>ab</sup>	1,28 <sup>b</sup>	0,72 <sup>c</sup>	15,19 <sup>a</sup>	46,00 <sup>a</sup>	11,50 <sup>a</sup>	22
Total									<b>229</b>	
PA15	A	1,00 <sup>c</sup>	0,02 <sup>b</sup>	1,00 <sup>b</sup>	1,54 <sup>a</sup>	0,80 <sup>b</sup>	5,00 <sup>c</sup>	12,50 <sup>c</sup>	3,00 <sup>d</sup>	62
	B	1,20 <sup>bc</sup>	0,02 <sup>a</sup>	1,20 <sup>a</sup>	1,85 <sup>a</sup>	0,90 <sup>a</sup>	5,70 <sup>c</sup>	21,00 <sup>b</sup>	5,50 <sup>c</sup>	76
	C	1,40 <sup>b</sup>	0,03 <sup>a</sup>	1,20 <sup>a</sup>	1,72 <sup>a</sup>	0,84 <sup>ab</sup>	10,30 <sup>b</sup>	38,00 <sup>a</sup>	9,00 <sup>b</sup>	67
	D	1,90 <sup>a</sup>	0,03 <sup>a</sup>	1,15 <sup>ab</sup>	1,28 <sup>b</sup>	0,72 <sup>c</sup>	15,19 <sup>a</sup>	46,00 <sup>a</sup>	11,50 <sup>a</sup>	22
Total									<b>227</b>	
PA30	A	1,00 <sup>b</sup>	0,01 <sup>ab</sup>	1,00 <sup>a</sup>	1,80 <sup>a</sup>	0,85 <sup>ab</sup>	7,00 <sup>ab</sup>	13,00 <sup>b</sup>	3,00 <sup>b</sup>	9
	B	1,05 <sup>b</sup>	0,02 <sup>ab</sup>	1,10 <sup>a</sup>	2,10 <sup>a</sup>	1,00 <sup>a</sup>	5,50 <sup>ab</sup>	11,50 <sup>b</sup>	3,00 <sup>b</sup>	20
	C	1,10 <sup>ab</sup>	0,02 <sup>b</sup>	1,20 <sup>a</sup>	1,80 <sup>a</sup>	0,88 <sup>ab</sup>	6,00 <sup>b</sup>	20,00 <sup>b</sup>	4,00 <sup>b</sup>	45
	D	1,40 <sup>a</sup>	0,02 <sup>a</sup>	1,10 <sup>a</sup>	1,59 <sup>a</sup>	0,80 <sup>b</sup>	8,00 <sup>a</sup>	28,00 <sup>a</sup>	8,00 <sup>a</sup>	153
Total									<b>227</b>	

Medianas seguidas da mesma letra na coluna de cada conjunto de precipitação acumulada não diferem entre si pelo teste de Mann-Whitney a 5% de probabilidade de erro.

**Tabela 2.5. Valores das medianas das concentrações de nitrato ( $\text{mg L}^{-1}$ ), fósforo ( $\text{mg L}^{-1}$ ), potássio ( $\text{mg L}^{-1}$ ), cálcio ( $\text{mg L}^{-1}$ ), magnésio ( $\text{mg L}^{-1}$ ), sólidos suspensos totais – SST ( $\text{mg L}^{-1}$ ), cor aparente – Cor (Pt. Co), níveis de turbidez – Turb. (FTU) e número de aostras (n) coletadas durante uma série histórica de 10 anos (2005 – 2015) em frequência de observação variável e estratificadas por precipitação acumulada de um (PA1), sete (PA7), quinze (PA15) e trinta (PA30) dias anteriores à coleta na microbacia de florestas plantadas de *Pinus*. As letras na coluna de classes representam as precipitações acumuladas inferior ou igual a 10 mm (A), entre 10 e 50 mm (B), entre 50 e 100 mm (C) e superior ou igual a 100 mm (D)**

Classes	$\text{NO}_3^-$	P	K	Ca	Mg	SST	Cor	Turb.	n	
PA1	A	1,00 <sup>a</sup>	0,02 <sup>c</sup>	0,90 <sup>b</sup>	1,80 <sup>ab</sup>	0,73 <sup>ab</sup>	7,30 <sup>b</sup>	21,00 <sup>d</sup>	5,00 <sup>d</sup>	178
	B	1,09 <sup>a</sup>	0,02 <sup>b</sup>	1,35 <sup>a</sup>	2,15 <sup>a</sup>	0,80 <sup>a</sup>	13,00 <sup>a</sup>	46,50 <sup>bc</sup>	12,00 <sup>bc</sup>	42
	C	1,00 <sup>a</sup>	0,02 <sup>bc</sup>	1,10 <sup>ab</sup>	1,60 <sup>b</sup>	0,60 <sup>b</sup>	11,30 <sup>ab</sup>	64,00 <sup>b</sup>	14,00 <sup>ab</sup>	7
	D	1,30 <sup>a</sup>	0,06 <sup>a</sup>	1,50 <sup>ab</sup>	1,60 <sup>ab</sup>	0,62 <sup>ab</sup>	34,65 <sup>a</sup>	119,50 <sup>a</sup>	45,00 <sup>a</sup>	2
Total									<b>229</b>	
PA7	A	0,95 <sup>a</sup>	0,01 <sup>b</sup>	0,70 <sup>b</sup>	1,80 <sup>a</sup>	0,73 <sup>ab</sup>	5,70 <sup>b</sup>	13,00 <sup>c</sup>	4,00 <sup>d</sup>	59
	B	0,90 <sup>a</sup>	0,02 <sup>a</sup>	0,95 <sup>a</sup>	2,00 <sup>a</sup>	0,80 <sup>a</sup>	8,30 <sup>b</sup>	25,50 <sup>b</sup>	5,50 <sup>c</sup>	84
	C	1,20 <sup>a</sup>	0,02 <sup>a</sup>	1,00 <sup>a</sup>	2,00 <sup>a</sup>	0,76 <sup>ab</sup>	10,70 <sup>a</sup>	40,00 <sup>a</sup>	10,00 <sup>b</sup>	63
	D	1,10 <sup>a</sup>	0,02 <sup>a</sup>	1,00 <sup>ab</sup>	1,60 <sup>a</sup>	0,60 <sup>b</sup>	11,00 <sup>a</sup>	53,00 <sup>a</sup>	13,00 <sup>a</sup>	23
Total									<b>229</b>	
PA15	A	1,00 <sup>a</sup>	0,01 <sup>b</sup>	0,70 <sup>b</sup>	1,70 <sup>ab</sup>	0,70 <sup>ab</sup>	5,00 <sup>b</sup>	12,00 <sup>d</sup>	3,00 <sup>d</sup>	25
	B	0,90 <sup>a</sup>	0,02 <sup>ab</sup>	0,90 <sup>a</sup>	1,70 <sup>ab</sup>	0,73 <sup>a</sup>	8,30 <sup>b</sup>	19,00 <sup>c</sup>	4,00 <sup>c</sup>	47
	C	1,00 <sup>a</sup>	0,02 <sup>a</sup>	1,00 <sup>a</sup>	2,20 <sup>a</sup>	0,80 <sup>a</sup>	8,00 <sup>b</sup>	26,00 <sup>b</sup>	7,00 <sup>b</sup>	81
	D	1,10 <sup>a</sup>	0,02 <sup>a</sup>	0,90 <sup>a</sup>	1,65 <sup>b</sup>	0,70 <sup>b</sup>	10,70 <sup>a</sup>	38,00 <sup>a</sup>	10,00 <sup>a</sup>	75
Total									<b>228</b>	
PA30	A	0,87 <sup>a</sup>	0,01 <sup>b</sup>	0,75 <sup>a</sup>	1,70 <sup>a</sup>	0,70 <sup>a</sup>	4,85 <sup>ab</sup>	9,50 <sup>b</sup>	1,00 <sup>d</sup>	8
	B	1,00 <sup>a</sup>	0,02 <sup>ab</sup>	0,80 <sup>a</sup>	2,60 <sup>a</sup>	1,00 <sup>a</sup>	4,30 <sup>b</sup>	15,00 <sup>b</sup>	3,00 <sup>c</sup>	17
	C	0,90 <sup>a</sup>	0,01 <sup>ab</sup>	0,90 <sup>a</sup>	1,80 <sup>a</sup>	0,73 <sup>a</sup>	9,30 <sup>a</sup>	21,00 <sup>b</sup>	5,00 <sup>b</sup>	45
	D	1,10 <sup>a</sup>	0,02 <sup>a</sup>	0,90 <sup>a</sup>	1,90 <sup>a</sup>	0,74 <sup>a</sup>	9,30 <sup>a</sup>	30,00 <sup>a</sup>	8,00 <sup>a</sup>	157
Total									<b>227</b>	

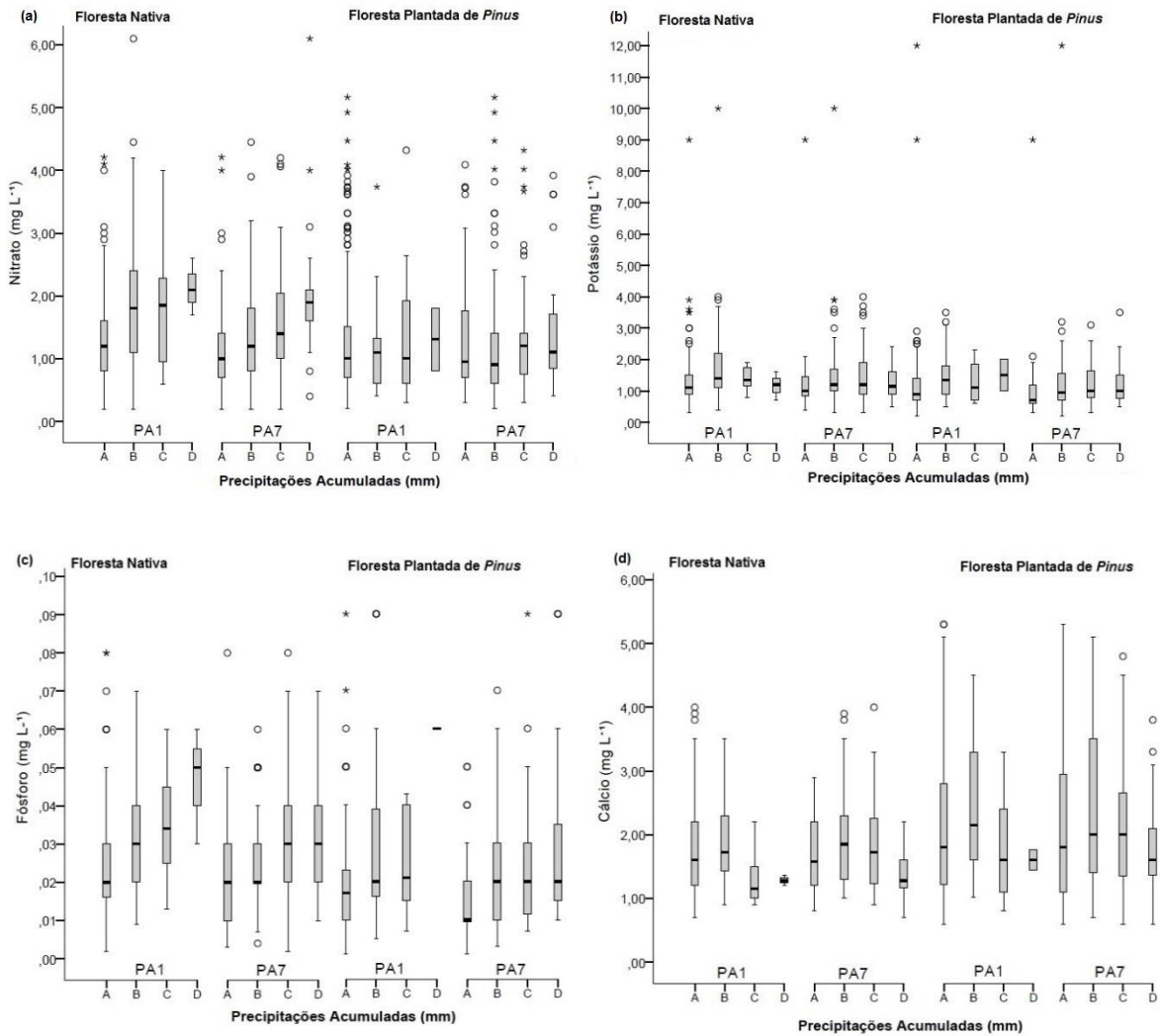
Medianas seguidas da mesma letra na coluna de cada conjunto de precipitação acumulada não diferem entre si pelo teste de Mann-Whitney a 5% de probabilidade de erro.

De modo geral, a microbacia com florestas plantadas de *Pinus* possui uma maior estabilidade na mobilidade dos elementos, pois três dos nutrientes avaliados, nitrato, cálcio e magnésio, permaneceram com concentrações constantes sob os diferentes regimes de precipitação acumulada (Figura 2.3). Para a microbacia com vegetação nativa, o aumento da chuva não influenciou diretamente a dinâmica do potássio, cálcio e magnésio, uma vez que os teores destes nutrientes oscilaram de forma aleatória. De acordo com Voigtlaender (2007), o plantio de *Pinus* possui uma liberação de nutrientes inferior a Mata Atlântica, principalmente com N e Ca, bem como também apresenta uma ligeira imobilização do Mg.

Ao observar as Figuras 2.3 e 2.4 verifica-se que as concentrações de nitrato, fósforo e magnésio são as que mais distinguem as microbacias hidrográficas. Enquanto o magnésio possui concentrações superiores na microbacia com florestas plantadas de *Pinus*, na microbacia com vegetação nativa a exportação de nitrato e fósforo, principalmente em precipitações diárias, são maiores, e uma tendência semelhante se verifica no parâmetro de cor aparente. O potássio, cálcio, sólidos suspensos totais e turbidez, visivelmente, apresentam similaridade em suas dinâmicas com os regimes de precipitação em ambas as microbacias.

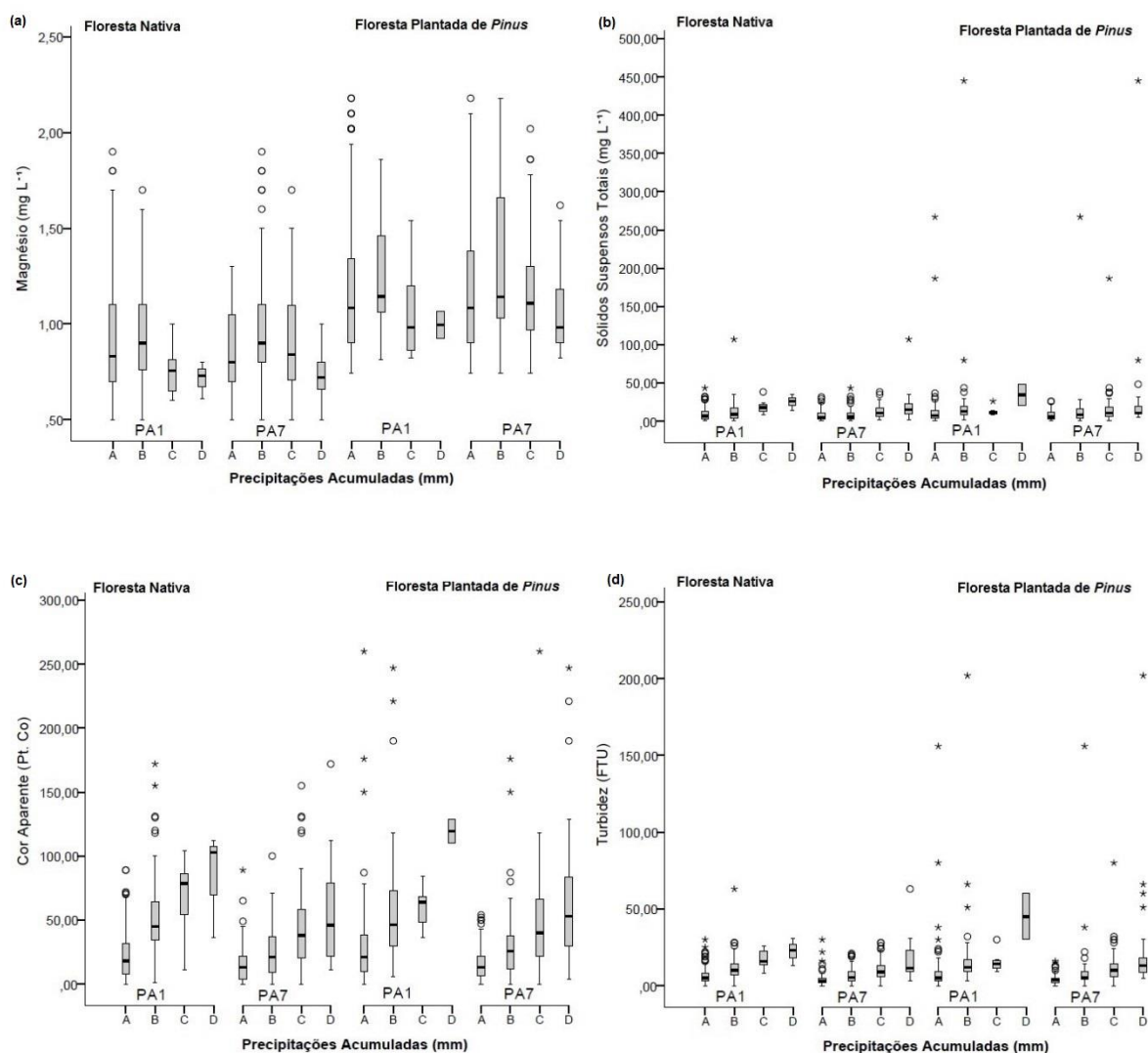
Voigtlaender (2007) relata uma baixa taxa de degradação das acículas e a alta retenção dos nutrientes na serapilheira do *Pinus* (Microbacia com florestas plantadas). Neste sentido, a serapilheira pode impedir a liberação e disponibilidade do fósforo e potássio, e este tende a escoar para o leito do recurso hídrico somente sob influência de precipitações. Selle (2007) observou em sua revisão de literatura que o fósforo e potássio em ecossistemas florestais possuem as maiores taxas de transferência da serapilheira para o solo com a chegada das primeiras chuvas. Este fato pode ser confirmado quando se analisa correlações positivas da precipitação com o fósforo total ( $r = 0,28$ ) na microbacia com florestas plantadas de *Pinus* (Tabela 2.7).

**Figura 2.3 - Box-plot das concentrações de (a) nitrato ( $\text{mg L}^{-1}$ ), (b) potássio ( $\text{mg L}^{-1}$ ), (c) fósforo ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e (d) cálcio em função da precipitação acumulada de um (PA1) e sete (PA7) dias anteriores à coleta nas microbacias de floresta nativa e floresta plantada de *Pinus*. As letras no eixo x representam as classes de precipitações acumuladas inferior ou igual a 10 mm (A), entre 10 e 50 mm (B), entre 50 e 100 mm (C) e superior ou igual a 100 mm (D)**





**Figura 2.4 - Box-plot das concentrações de (a) magnésio ( $\text{mg L}^{-1}$ ), sólidos suspensos ( $\text{mg L}^{-1}$ ), (b) cor aparente (Pt. Co) e (c) níveis de turbidez (FTU) em função da precipitação acumulada de um (PA1) e sete (PA7) dias anteriores à coleta nas microbacias de floresta nativa e floresta plantada de *Pinus*. As letras no eixo x representam as classes de precipitações acumuladas inferior ou igual a 10 mm (A), entre 10 e 50 mm (B), entre 50 e 100 mm (C) e superior ou igual a 100 mm (D)**



**Tabela 2.6 - Matriz de correlação de *Spearman* em função das variáveis hidrológicas de precipitações acumuladas de um (PA1) e sete (PA7) dias anteriores, nutrientes (nitrato, fósforo, potássio, cálcio e magnésio) e sólidos suspensos totais (SST) em mg L<sup>-1</sup>, cor aparente (Cor) em Pt. Co e turbidez (FTU) na água da microbacia hidrográfica com vegetação nativa. Valores em negrito ( $p < 0,05$ )**

Ponto	Variáveis	PA1	PA7	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	P	K	Ca	Mg	SST	Cor	Turbidez
Vegetação Nativa	PA1	1,00									
	PA7	<b>0,48</b>	1,00								
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	<b>0,30</b>	<b>0,28</b>	1,00							
	P	<b>0,19</b>	<b>0,24</b>	<b>0,19</b>	1,00						
	K	<b>0,26</b>	0,13	0,12	<b>0,62</b>	1,00					
	Ca	0,04	-0,07	0,08	<b>0,55</b>	<b>0,70</b>	1,00				
	Mg	0,02	-0,08	0,00	<b>0,57</b>	<b>0,71</b>	<b>0,87</b>	1,00			
	SST	<b>0,23</b>	<b>0,31</b>	0,12	<b>0,46</b>	<b>0,27</b>	0,11	<b>0,18</b>	1,00		
	Cor	<b>0,50</b>	<b>0,47</b>	<b>0,38</b>	<b>0,47</b>	<b>0,48</b>	<b>0,28</b>	<b>0,22</b>	<b>0,34</b>	1,00	
	Turbidez	<b>0,49</b>	<b>0,52</b>	<b>0,41</b>	<b>0,46</b>	<b>0,34</b>	<b>0,25</b>	<b>0,22</b>	<b>0,46</b>	<b>0,81</b>	1,00

**Tabela 2.7 - Matriz de correlação de Spearman em função das variáveis hidrológicas de precipitações acumuladas de um (PA1) e sete (PA7) dias anteriores, nutrientes (nitrato, fósforo, potássio, cálcio e magnésio) e sólidos suspensos totais (SST) em mg L<sup>-1</sup>, cor aparente (Cor) em Pt. Co e turbidez (FTU) na água da microbacia hidrográfica com florestas plantadas de *Pinus*. Valores em negrito ( $p < 0,05$ )**

Ponto	Variáveis	PA1	PA7	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	P	K	Ca	Mg	SST	Cor	Turbidez
Florestas Plantadas de <i>Pinus</i>	PA1	1,00									
	PA7	<b>0,68</b>	1,00								
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	<b>0,29</b>	<b>0,17</b>	1,00							
	P	<b>0,20</b>	0,06	<b>0,53</b>	1,00						
	K	-0,02	-0,11	<b>0,47</b>	<b>0,77</b>	1,00					
	Ca	-0,09	<b>-0,15</b>	<b>0,49</b>	<b>0,74</b>	<b>0,91</b>	1,00				
	Mg	<b>0,28</b>	<b>0,25</b>	<b>0,48</b>	<b>0,30</b>	0,12	<b>0,15</b>	1,00			
	SST	<b>0,48</b>	<b>0,45</b>	<b>0,45</b>	<b>0,55</b>	<b>0,37</b>	<b>0,28</b>	<b>0,26</b>	1,00		
	Cor	<b>0,55</b>	<b>0,49</b>	<b>0,42</b>	<b>0,40</b>	<b>0,19</b>	<b>0,14</b>	<b>0,36</b>	<b>0,71</b>	1,00	
	Turbidez	<b>0,22</b>	<b>0,21</b>	<b>0,28</b>	<b>0,22</b>	<b>0,24</b>	<b>0,23</b>	0,05	<b>0,28</b>	<b>0,37</b>	1,00

O cálcio foi o único nutriente que não possui uma dinâmica com a intensidade de chuvas em ambas as microbacias. Em relação ao fósforo, foi observado que enquanto na microbacia de vegetação nativa sua exportação é maior quando se observa precipitações acumuladas semanalmente, na microbacia de florestas plantadas de *Pinus* existe somente correlação significativa com regimes de chuva do dia anterior.

Sendo o fósforo total de origem orgânica (BERTOSSO et al., 2013), sua dinâmica no ecossistema aquático pode ser explicada pelas diferentes coberturas vegetais e manejo do solo nas microbacias. Neste contexto, apesar da microbacia com vegetação nativa ter um maior aporte de fósforo (Tabela 2.2), é na microbacia com florestas plantadas de *Pinus* que sua mobilidade pela precipitação é evidenciada (Tabela 2.7).

Já o nitrato tem sua dinâmica influenciada pela precipitação do dia anterior (PA1), ou seja, sua disponibilidade é aumentada em estágios de maior pluviosidade em ambas as microbacias. Segundo Selle (2007), o nitrogênio é o elemento que possui a maior transferência na serapilheira. Dessa forma, ao correlacionar o teor de fósforo com o nitrato em ambas as microbacias, verifica-se que na floresta nativa e na microbacias de florestas plantadas de *Pinus* a correlação é significativa e positiva ( $r = 0,19$  e  $r = 0,53$ , respectivamente) (Tabelas 2.6 e 2.7). Assim, a maior concentração de nitrato na microbacia com florestas plantadas de *Pinus* pode induzir a decomposição da matéria orgânica durante todo o ano, disponibilizando de forma gradual teores de fósforo total para água sem a influência direta de intensidades pluviométricas (Tabela 2.2). Observou-se também que apenas na microbacia com florestas plantadas de *Pinus* que o nitrato possui correlação com todos os parâmetros de qualidade de água.

Batista (2006), ao trabalhar com altas doses de N e S, diagnosticaram que o nitrogênio acelera processos de decomposição da matéria orgânica em áreas de pastagens degradadas. Para Costa et al. (2008), altas concentrações de nitrogênio podem aumentar o teor de matéria orgânica e, de acordo com Silva e Vale (2000), existe maiores correlações do nitrato formado com a matéria orgânica quando se observa efeitos da fertilização no processo de nitrificação. Na visão de Costa et al. (2008), o nitrato formado contribui para a redução do pH em solos, pois permite a lixiviação de bases.

Os sólidos suspensos totais (SST) apresentaram tendências diferentes para as microbacias (Tabelas 2.6 e 2.7). Enquanto que na microbacia composta por vegetação nativa não existe correlação com o nitrato e cálcio para com SST, na microbacia com florestas plantadas de *Pinus* todos os parâmetros possuem correlações positivas e significativas. Para Gonçalves et al. (2005), as grandes perdas de sedimentos estão relacionadas a eventos chuvosos. De acordo com Silva et al. (2003), a sedimentação em rios constitui-se uma problemática referente à erosão e desta forma, tanto a floresta nativa como a plantação de *Pinus* estão suscetíveis à processos erosivos em períodos de chuva.

Neste sentido, verifica-se ainda que a cor aparente e turbidez tende a um aumento durante estágios de chuva em ambas as microbacias, com uma maior representatividade em precipitações acumuladas superiores a 100 mm. Isso porque a cor aparente e turbidez podem ser consequência da carga de sedimentos atribuídos ao corpo d'água em precipitações mais intensas. Neste sentido, é possível observar que tanto a cor aparente como a turbidez possuem, respectivamente, correlações positivas e significativas com os sedimentos, ou seja, a partir do aumento na concentração de sedimentos no deflúvio, as variáveis em questão também têm seus teores aumentados ( $r = 0,34$  para cor aparente e  $r = 0,46$  turbidez) para a microbacia com vegetação nativa ( $r = 0,71$  para cor aparente e  $r = 0,28$  turbidez) e na microbacia com floresta plantada de *Pinus* (Tabelas 2.6 e 2.7).

Assim, este estudo revela que práticas de manejo na microbacia com florestas plantadas de *Pinus* não interferem na oscilação dos parâmetros físicos e químicos correspondentes à qualidade da água em relação à microbacia com floresta nativa.

Na microbacia com floresta nativa o aumento da precipitação acumulada não influenciou a mobilidade de potássio, cálcio e magnésio de maneira direta, enquanto que na plantação de *Pinus* a precipitação não interferiu na dinâmica do nitrato, cálcio e magnésio. Logo, o monitoramento contínuo destes nutrientes nas microbacias especificadas não se justifica.

A exportação de nutrientes na microbacia composta por floresta nativa é fruto do escoamento superficial e relacionados à erosão do solo, enquanto que no plantio de *Pinus* a perda de nutrientes pode ser em função do transporte preferencial de nutrientes mais solúveis em água.

Os parâmetros de cor aparente e turbidez são influenciados pelo aporte de sedimentos em ambas as microbacias.

## REFERÊNCIAS

- ASSIS, F. N.; ARRUDA, H. V. de; PEREIRA, A. R. **Aplicações de estatística à climatologia: teoria e prática**. Pelotas: UFPel, 1996.161p.
- BATISTA, K. **Nitrogênio e enxofre na implantação do capim-marandu em substituição ao capim-braquiária em degradação num solo com baixa matéria orgânica**. 2006. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas). Piracicaba, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, USP. 2006. 125p.
- BERTOSSI, A. P. A.; CECÍLIO, R. A.; NEVES, M. A.; GARCIA, G. O. Qualidade da água em microbacias hidrográficas com diferentes coberturas do solo no Sul do Espírito Santo. **Revista Árvore**, Viçosa, v.37, n.1, p.107-117, 2013.
- BRUIJNZEEL, L.A. **Hydrology of moist tropical forest and effects of conversion: a state of knowledge review**. Amsterdam: UNESCO, 1990. 224p.
- CANCELO-GONZÁLEZ, J., RIAL-RIVAS, M.E., DIAZ-FIERROS, F. Effects of fire on cation content in water: a laboratory simulation study. **Int. J. Wildland Fire**, v. 22, p. 667–680, 2013
- CANTELMO, N. F.; FERREIRA, D. F. Desempenho de testes de normalidade multivariados avaliados por simulação Monte Carlo. **Ciênc. agrotec.**, Lavras, v. 31, n. 6, p. 1630-1636, nov./dez. 2007.
- CATALUNHA, M. J.; SEDIYAMA, G. C.; LEAL, B. G.; SOARES, C. P. B.; RIBEIRO, A. Aplicação de cinco funções densidade de probabilidade a séries de precipitação pluvial no Estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v.10, n.1, p.153- 162, 2002.
- COSTA, K. A. P.; FAQUIN, V.; OLIVEIRA, I. P.; RODRIGUES, C.; COSTA, S. E. Doses e fontes de nitrogênio em pastagem de capim-marandu: I - alterações nas características químicas do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**; Viçosa, v. 32, n. 4, p. 1591-1599, ago. 2008.
- DONADIO, 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. **Eng. Agríc.**; Jaboticabal, v.25, n.1, p.115-125, abr. 2005.
- EHLERS, R. S. **Análise de séries** temporais. 5ª ed., Curitiba: Departamento de Estatística, UFPR, 2009.
- ELESBON, A. A. A.; SILVA, D. D.; DEDIYAMA, G. C.; MONTENEGRO, A. A. A.; RIBEIRO, C. A. A. S.; GUEDES, H. A. S. Proposta metodológica para projeto de redes hidrométricas: Parte I – Espacialização não tendenciosa dos dados hidrológicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**; Campina Grande, v. 18, n. 9, 2014.

FIGUEIREDO, R. O.; MARKEWITZ, D.; DAVIDSON, E. A.; SCHULER, A. E.; WATRIN, O. S.; SILVA, P. S. Land-use effects on the chemical attributes of low-order streams in the eastern Amazon. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 115, n. G4, 2010.

GONÇALVES, C. S.; RHEINHEIMER, D. S.; PELLEGRINI, J. B. R. e KIST, S. L. Qualidade da água numa microbacia hidrográfica de cabeceira situada em região produtora de fumo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**; Campina Grande, v.9, n.3, p.391-399, 2005.

IPEF – INSTITUTO DE PESQUISAS E ESTUDOS FLORESTAIS. **Descrição das Microbacias do PROMAB (Klabin do Paraná)**. 2016. Disponível em: < <http://www.ipef.br/promab/klabin-pr.asp>>. Acesso em: 22 jun. 2016.

LEÃO, A. B.; CHAVES, L. H. G.; CHAVES, I. B.; GUERRA, O. C.; ANDRADE, A. R. S. Variabilidade espacial da salinidade do solo no perímetro irrigado engenheiro arcoverde, condado, PB. **Engenharia Ambiental**; Espírito Santo do Pinhal, v. 6, n. 3, p. 404-421, set./dez. 2009.

LIMA, W. P. **A silvicultura e a água: ciência, dogmas, desafios**. Instituto Bio Atlântica, Rio de Janeiro. 2010.

LIMA, W. P. **Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas**. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, USP. Departamento de Ciência Florestais, 2008, 253 p.

LITTLE, C.; CUEVAS, J. G.; LARA, A.; PINO, M.; SCHOENHOLTZ, S. Buffer effects of streamside native forests on water provision in watersheds dominated by exotic forest plantations. **Ecohydrology**, v. 8, n. 7, p.1205-1217, out. 2015.

MACHADO, A. I.; SERPA, D.; FERREIRA, R. V.; RODRÍGUEZ-BLANCO, M. L.; PINTO, R.; NUNES, M. I.; CERQUERIA, M. A.; KEIZER, J. J. Cation export by Overland flow in a recently burnt forest area in north-central Portugal. **Science of the Total Environment**, v. 224-225 p. 201-212, ago. 2015.

MANN, H. B.; WHITNEY, D. R. On a test of whether one of 2 random variables is stochastically larger than the other. **Annals of Mathematical Statistics**, v. 18, p. 50-60, 1947.

MARESCHAL, L.; LACLAU, J.-P.; NZILA, J.-D.-D.; VERSINI, A.; KOUTIKA, L.-S.; MAZOUIMBOU, J.-C.; DELEPORTE, P.; BOUILLET, J.-P.; RANGER, J. Nutrient leaching and deep drainage under Eucalyptus plantations managed in short rotations after afforestation of an African savanna: Two 7-year time series. **Forest Ecology and Management**; v. 307, p. 242-254, 2013.

MORETTIN, P. A.; TOLOI, C. M. C. **Análise de séries temporais**. 2ª ed. ver. ampl., São Paulo: Blucher, 2006. 583 p.

MYERS, L.; SIROIS, M. J. Spearman correlation: coefficients, differences between. **Wiley StatsRef: Statistics Reference Online**, New Orleans, 2014.

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

REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; SEKIAMA, M. L. Morcegos da fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, Paraná (Mammalia, Chiroptera). **Revta bras. Zool**; v. 16, n. 2, p. 501 -505, 1999.

RIGATTO, P. A.; DEDECEK, R. A.; MATOS, J. L. M. Influência dos atributos do solo sobre a qualidade da madeira de *Pinus taeda* para produção de celulose Kaft. **Rev. Árvore**, Viçosa; v. 28, n. 2, 2004.

SANTOS, J. S. **Retenção de Metais nos Sedimentos de Reservatórios Hídricos da Bacia do Rio Gavião no Sudoeste da Bahia**. 2001. Tese (Doutorado em Química Analítica) - Universidade São Paulo, São Paulo, 2001.

SANTOS, V. S. **Avaliação da mobilidade de espécies iônicas entre coluna d'água e sedimento do rio São Francisco na região de Petrolina (PE) e Juazeiro (BA)**. 2013. Dissertação (Mestrado em Química Analítica e Ambiental) – Universidade Estadual do Sudoeste de Bahia, Vitória da Conquista, Bahia, 2013.

SELLE, G. L. Ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais. **Biosci. J.**; Uberlândia, v. 23, n. 4, p. 29-39, dez. 2007.

SILVA, A. M.; SCHULZ, H. E.; CAMARGO, P. B. **Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas**. São Carlos: RiMA, 2003. 138p.

SILVA, C. A.; VALE, F. R. Disponibilidade de nitrato em solos brasileiros sob efeito da calagem e de fontes e doses de nitrogênio. **Pesq. agropec. bras**; Brasília, v. 35, n. 12, p. 2461-2471, dez 2000.

SPEARMAN, C. General intelligence objectively determined and measured. **Am J Psychol**, v. 15, p. 201–293, 1904.

TAMM, C.O. Towards and understanding of the relations between tree nutrition, nutrient cycling and environmental. **Plant and soil**, v.168/169, p.21-27, 1995.

TORMAN, V. B. L.; COSTER, R.; RIBOLDI, J. Normalidade de variáveis: Métodos de verificação e comparação de alguns testes não-paramétricos por simulação. **Rev. HCPA**, Rio Grande do Sul, v. 32, n. 2, 2012.

VANNOTE, R. L. MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R. CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Can. J. Fish. Aquat. Sci**; Canadá, v. 37, p. 130-137, 1980.

VIEIRA, J. P. G.; SOUZA, M. J. H.; TEIXEIRA, J. M.; CARVALHO, F. P. Estudo da precipitação mensal durante a estação chuvosa em Diamantina, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**; Campina Grande, v. 14, n. 7, p. 762-767, 2010.

VITAL, A. R. T.; LIMA, W. P.; CAMARGO, F. R. A. Efeitos do corte raso de plantação de *Eucalyptus* sobre o balanço hídrico, a qualidade da água e as perdas de solo e de nutrientes em uma microbacia no Vale do Paraíba, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba; n. 55, p. 5-16, jun. 1999.

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



WALTER, M. T.; WALTER, M. F.; BROOKS, E. S.; STEENUIS, T. S.; BOLL, J.; WEILER, K. Hydrologically sensitive areas: Variable source area hydrology implications for water quality risk assessment. **Journal of Soil and Water Conservation**; v.55, n.3, p.277-84, 2000.

YUE, S.; PILON, P.; CAVADIAS, G. Power of the Mann-Kendall and Spearman's rho tests for detecting monotonic trends in hydrological series. **Journal of Hydrology**, Elsevier, v. 259, p. 254-271, 2002.



## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A condução de florestas de *Pinus* neste local de estudo, não são capazes de prejudicar a qualidade do recurso hídrico referente a dinâmica de parâmetros físicos e químicos da água.

Nas condições do local de estudo, a dinâmica dos parâmetros de qualidade da água pode ter sido influenciada por diferenças da caracterização física das microbacias. Aponta-se que na floresta nativa, a qualidade da água provavelmente possui influência quanto às características do solo, já na microbacia composta por florestas plantadas de *Pinus* a qualidade da água pode ser controlada por precipitações intensas e reatividade química de nutrientes.

Ainda que haja diferença na dinâmica das concentrações de nutrientes em função das precipitações e uso do solo, essa modificação é pontual e ocorre por curto período.



## REFERÊNCIAS

- ALLAN, J. D. Influence of land use and landscape setting on the ecological status of rivers. **Limnetica**: Madrid. v. 23, n. 3-4, p. 187-198. 2004.
- ALVEZ, I. C. C.; EL-ROBRINI, M.; SANTOS, M. L. S.; MONTEIRO, S. M.; BARBOSA, L. P. F.; GUIMARÃES, J. T. F. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil). **Acta Amazonica**, vol. 42, n. 1, 2012.
- ARVOVA, F. C. S.; CICCIO, V. Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**; São Paulo, n. 56, p. 125-134, dez. 1999.
- BAILLIE, B. R.; NEARY, D. G. Water quality in New Zealand's planted forests: a review. **New Zealand Journal of Forestry Science**, v. 45, n. 1, p. 7, 2015.
- BEGHELLI, F. G. S.; CARVALHO, M. E. K.; PECHE FILHO, A.; MACHADO, F. H.; MOSCHINI-CARLOS V.; POMPÊO, M. L. M.; RIBEIRO, A.; MEDEIROS, G. A. Uso do índice de estado trófico e análise rápida da comunidade de macroinvertebrados como indicadores da qualidade ambiental das águas na bacia do rio Jundiá-mirim - SP – BR. **Braz. J. Aquat. Sci. Technol.**, vol. 19, n. 1, 2015.
- BEGHELLI, F. G. S.; FRASCARELI, D.; POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Trophic state evolution over 15 years in a tropical reservoir with low nitrogen concentrations and cyanobacteria predominance. **Water Air Soil Pollut.** v. 277, n. 95. 2016.
- BERTOSSI, A. P. A.; CECÍLIO, R. A.; NEVES, M. A.; GARCIA, G. O. Qualidade da água em microbacias hidrográficas com diferentes coberturas do solo no Sul do Espírito Santo. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.37, n.1, p.107-117, 2013.
- BINKLEY, D. e BROWN, T. C. Forest practices as nonpoint sources of pollution in north america. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 29, n. 5, p. 729-740, out. 1993.
- BOGGS, J.; SUN, G.; JONES, D.; MCNULTY, S. G. Effect of Soils on Water Quantity and Quality in Piedmont Forested Headwater Watersheds of North Carolina. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 49, n. 1, p. 132–150, 2013
- BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental**. 2 ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 218 p.
- BRASIL. LEI Nº 9.433, DE 8 DE JANEIRO DE 1997. **Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989**, Brasília, DF, jan de 1997.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Revista Ambiente e Água**; Taubaté, v. 8, n. 1, 2013.

DONADIO, 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. **Eng. Agríc.**; Jaboticabal, v.25, n.1, p.115-125, abr. 2005.

CALIJURI, M. C.; BUBEL, A. P. M. Conceituação de Microbacias. In: LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. **As florestas plantadas e a água – implementando o conceito de microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. São Carlos. Rima, 2006, p.45-59.

FAO. Conclusions and recommendations. **10<sup>th</sup> World Forestry Congress**. Revue Forestiere Française, Hors Serie n. 9, p. 285-286, 1991.

FIGUEIREDO, R. O. Processos hidrológicos e biogeoquímicos em bacias hidrográficas sob usos agrícola e agroflorestal na Amazônia Brasileira. In: PORRO, R. (Ed.). **Alternativa agroflorestal na Amazônia em transformação**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. p. 477-500.

FIGUEIREDO, R. O.; MARKEWITZ, D.; DAVIDSON, E. A.; SCHULER, A. E.; WATRIN, O. S.; SILVA, P. S. Land-use effects on the chemical attributes of low-order streams in the eastern Amazon. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 115, n. G4, 2010.

FIGUEIREDO, R. O.; BÖRNER, J.; DAVIDSON, E. A. Watershed services payments to smallholders in the Brazilian Amazon: challenges and perspectives **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 8, n. 2, p. 6-17, 2013.

GONÇALVES, C. S.; RHEINHEIMER, D. S.; PELLEGRINI, J. B. R. e KIST, S. L. Qualidade da água numa microbacia hidrográfica de cabeceira situada em região produtora de fumo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**; Campina Grande, v.9, n.3, p.391-399, 2005.

INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES - IBÁ. **Relatório IBÁ 2017**. Indústria Brasileira de Árvores, 80p. 2017. Disponível em: <[http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA\\_RelatorioAnual2017.pdf](http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA_RelatorioAnual2017.pdf)> Acesso em 13 out. 2017.

LIMA, W. P. As florestas plantadas e a água: antecedentes, conceitos e objetivos. In: LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. **As florestas plantadas e a água – implementando o conceito de microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. São Carlos. Rima, 2006, p.1-7.

LIMA, W. P. **A silvicultura e a água: ciência, dogmas, desafios**. Instituto Bio Atlântica, Rio de Janeiro. 2010.

LIMA, W. P. e ZAKIA, M. J. Indicadores hidrológicos em áreas florestais. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, SP: v. 12, n. 31. 1998.

MILLER, J. D.; HUTCHINS, M. The impacts of urbanisation and climate change on urban flooding and urban water quality: A review of the evidence concerning the United Kingdom. **Journal of Hydrology**, v. 12, p. 345–362. 2017.

MORI, G. B.; PAULA, F. R.; FERRAZ, S. F. B.; CAMARGO, A. F. M.; MARTINELLI, L. A. Influence of landscape properties on stream water quality in agricultural catchments in Southeastern Brasil. **Ann. Limnol.** – Int. J. Lim; v. 51, p. 11-21, 2015.

PRADO, R. B.; NOVO, E. M. L. M. Avaliação espaço-temporal da relação entre o estado trófico do reservatório de barra bonita (SP) e o potencial poluidor de sua bacia hidrográfica. **Sociedade & Natureza**; Uberlândia, vol. 19, n. 2, dez. 2007.

RODRIGUES, C. R. **Efeitos do manejo de florestas plantadas de *Eucalyptus* sobre os recursos hídricos superficiais na escala de microbacias hidrográficas**. 2017. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 168 p. 2017.

RODRIGUES-FILHO, J. L.; DEGANI, R. M.; SOARES, F. S.; PERIOTTO, N. A.; BLANCO, F. P.; ABE, D. S.; MATSUMURA-TUNDISI, T. TUNDISI, J. E. TUNDISI, J. G. Alterations in land uses based on amendments to the Brazilian Forest Law and their influences on water quality of watershed. **Braz. J. Biol.**: São Carlos. v. 75, n. 1. jan – mar. 2015.

TAMBOSI, L. R.; VIDAL, M. M; FERRAZ, S. F. B.; METZGER, J. P. Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. **Estudos Avançados**, v. 29, 2015.

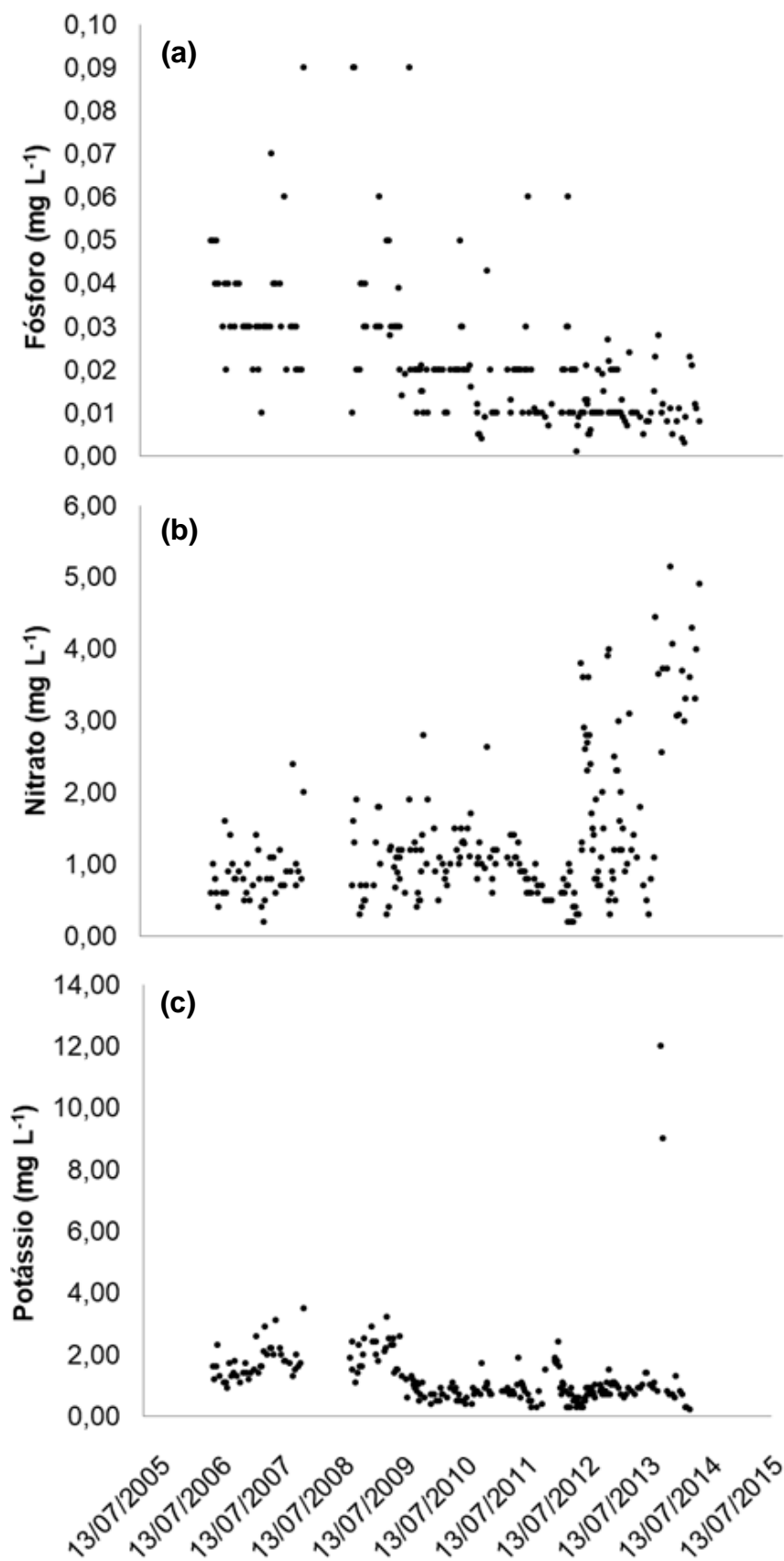
VITAL, A. R. T.; LIMA, W. P.; CAMARGO, F. R. A. Efeitos do corte raso de plantação de *Eucalyptus* sobre o balanço hídrico, a qualidade da água e as perdas de solo e de nutrientes em uma microbacia no Vale do Paraíba, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba; n. 55, p. 5-16, jun. 1999.

WALTER, M. T.; WALTER, M. F.; BROOKS, E. S.; STEENUIS, T. S.; BOLL, J.; WEILER, K. Hydrologically sensitive areas: Variable source area hydrology implications for water quality risk assessment. **Journal of Soil and Water Conservation**; v.55, n.3, p.277-84, 2000.

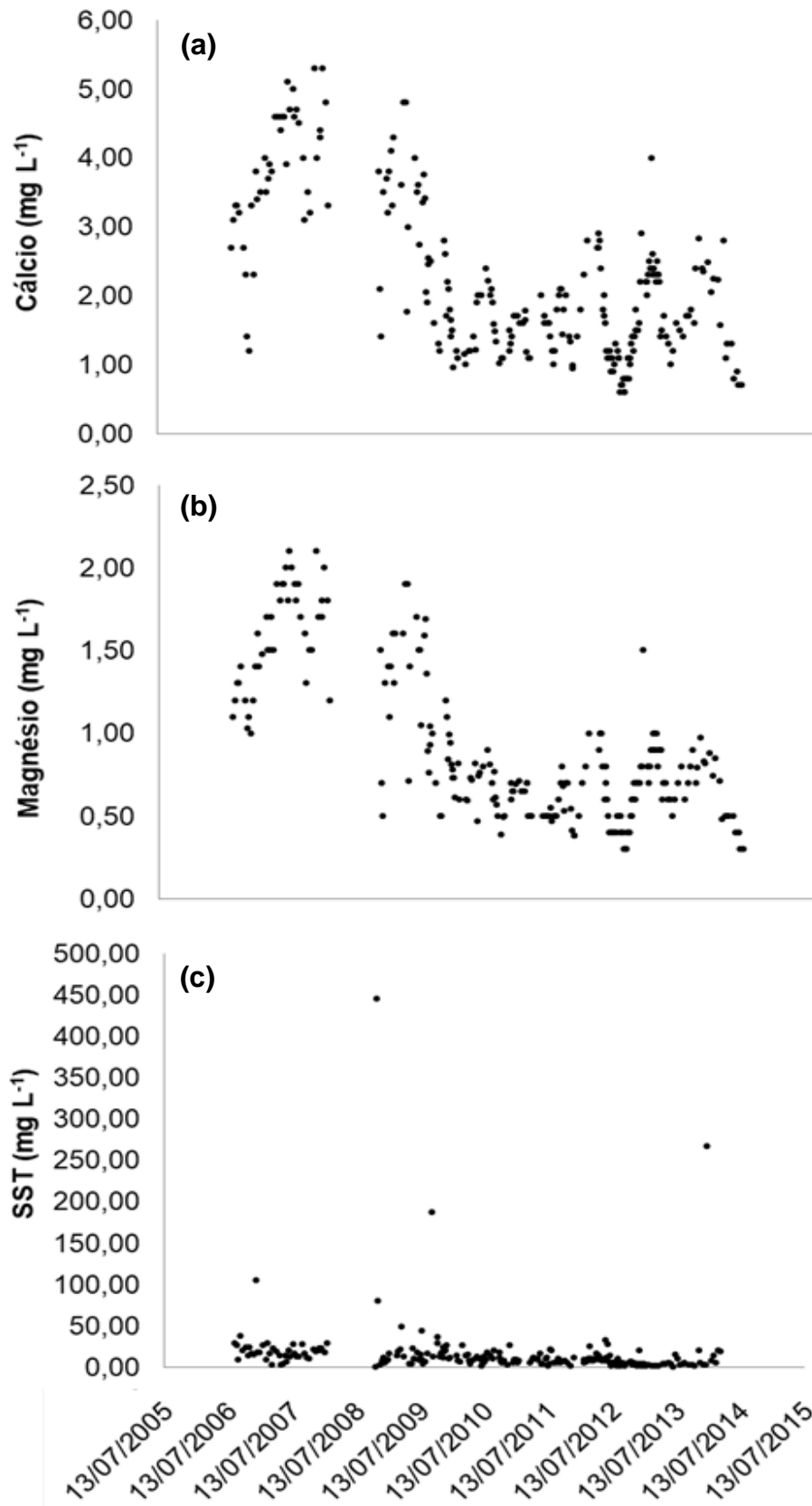




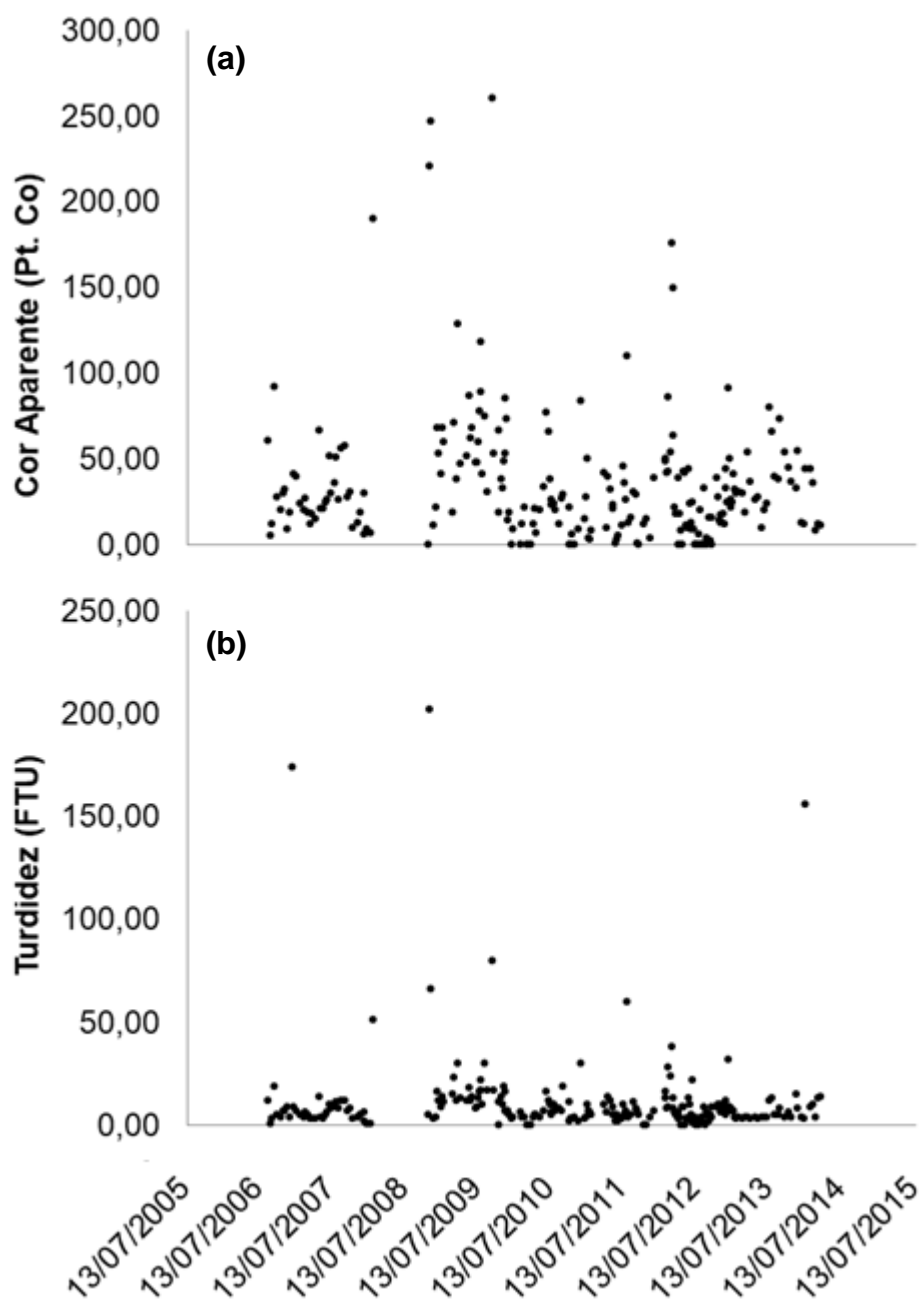
**APÊNDICE A – Concentrações ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de fósforo (a), nitrato (b) e potássio (c) durante série histórica de 10 anos (2005 – 2015), com frequência de observação quinzenal na microbacia com florestas plantadas de *Pinus***



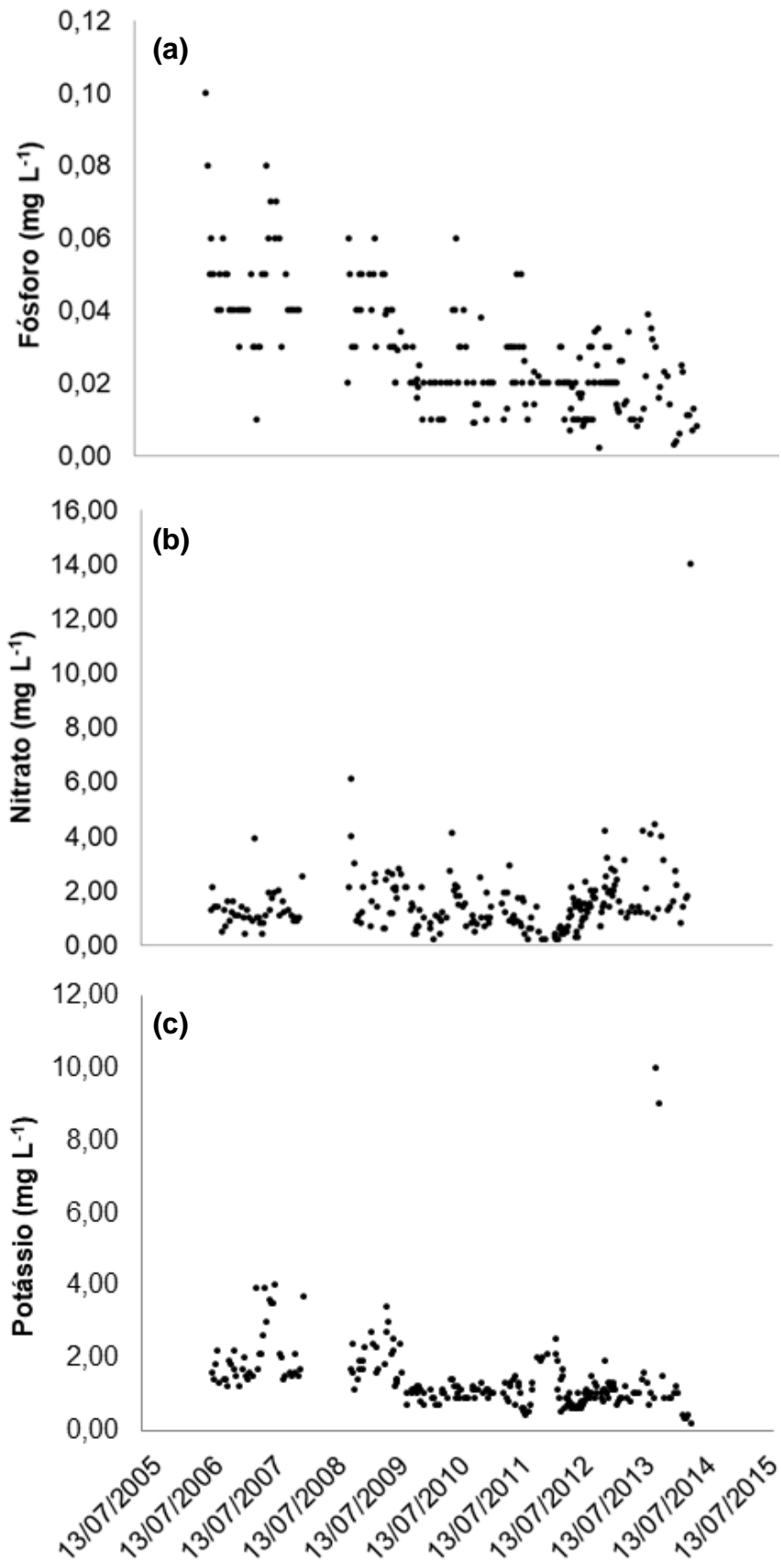
**APÊNDICE B – Concentrações ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de cálcio (a), magnésio (b) e sólidos suspensos totais (c) durante série histórica de 10 anos (2005 – 2015), com frequência de observação quinzenal na microbacia com florestas plantadas de *Pinus***



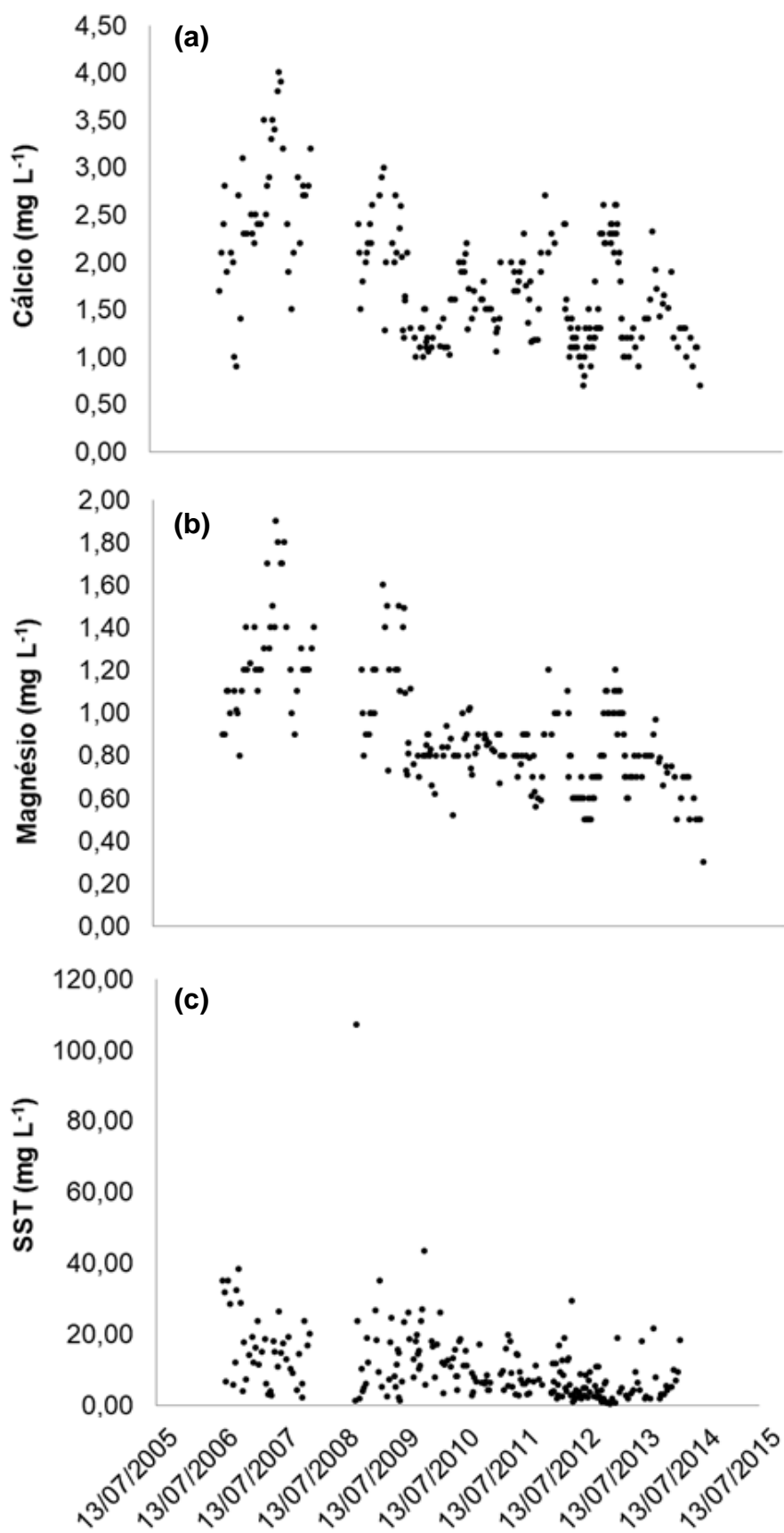
**APÊNDICE C – (a) Cor aparente (Pt. Co) e (b) Turbidez (FTU), durante série histórica de 10 anos (2005 – 2015), com frequência de observação quinzenal na microbacia com florestas plantadas de *Pinus***



**APÊNDICE D – Concentrações ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de fósforo (a), nitrato (b) e potássio (c) durante série histórica de 10 anos (2005 – 2015), com frequência de observação quinzenal na microbacia com vegetação nativa**



**APÊNDICE E – Concentrações ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de cálcio (a), magnésio (b) e sólidos suspensos totais (c) durante série histórica de 10 anos (2005 – 2015), com frequência de observação quinzenal na microbacia com vegetação nativa**



**APÊNDICE F – (a) Cor aparente (Pt. Co) e (b) Turbidez (FTU), durante série histórica de 10 anos (2005 – 2015), com frequência de observação quinzenal na microbacia com vegetação nativa**

