



**AVALIAÇÃO DAS FRAÇÕES DE FOSFATO
COMO INDICADORES DE EUTROFIZAÇÃO
DE ÁGUAS SUPERFICIAIS**

REGILENE ANGÉLICA DA SILVA SOUZA



124651

2005

30 AGO. 2006

REGILENE ANGÉLICA DA SILVA SOUZA

**AVALIAÇÃO DAS FRAÇÕES DE FOSFATO COMO INDICADORES
DE EUTROFIZAÇÃO DE ÁGUAS SUPERFICIAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agronomia, área de concentração em Solos e Nutrição de Plantas, para a obtenção do título de “Mestre”.

BIBLIOTECA CENTRAL

U F L A

Nº CLAS T363.7394

SOU

ava

Nº REGISTRO 124651

DATA 20 / 09 / 2006

Orientador

Prof. Dr. João José G.S.M. Marques

LAVRAS
MINAS GERAIS – BRASIL
2005

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

Souza, Regilene Angélica da Silva

Avaliação das frações de fosfato como indicadores de eutrofização de águas superficiais / Regilene Angélica da Silva Souza. -- Lavras : UFLA, 2005.

123 p. : il.

Orientador: João José G. S. M. Marques.

Dissertação (Mestrado) – UFLA.

Bibliografia.

1. Eutrofização. 2. Qualidade de água. 3. Poluição de água. 4. Fosfato em água.
5. Fósforo. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD-363.7394
-628.168

REGILENE ANGÉLICA DA SILVA SOUZA

**AVALIAÇÃO DAS FRAÇÕES DE FOSFATO COMO INDICADORES
DE EUTROFIZAÇÃO DE ÁGUAS SUPERFICIAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Agronomia, área de concentração em Solos e Nutrição de Plantas, para a obtenção do título de “Mestre”.

APROVADA em 03 de março de 2005

Prof. Dr. Nilton Curi

DCS-UFLA

Prof. Dr. Luiz Roberto Guimarães Guilherme

DCS-UFLA

Prof. Dr. Mário César Guerreiro

DQI-UFLA


Prof. Dr. João José G. S. M. Marques

UFLA

(Orientador)

LAVRAS
MINAS GERAIS-BRASIL

“O Senhor é o meu pastor, nada me faltará.”

Salmo 23

“Cada um de nós compõe a sua história, cada ser em si carrega o dom de ser capaz, de ser feliz.”

Almir Sater & Renato Teixeira

AGRADEÇO

A Deus pelo dom da vida e presença constante em todos os momentos da minha vida.

DEDICO

Aos meus avós Joaquim, Estelita, Manoel e Geronima, a minha saudade e o meu carinho.

OFEREÇO

Aos meus pais, Antonio e Helena, pelo amor, carinho, confiança e apoio em todos os momentos da minha vida.

Aos meus irmãos Luzia, Rosilene e Júnior, pela força e incentivo.

Aos meus amados sobrinhos Jéssica, Jair, Neto e Laura, pelo carinho.

E a minha tia Maria, pelo apoio e incentivo constante.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras, e ao Departamento de Ciência do Solo, pela oportunidade de realização do curso.

À Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq, pela concessão da bolsa de estudo.

À Aracruz Celulose S.A. pelo apoio e financiamento de parte deste trabalho, ao pesquisador Sebastião Fonseca pelas informações prestadas e atenção constante e aos funcionários da Aracruz Celulose pela ajuda durante as coletas, em especial ao Neto.

Ao Prof. João José Marques pela confiança, orientação, apoio e exemplo de dedicação como professor e cientista.

Aos professores Nilton Curi e Mário César Guerreiro por sua participação na banca examinadora e sugestões apresentada para o enriquecimento do trabalho.

Aos professores do Departamento de Ciência do Solo pelos ensinamentos e amizade.

Aos funcionários do Departamento pelo convívio e apoio, em especial aos laboratoristas Roberto e João Gualberto.

Aos bolsistas de iniciação e estagiários, Valquíria, Ana Carolina, Suzana, Renato, Fernando, Manoel, Sergio, Samuel e Vicente por toda ajuda. E ao Doutorando Alexandre Romeiro, pela amizade e ajuda nas coletas.

A minha amiga e irmã Daniela Zuliani, pelo apoio, incentivo e ajuda constante.

Às amigas de república, Alessandra e Emanuele pela amizade, convívio e atenção.

Aos colegas de mestrado e doutorado, pela ajuda e amizade, e em especial ao Walfrido, Rafaela, Júlio, Maraisa, Lucas, Vinicius, Nildo, Sandra, Mari, Sandro, Zé Roberto e Lutércia pelo carinho.

Aos meus queridos amigos, Bruno, Tácio, Daniela, Welson, vó Dolores, Paulo e Cleide, e aos pequeninos Pablo e Pietro, pelo apoio, carinho e alegrias.

SUMÁRIO

	Página
RESUMO GERAL.....	i
GENERAL ABSTRACT.....	iii
INTRODUÇÃO GERAL.....	1
1 REFERENCIAL TEÓRICO.....	3
1.1 Qualidade de água e seus aspectos.....	5
1.1.1 Fontes e formas de poluição.....	6
1.1.2 Parâmetros de qualidade de água.....	7
1.1.3 Monitoramento de qualidade de água.....	9
1.2 Eutrofização dos corpos d'água e seus impactos.....	10
1.2.1 Fósforo nos ecossistemas aquáticos.....	12
1.2.2 Transferência de fósforo para os ambientes aquáticos.....	15
1.2.3 Eutrofização em reservatórios de água.....	17
1.2.3.1 Eutrofização e degradação da qualidade da água em reservatórios.....	20
1.2.3.2 Produtividade, graus de trofia e estratificação térmica.....	22
1.2.4 Consequências da eutrofização.....	24
2 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	26
CAPÍTULO 1: Eutrofização e uso do solo nos Tabuleiros Costeiros do Espírito Santo.....	33
RESUMO.....	33
ABSTRACT.....	34
1 INTRODUÇÃO.....	35
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	38
2.1 Descrição da área de estudo.....	38
2.1.1 Caracterização do ambiente.....	38
2.1.1.1 Vegetação e clima.....	39
2.1.1.2 Principais classes de solos.....	39

2.1.1.3 Principais usos do solo.....	40
2.1.1.4 Caracterização da Microbacia.....	40
2.2 Período e local de amostragem	41
2.3 Coleta, preservação e análise química da água.....	45
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	49
3.1 Caracterização química dos corpos d'água.....	49
3.1.1 pH e condutividade eletrolítica.....	50
3.1.2 Cálcio, magnésio, potássio e sódio.....	51
3.1.3 Nitrato, nitrito e amônia.....	52
3.2 Fósforo nos corpos d'água estudados.....	52
3.2.1 Fósforo em água subsuperficial.....	53
3.2.3 Fósforo em águas superficiais.....	56
3.2.3.1 Fósforo total.....	56
3.2.3.2 Ortofosfato solúvel.....	58
3.2.3.3 Outras formas solúveis de fósforo.....	61
3.2.3.4 Fósforo particulado.....	63
5.3 Disponibilidade de fósforo e uso do solo.....	65
4 CONCLUSÕES.....	71
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	72
CAPÍTULO 2: Níveis de fósforo em reservatórios de água em Lavras-MG.....	76
RESUMO.....	76
ABSTRACT.....	77
1 INTRODUÇÃO.....	78
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	80
2.1 Descrição da área de estudo.....	80
2.1.1 Clima.....	80
2.1.2 Vegetação.....	80

2.1.3 Principais Classes de Solos.....	81
2.2 Amostras.....	81
2.3 Coleta, preservação e análise química da água.....	83
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	87
3.1 Caracterização química dos corpos d'água.....	87
3.1.1 pH e condutividade eletrolítica.....	88
3.1.2 Cálcio, magnésio, potássio e sódio.....	89
3.1.3 Nitrato, nitrito e amônia.....	89
3.2 Fósforo nos corpos d'água estudados.....	90
3.2.1 Fósforo total.....	91
3.2.2 Ortofosfato solúvel.....	94
3.2.3 Outras frações de fósforo solúvel.....	97
3.2.4 Fração particulada.....	100
3.2.5 Disponibilidade de fósforo nas represas e uso do solo no Campus da UFLA	102
4 CONCLUSÕES.....	105
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	106

RESUMO GERAL

SOUZA, Regilene Angélica da Silva. **Avaliação das frações de fosfato como indicadores de eutrofização de águas superficiais**. 2005. 108p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição Mineral de Plantas)-Universidade Federal de Lavras, Lavras*.

Este trabalho consta de dois capítulos: no primeiro buscou-se avaliar os níveis de P em águas superficiais em diversas situações de uso e manejo do solo no ecossistema dos Tabuleiros Costeiros do Estado do Espírito Santo, obtendo-se um diagnóstico sobre o potencial problema de eutrofização com P em cursos d'água e levantando-se quais usos do solo são responsáveis pela eutrofização, se ela existir. O estudo foi realizado no Município de Aracruz-ES, com enfoque maior, mas não exclusivo, na Microbacia Piloto da Aracruz Celulose S.A. Para o presente estudo, foram escolhidos três pontos de amostragem dentro da microbacia e seis pontos fora da microbacia. As coletas foram realizadas nas estações secas de 2003 e 2004 e chuvosas de 2004 e 2005. Foram quantificados os níveis de P nas seguintes formas: ortofosfato solúvel (OPS), ortofosfato total (OPT), P solúvel total (PST), P total (PT), P particulado total (PPT), P não-reativo solúvel (PNRS), P não-reativo particulado (PNRP) e ortofosfato particulado (OPP). Foram também avaliados: pH, condutividade eletrolítica, Ca, Mg, Na, K, NO_3^- , NO_2^- e NH_4^+ . Os resultados obtidos quanto à qualidade de água em áreas agrícolas, quer sejam culturas anuais, frutíferas ou florestas plantadas, nos Tabuleiros Costeiros, não mostram indícios de eutrofização artificial. Altos teores de P observados são ocasionados provavelmente devido à decomposição de material orgânico. A exceção refere-se a trechos urbanos de rios, os quais encontram-se sob eutrofização antrópica. Mesmo esses, no entanto, apresentam grande oscilação quanto aos níveis de P, estando em níveis comparáveis aos naturais durante boa parte do ano. Para o segundo capítulo, o objetivo do estudo foi avaliar a presença de P nos corpos d'água de reservatórios no Campus da Universidade Federal de Lavras, verificando a eventual presença de condições de eutrofização. Foram selecionados oito reservatórios representando as condições de uso e manejo do solo. As amostragens foram realizadas mensalmente, com início em ago/2003 e término em dez/2004. Foram quantificados os níveis de P e realizadas análises de caracterização da água tal como no primeiro capítulo. Os valores encontrados de OPS para os corpos

* Comitê Orientador: João José G. S. M. Marques – UFLA (Orientador), Nilton Curi – UFLA, Luiz Roberto Guimarães Guilherme, Mário César Guerreiro - UFLA.

d'água sempre estiveram abaixo do permitido pela Resolução CONAMA 357/05. No entanto, outras frações de P apresentaram teores elevados, refletindo as precipitações pluviométricas e as condições do solo. Esses teores mais elevados têm caráter momentâneo e, no geral, estes cursos d'água podem ser considerados de excelente qualidade quanto à presença de P. O manejo do solo dentro do Campus da UFLA e o tratamento aplicado a efluentes e águas residuárias de granjas e estábulos aparenta ser adequado, não oferecendo riscos de eutrofização aos cursos d'água que cortam o campus.

GENERAL ABSTRACT

SOUZA, Regilene Angélica da Silva. **Evaluation of phosphate fractions as indicators of eutrophication of surface waters.** 2005. 108p. Dissertation (Master in Soils and Plant Mineral Nutrition)-Federal University of Lavras, Lavras* .

This work consists of two chapters. In the first, it was aimed to evaluate the levels of P in surface waters in several situations of soil use and management on Coastal Plains on the State of Espírito Santo. This was done in order to obtain a diagnostic about the potential problem of eutrophication with P in water bodies, and to assess which soil uses are responsible for it, if it exists. The study was done at Aracruz-ES, particularly, but not exclusively, on the Pilot Watershed of Aracruz Celulose Inc. Three sampling sites within the watershed and six outside were chosen. Sampling was performed in the dry seasons of 2003 and 2004 and in the rainy seasons of 2004 and 2005. The levels of P in the following forms were assessed: soluble orthophosphate (OPS), total orthophosphate (OPT), total soluble P (PST), total P (PT), total particulate P (PPT), soluble non-reactive P (PNRS), non-reactive particulate P (PNRP), and total particulate orthophosphate (OPP). The pH, electrolytic conductivity, Ca, Mg,Na, K, NO_3^- , NH_4^+ , and NO_2^- were also evaluated. The results obtained in all agricultural sites showed no evidences of artificial eutrophication. High contents of P were observed at some sites, but are caused probably due to decomposition of natural existing organic matter. The exception are the urban stretches of rivers, which are under anthropic eutrophication. Even those, nevertheless, show great variability as the levels of P are comparable to natural ones during part of the year. In the second chapter, the objective of the study was to evaluate the presence of P in water bodies at the Campus of the Federal University of Lavras to verify the presence of eutrophication. Eight artificial lakes were chosen, representing the conditions of soil use and management. The samplings were accomplished monthly starting on Aug/2003 up to Dec/2004. The levels of P were quantified and water characterization analysis were performed. The values of OPS were at all times below those allowed by the CONAMA 357/05 Resolution Nevertheless, other fractions of P presented high contents, reflecting the soil conditions under rainfall. Episodes of high P contents were momentary. In general, these water bodies may be considered of excellent quality concerning the presence of P. Soil

* Guidance Committee: João José G. S. M. Marques – UFLA (Adviser), Nilton Curi – UFLA, Luiz Roberto Guimarães Guilherme, Mário César Guerreiro - UFLA.

management on the Campus and the treatment applied to effluents and waste waters appears to be adequate regarding P.

INTRODUÇÃO GERAL

Uma das grandes preocupações mundiais atuais refere-se à utilização e à exploração racional dos recursos naturais. Nas últimas décadas, o crescimento populacional, a urbanização e a intensificação das atividades agrícolas e industriais ocasionaram sérios impactos negativos aos recursos naturais. Dentre os recursos naturais mais impactados pelas atividades humanas estão os recursos hídricos. É crescente em todo mundo a poluição dos recursos hídricos e do solo, pelas mais variadas atividades humanas.

A deterioração dos corpos d'água tem atingindo níveis alarmantes, conduzindo à sua escassez em muitas regiões no mundo. Segundo Morelli (2005), no Brasil a contaminação das águas aumentou cinco vezes nos últimos dez anos. Conforme esse autor, o relatório "O Estado Real das Águas do Brasil" relata que esse problema pode ser constatado em 20 mil diferentes locais em todo o país e revela que a contaminação avança rapidamente. Conseqüentemente, os impactos causados aos recursos naturais têm implicações diretas na qualidade de vida das populações. Desta forma, torna-se necessário gerenciar adequadamente o ambiente, proporcionando bem-estar à presente população, e também a fim de mantê-lo com patrimônio para as gerações futuras.

A busca de sistemas sustentáveis e produtivos pode ocorrer através do manejo adequado dos recursos disponíveis, ao mesmo tempo em que satisfaz as necessidades humanas, mantém ou melhora a qualidade ambiental e conserva os recursos naturais.

O presente estudo tem como objetivo geral determinar os teores e as frações de fosfato presentes em corpos d'água em diversas situações de uso e

manejo do solo, verificando a qualidade da água e seu potencial para a eutrofização.

1 REFERENCIAL TEÓRICO

A água é o elemento essencial à vida; todos os organismos vivos, incluindo o Homem, dependem da água para sua sobrevivência. Conforme Sperling (1996), a água é o constituinte inorgânico mais abundante na matéria viva. Além disso, ela é de fundamental importância para o desenvolvimento cultural, social e econômico das populações através dos seus múltiplos usos. O desenvolvimento e o bem-estar social de todas as nações dependem da disponibilidade de água de boa qualidade e do uso racional dos seus recursos hídricos.

A água é uma das substâncias mais abundantes na Terra, cobrindo aproximadamente 75% da superfície terrestre. Estima-se que existam $1,36 \times 10^{18}$ m³ de água disponível, distribuídos da seguinte forma: água do mar 97%; geleiras 2,2%; e água doce 0,8%. Dos 0,8% de águas doces, 97% são águas subterrâneas, portanto não diretamente disponível ao consumo, e 3% são águas superficiais de fácil aproveitamento. Esses valores salientam a grande importância de se preservarem os recursos hídricos na Terra e de se evitar a contaminação da pequena fração mais facilmente disponível (Sperling, 1996). A distribuição desta água é extremamente variável no tempo e no espaço. Em alguns países da Ásia, 80% da água disponível se concentra nos meses de maio a outubro, estando congelada no resto do ano. No caso da África, 75% de toda a água só é encontrada entre janeiro e junho, secando no restante do ano (Barbosa et al., 2002).

A água está distribuída desigualmente pela superfície e aquíferos do planeta. A América do Sul é abundante em rios, constituindo uma importante reserva de água doce que é utilizada para inúmeras finalidades. A disponibilidade de água nos países latino-americanos é boa, destacando-se Belize, Bolívia, Colômbia, El Salvador, Guatemala, Honduras, Nicarágua e

Venezuela. O Brasil, Argentina, Costa Rica, Cuba, República Dominicana, Equador, Panamá e Uruguai possuem as maiores reservas de água do continente (UNESCO, 2002). O Brasil é o país com maior reserva mundial de água potável, representando cerca de 12% de água potável do planeta (Branco & Rocha, 1980), concentrando uma fração enorme do seu manancial em um único rio, o Amazonas, com vazão anual de 6.000 km³ (Barbosa et al., 2002).

Entretanto, apesar da abundância, a água está mal distribuída no território nacional, apresentando situações contrastantes. A Região Norte possui a maior abundância e disponibilidade de água, levando-se em conta a baixa densidade populacional. Entretanto, as condições sanitárias (drenagem de esgotos e tratamento de água) são precárias, agravando problemas de saúde humana, com séria incidência sobre a mortalidade infantil. Nas Regiões Sudeste e Sul há água suficiente, mas em virtude do crescimento populacional e da urbanização, da ampliação do parque industrial, da intensificação das atividades agrícolas e da diversificação dos usos múltiplos, há diminuição da água “per capita”, com tendência à escassez relativa, além de impactos sobre os corpos d’água, como a eutrofização e a contaminação de aquíferos. No Nordeste, o problema é a escassez associada à contaminação por doenças tropicais de veiculação hídrica e à falta de saneamento básico, além de problemas com salinização. Já a Região Centro-Oeste se destaca por ter uma alta biodiversidade. Único no mundo em tal dimensão, ~200.000 km², o Pantanal Matogrossense possui alta diversidade de organismos aquáticos, ameaçados pela diversificação de impactos, como desmatamento, pecuária, hidrovias, turismo e pesca predatórios (Barbosa et al., 2002, Tundisi, 2003).

Na maioria dos países, inclusive no Brasil, tanto a escassez como a degradação da qualidade da água vêm se agravando com o tempo. Tal preocupação gerou nos últimos anos o desenvolvimento de vários trabalhos com a finalidade de estudar os impactos causados nos ecossistemas aquáticos, nas

duas dimensões, qualitativa e quantitativa, nas diversas partes do mundo (Brinkley et al., 1999; Carvalho & Tornisielo, 2000; Petry et al., 2002; Toledo & Nicolella, 2002; Dodd et al., 2003; Jordan & Rippey, 2003; Kellman & Hillaire-Marcel, 2003; Peixoto et al., 2003; Pedrotti et al., 2002; Oliveira et al., 2003; Gonçalves et al., 2004).

1.1 Qualidade de água e seus aspectos

Além da quantidade, a qualidade da água é outro aspecto que assegura determinado uso ou conjunto de usos. A qualidade é representada por características intrínsecas, geralmente mensuráveis (Derisio, 2000). Assim, Santos (2000) define a qualidade da água por sua composição e pelo conhecimento dos efeitos que podem causar os seus constituintes. O conjunto de todos os elementos que a compõem permite estabelecer padrões de qualidade da água, classificando-a.

As pesquisas destinadas a analisar a qualidade da água estão voltadas, principalmente, às águas superficiais, as quais são as principais fontes de abastecimento (Peixoto et al., 2003). Além disso, a qualidade das águas superficiais constitui um importante meio de diagnóstico do equilíbrio de uma bacia hidrográfica (Margalef, 1980), atuando como parâmetro indicador dos resultados de manipulação do solo pelo Homem.

Os corpos d'água apresentam padrões individuais de características físico-químicas que são determinados pelas condições climáticas, geomorfológicas e geoquímicas existentes na bacia de drenagem e no aquífero subterrâneo (Gastaldini & Mendonça, 2001), pelo uso do solo na bacia e pelo grau de controle sobre as fontes de poluição (Benetti & Bidone, 2001).

Conforme Barbosa et al. (2002), ao longo da história da humanidade, nenhum outro sistema tem sofrido tantas e tão grandes alterações como os sistemas aquáticos, principalmente os de natureza lótica. Nesse sentido, a literatura brasileira vem se tornando ampla, com o desenvolvimento de vários trabalhos sobre qualidade de água em bacias hidrográficas (Kirst et al., 2002; Fritzsos et al., 2002; Toledo & Nicolella, 2002; Peixoto et al., 2003; Lani et al., 2003; Jorge & Canali, 2003; Oliveira et al., 2003; Gonçalves, 2004).

1.1.1 Fontes e formas de poluição

Conforme Sperling (1996), a poluição dos cursos d'água corresponde à adição de substâncias ou formas de energia que alteram a natureza do corpo d'água de uma maneira tal que prejudica os legítimos usos que dele são feitos. De acordo com Karr et al. (1997), as modificações causadas por ações humanas nos corpos d'água são agrupadas em cinco categorias: 1 – estrutura física do habitat; 2 – regime de fluxo hídrico; 3 – interações biológicas; 4 – qualidade química da água e fluxo de energia. Qualquer modificações em uma dessas categorias irá levar necessariamente a uma modificação do ambiente, o que poderá comprometer os usos múltiplos da água.

As fontes de poluição mais comuns são os esgotos domésticos, ricos em matéria orgânica biodegradável, microrganismos (p.e., bactérias e vírus, entre outros), nutrientes (p.e. N e P), óleos, graxas e detergentes. As águas residuárias industriais também são classificadas como fonte de poluição, mas apresentam uma variação muito grande tanto na sua composição como na vazão, refletindo seus processos de produção. Resíduos sólidos, que compreendem os rejeitos originados de atividades industriais, hospitalares e agrícolas. Além disso, a

agricultura, através do uso de fertilizantes e pesticidas, tem se destacado na poluição dos cursos d'água em diversas situações.

Existem duas formas através das quais a fonte de poluente pode atingir um corpo d'água: através da poluição difusa, que corresponde à ação de contaminação que ocorre na natureza por todo tipo de resíduo orgânico ou inorgânico inserido pelo Homem, que pode ser carregado pelo deflúvio superficial para os mananciais de água (Braile, 1971); e pontual, que é aquela possível de ser determinada e localizada, como é o caso de esgotos domésticos, descargas industriais, efluentes industriais e de aterros sanitários, entre outros (Braga et al, 2003). De acordo com Parry (1998), as fontes difusas de poluição, especialmente a agricultura, têm sido objeto de atenção em muitos países devido à dificuldade de se estabelecerem procedimentos de avaliação de impactos ambientais e de se adotar padrões aceitáveis, como outrora ocorreu com as fontes pontuais. Conforme Sperling (2000), nos países em desenvolvimento, principalmente nas regiões onde predominam as atividades agrícolas, também tem-se dado maior atenção à questão da poluição difusa. As atividades agrícolas que causam a geração de cargas difusas incluem a criação de animais, áreas de pastagens, uso de pesticidas, irrigação e fertilização. Nos EUA (USEPA, 1997), a carga difusa gerada em áreas rurais está entre as maiores fontes de poluição de rios e lagos e é a principal contribuinte de contaminantes para águas subterrâneas.

1.1.2 Parâmetros de qualidade de água

Os diversos componentes presentes na água e que alteram o seu grau de pureza podem ser descritos em termos das suas características físicas, químicas e biológicas e são exemplificados na forma de parâmetros de qualidade de água

(Branco & Rocha, 1980). Conforme Porto et al. (1991), os parâmetros químicos são os índices mais importantes que caracterizam a qualidade da água.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), na Resolução 357 de 17 de Março de 2005, procurou estabelecer parâmetros aceitáveis para os diferentes usos da água. A classificação padroniza os corpos d'água e possibilita que se fixem metas para atingir níveis de indicadores consistentes com a classificação desejada. Entre os indicadores de qualidade da água utilizados pelo CONAMA destaca-se teor de P.

O N é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos. Tal importância se deve à sua participação na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa. O N está presente nos ambientes aquáticos sob várias formas, como, por exemplo, NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , NH_3 , N_2 , N-orgânico dissolvido (p.e., peptídeos, purinas e aminoácidos, entre outros), N-orgânico particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos orgânicos diversos) (Esteves, 1998).

O N por ser um elemento indispensável ao crescimento de algas, pode conduzir, em concentrações elevadas, a um crescimento exagerado desses organismos, acelerando os fenômenos de eutrofização. Além disso, afeta a vida aquática devido ao aumento no consumo de O_2 dissolvido na água pelos organismos que atuam no processo de conversão do NH_4^+ a NO_3^- . Amônia livre não é tóxica ao organismo humano mais é diretamente tóxica a peixes. Já o NO_3^- , assim como o NO_2^- , representam um risco à saúde humana.

O P tem grande importância nos sistemas biológicos. Segundo Esteves (1998), essa importância se deve à participação desse elemento em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, tais como armazenamento de energia (o P forma uma fração essencial da molécula de ATP) e estrutura da membrana celular (através dos fosfolípidios).

Na água, o P pode estar na forma dissolvida ou particulada. Em águas naturais ocorre principalmente nas formas de ortofosfato, polifosfatos e fosfatos organicamente ligados. Altas concentrações de fosfatos são normalmente indicativas de presença de poluição e são responsáveis por condições eutróficas. Em águas não poluídas, a concentração de fosfato costuma variar entre 0,005 e 0,020 mg PO₄ L⁻¹ (Gastaldini & Mendonça, 2001).

1.1.3 Monitoramento de qualidade de água

O monitoramento constitui uma ferramenta para o conhecimento da situação da água e da concentração de alguns elementos, como N e P, em águas superficiais e tem sido usado como estratégia para caracterização de bacias hidrográficas. O monitoramento quantitativo e qualitativo dos recursos hídricos é um poderoso instrumento que possibilita a avaliação da oferta hídrica, base para decisões de aproveitamento múltiplo e integrado da água, bem como a minimização de impactos ao ambiente (Coimbra, 1991).

A implantação de um programa de monitoramento da qualidade da água pode ter os seguintes objetivos: avaliar a qualidade da água para determinar sua adequabilidade para os usos propostos (p.e.: abastecimento público, recreação, irrigação); acompanhar a evolução da qualidade do manancial ao longo do tempo, como reflexo do uso do solo da bacia e de medidas de controle da poluição adotadas; avaliar o ambiente aquático como um todo, considerando, além da água, sedimentos e material biológico (Benetti & Bidone, 2001). Desta forma, o monitoramento ambiental da qualidade da água tem alertado as instituições de ensino, pesquisa e extensão para os significativos e crescentes índices de poluição dos recursos naturais. Nesse contexto, muitos trabalhos têm sido desenvolvidos com intuito de monitorar águas superficiais e subsuperficiais (Yabe & Oliveira, 1998; Freitas et al., 2001; Gonçalves et al., 2004).

1.2 Eutrofização dos corpos d'água e seus impactos

O termo eutrofia, atribuindo conotação de aumento na fertilidade de ecossistemas aquáticos continentais, foi utilizado originalmente por piscicultores alemães, que adicionavam CaCO_3 aos tanques construídos em solos ácidos. A adição de CaCO_3 promovia não só a elevação de pH do meio, mas também, na maioria dos casos, melhoria acentuada no nível de produção global do sistema. Quando os tanques de piscicultura tinham sua produtividade aumentada, eram considerados como eutróficos e o processo, denominado eutrofia, com nítida conotação positiva. Mais tarde, os próprios alemães passaram a utilizar o termo “Eutrophierung” e os ingleses, “Eutrophication”. Em português, tem-se utilizado indistintamente eutrofização e eutroficação, sendo eutrofia utilizado muito raramente (Esteves, 1998).

Por definição, a eutrofização dos ecossistemas aquáticos continentais e marinhos, é o resultado do enriquecimento com nutrientes de vegetais, principalmente P e N, que são despejados de forma dissolvida ou particulada em lagos, represas e rios, sendo então transformados em matéria viva pelo metabolismo dos vegetais. A eutrofização natural é resultante da descarga normal de N e P nos sistemas aquáticos e é benéfica, já que estes são necessários à manutenção da vida aquática. A eutrofização cultural ou artificial é proveniente dos despejos de esgotos domésticos e industriais e da descarga de fertilizantes aplicados na agricultura. A eutrofização cultural pode acelerar o processo de enriquecimento das águas superficiais; esse processo consiste no rápido desenvolvimento de vegetais aquáticos, inicialmente cianobactérias, as quais produzem substâncias tóxicas que podem causar a mortalidade de animais e intoxicação (Tundisi, 2003).

Embora N e P estejam associados ao problema de eutrofização, o P tem um papel mais crítico que N, particularmente em águas doces, devido às trocas de N entre a água e a atmosfera e à existência de algas fixadoras de N (Hoosda et al., 2000). Isso é particularmente verdadeiro nas regiões tropicais, onde P, e não N, é o nutriente mais limitante (Krusche et al., 2003). Assim, dos nutrientes carregados pela erosão e lixiviação, o P possui a maior importância no crescimento e na floração das cianobactérias, adsorvendo-se aos sedimentos e, nessa forma, sendo levado para os corpos d'água, onde passa à forma solúvel que é prontamente utilizada por estas algas. O principal fator que controla o movimento do P para os corpos d'água é o transporte de partículas via escoamento superficial e erosão (Vitousek, 1983; Sharpley, 1993).

No Brasil, poucas são as pesquisas sobre o comportamento e a transferência de P do ambiente terrestre para o ambiente aquático. Sabe-se que os impactos nos recursos hídricos são de variada magnitude e distribuição pelo país e se devem em parte à urbanização e às atividades agrícolas e industriais. Conforme Tundisi (2003), as Regiões Sudeste e Sul têm como um de seus grandes desafios ambientais a recuperação de rios, lagos e represas eutrofizadas.

Uma das poucas pesquisas nesse tema foi realizada por Cordeiro Netto & Dutra Filho (1981), no Lago Paranoá, Brasília-DF. Através do estudo, os autores identificaram as principais fontes de P e a quantificação do aporte deste elemento em bases anuais para cada uma das fontes identificadas. Uma das principais conclusões foi a de que os efluentes das duas estações de tratamento de esgotos lançados no Lago Paranoá são as principais fontes de fosfato antrópico para este ecossistema, sendo conseqüentemente, as maiores responsáveis pela eutrofização artificial. Mais recentemente, alguns trabalhos vêm sendo desenvolvidos em algumas bacias hidrográficas com o intuito de estudar exclusivamente o aporte de P nos ambientes aquáticos (Lopes et al.,

2003; Pellegrini et al., 2004; Belotti & Oliveira, 2004; Lopes et al., 2004). Entretanto, as informações ainda são incipientes para as condições tropicais.

Em muitos países a eutrofização vem sendo estudada exaustivamente, pois trata-se de um fenômeno de repercussão mundial. De acordo com Baird (2002), um dos casos mais famosos do mundo foi a poluição do Lago Erie. Os problemas do Lago Erie originaram-se devido ao aporte excessivo de fosfato, proveniente das águas de seus rios afluentes. Como consequência, houveram grandes explosões de algas e depleção de O₂, além da deterioração da pesca, tendo ocorrido inclusive mortes maciças de peixes. Para corrigir o problema, os EUA e Canadá assinaram em 1972 o Great Lakes Water Quality Agreement . De acordo com Tundisi (2003), a despoluição dos grandes lagos norte-americanos demandou um investimento de US\$ 20 bilhões em 20 anos.

Atualmente, uma área de aproximadamente 12.000 km², equivalente ao Estado de Alagoas, está sendo afetada no Golfo do México. Essa região, chamada de “zona morta” pelos pescadores, já apresenta ausência de vida marinha, o que afeta severamente as economias regionais costeiras, baseadas na pesca. A principal causa dessa “zona morta” é a produção de milho e de suínos nos Estados de Illinois e Iowa (Tundisi, 2003).

1.2.1 Fósforo nos ecossistemas aquáticos

Toda forma de P presente em águas naturais, quer na forma iônica ou na forma complexada, encontra-se sob a forma de fosfato (Esteves, 1998). Segundo Stum & Morgan (1981), existem diferentes formas de fosfato presentes nas águas continentais, as quais estão mostradas no Quadro 1.

Quadro 1. Principais fontes de fosfato solúveis e insolúveis

Fosfato	Formas Solúveis	Formas Insolúveis
Inorgânico	$H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} , PO_4^{-3} (ortofosfato)	Complexos fosfato-argilas
	$FeHPO_4^+$ (monohidrogeno fosfato férrico)	Complexos metal-hidróxidos
Orgânico	$CaH_2PO_4^+$ (dihidrogeno fosfato de cálcio)	Minerais, p.e.: apatita [$Ca_{10}(OH)_2(PO_4)_6$]
	Compostos orgânicos dissolvidos: fosfatases, fosfolípideos, inositol, fosfoproteínas, etc.	P complexado à matéria orgânica

Fonte: (Stumm & Morgan, 1981)

Os estudos de quantificação de P em água vêm sendo desenvolvidos desde o século passado. Entretanto, os métodos utilizados eram pouco sensíveis e, como consequência, muitos sistemas tidos como livres de fosfato na realidade apresentavam baixas concentrações. Somente com a introdução do método colorimétrico, utilizando o molibdato de amônio [$(NH_4)_6MoO_{24} \cdot 4H_2O$], foi possível elevar a sensibilidade na detecção de fosfato. Atualmente os métodos disponíveis para determinação estão aperfeiçoados a ponto de detectá-lo mesmo em concentrações muito baixas, $<0,01 \text{ mg PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$ (Esteves, 1998).

A determinação de P em água geralmente é baseada no P total (PT) ou no P solúvel. O PT corresponde ao somatório de todas as formas de P presentes na água, seja na forma dissolvida ou particulada. Segundo Novais & Smyth (1999), dada a maior quantidade de P que entra nos ambientes aquáticos por meio de sedimentos, a biodisponibilidade dessa forma tem sido medida por meio de extratores e procedimentos semelhantes aos utilizados na agricultura, como resina de troca aniônica, extrato de Olsen e papel de troca aniônica, entre outros.

O P solúvel ou ortofosfato solúvel (OPS) constitui-se de formas inorgânicas de P detectadas pelo método do ácido ascórbico. Neste caso, a determinação é realizada no material filtrado em membrana de $0,45 \mu\text{m}$. O OPS analisado é o ortofosfato ($H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} e PO_4^{-3}), que corresponde à fração solúvel, não coloidal de P na água. Essa fração é mais imediatamente

biodisponível e a que apresenta melhor correlação com os processos comumente associados à eutrofização, crescimento exagerado de algas, p.e. (Maher & Woo, 1998). Uma outra fração que pode ser citada como de maior disponibilidade na água é o ortofosfato total (OPT), o qual corresponde a formas inorgânicas de P detectadas pelo método do ácido ascórbico.

Outras formas de P são também consideradas relevantes. Tem-se ainda o P solúvel total (PST), que é determinado no filtrado após a digestão da amostra. Segundo Esteves (1998), este é constituído por formas inorgânicas de P mais os colóides orgânicos e polifosfatos. De acordo com Novais & Smyth (1999), o PST provém da dissolução de P de fontes minerais e orgânicas aplicadas ou do próprio solo, da lavagem de tecidos vivos ou mortos pelas chuvas. De acordo com Maher & Woo (1998), outras formas de P podem ainda ser estimadas, como o P particulado total (PPT), pela diferença entre PT e o PST, e o P solúvel não reativo (PNRS), pela diferença entre PST e o OPS. Assim, podem ser estimados valores de P indisponível na fração particulada e solúvel, respectivamente, que podem estar ligados a partículas orgânicas ou minerais.

Desse modo, tornam-se relevantes estudos sobre a determinação de P em água, e o seu fracionamento, com o objetivo de adequar métodos e a sua padronização. A Resolução CONAMA 357/05 adota níveis aceitáveis de P em águas de 0,450 mg $\text{PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$ para águas classe 3, no caso de ambiente lótico e tributários intermediários, e 0,150 mg $\text{PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$ para águas classe 3, para ambientes lênticos. Esse limite refere-se ao P total. Entretanto, essa Resolução não define qual método deve ser adotado para esta determinação. Na maioria dos casos, a filtragem da amostra é realizada ainda no campo. Desta forma, a quantificação feita posteriormente refere-se ao PST ou ao OPS, e não ao PT. Neste sentido, uma outra abordagem torna-se necessária no tocante à definição dos termos a serem empregados.

Na água, o íon fosfato (P-orto) pode estar sob formas iônicas em função do pH do meio. Como em águas continentais a faixa de pH mais freqüente situa-se entre 5 e 8, as espécies iônicas predominantes são H_2PO_4^- e HPO_4^{2-} . A presença de P-orto na água depende da atividade de organismos, especialmente fitoplanctônicos e macrófitas aquáticas, os quais, durante a fotossíntese, podem assimilar grandes quantidades destes íons. Grande parte do P que chega aos ecossistemas aquáticos continentais pode ser precipitado no sedimento, sendo que, em muitos casos, este fosfato não mais retorna ao metabolismo límnico. Deste modo, a quantidade reciclada no ambiente depende das condições físicas e químicas do meio e da taxa de decomposição da matéria orgânica (Esteves, 1998).

1.2.2 Transferência de fósforo para os ambientes aquáticos

No Brasil, alguns trabalhos têm mostrado resultados de processos de eutrofização e degradação dos recursos hídricos em áreas de atividades agrícolas e também em áreas de influência urbana. No entanto, não se tem conhecimento de trabalhos desenvolvidos com o intuito de quantificar níveis de P em águas superficiais que drenam florestas tropicais, plantadas ou nativas. Brinkley et al. (1999) enfatizam a falta de informações em áreas tropicais. Aplicações pesadas e repetidas de fertilizantes em grandes áreas podem levar a um maior impacto na qualidade da água. Estas informações já foram observadas para florestas temperadas manejadas. Mesmo assim, no geral, estudos em florestas temperadas têm demonstrado que a qualidade da água nestes ambientes é muito melhor que em terras agrícolas, mesmo em se tratando de florestas fertilizadas.

No Brasil, a implantação de florestas, segundo Furtini Neto et al. (2002), tem ocorrido principalmente em solos de baixa fertilidade. Por esse motivo, ganhos de produtividade substanciais são obtidos com uso de fertilizantes,

particularmente os fosfatados (Barros & Novais, 1995). Sabe-se que as exigências nutricionais das espécies florestais por nutrientes variam entre espécies, estação climática e estágio de crescimento. A demanda de P está associada a diversos fatores, como tamanho e conteúdo de P das sementes, grau de desenvolvimento do sistema radicular, dependência micorrízica, taxas de crescimento e estágio de desenvolvimento da planta (Furtini Neto et al., 2002). De acordo com Lima et al. (1996), doses moderadas de P têm proporcionado respostas eficientes em espécies florestais usadas para reflorestamento.

Zuliani (2003) estudou os teores de nutrientes na água de uma microbacia experimental em Aracruz-ES, onde foram constados teores médios de P bastante altos, $0,26 \text{ mg P L}^{-1}$. Esse fato foi algo surpreendente, pois sabe-se que plantações de eucalipto não utilizam adubos fosfatados em grande quantidade quando comparadas a outras culturas, além de os solos do local serem naturalmente pobres. Além disso, estudos realizados por Martins et al. (2003) em florestas, tanto nativas quanto plantadas, dos Tabuleiros Costeiros, mostram que as perdas de solo são bastante reduzidas, o que, ao menos teoricamente, implica num baixo aporte de P particulado.

De acordo com Parry (1998), o papel do P na eutrofização dos recursos hídricos é crítico e a presença deste nutriente a partir de áreas agrícolas tem sido colocada em relevância como indicador de qualidade de água. Nos EUA, admite-se que 50–60% da carga poluente que contamina rios e outros corpos d'água são provenientes de atividades agrícolas (Merten & Mirella, 2002).

Sharpley & Rekolaine (1997) indicam que o aporte de P aos recursos hídricos tem como principal agente o uso urbano, seguido pelo uso agrícola do solo. Em trabalhos realizados por Toledo & Nicolella (2002) sobre a qualidade de água em uma microbacia localizada no Município de Guaíra-SP, constataram-se valores médios de P_{Total} de $0,044 \text{ mg P L}^{-1}$. Neste estudo ficou

evidente a influência do P na deterioração da qualidade da água, sendo o uso urbano o principal agente causador. Sabe-se que na maioria dos estados brasileiros apenas 10% dos esgotos são tratados (Tundisi, 2003).

O P pode ser perdido do solo através de arraste de partículas minerais ou orgânicas. As frações do solo preferencialmente erodidas, argila e matéria orgânica, são também aquelas mais ricas em P. Estima-se que 75–90 % do P perdido em áreas agrícolas o seja nessa forma (Novais & Smyth, 1999). Além disso, o P é fortemente retido pelos colóides do solo, não sendo removido com facilidade pela água de percolação, o que faz com que as perdas por lixiviação desse elemento, embora existam, sejam muito pequenas.

1.2.3 Eutrofização em reservatórios de água

Da superfície total da terra, somente 3% da área é ocupada por lagos, cobrindo $2,05 \times 10^6$ km². A grande maioria dos lagos naturais está localizada no hemisfério norte, devido às glaciações que ocorreram durante o Pleistoceno. Lagos são também numerosos em regiões que recentemente elevaram-se em relação ao mar, como o Estado da Flórida, e em regiões sujeitas a recentes atividades vulcânicas. No Brasil, ao contrário, predominam os sistemas fluviais. A atividade da enorme rede hidrográfica no Brasil é responsável pela formação da grande maioria dos lagos naturais brasileiros. Estes são geralmente pequenos e rasos. No Brasil, muito raramente são encontrados lagos naturais com profundidades >20 m. Somente as represas, principalmente aquelas construídas em vales fechados, apresentam profundidades significativas (Esteves, 1998; Braga et al., 2002).

No Brasil, as represas e açudes são formados principalmente pelo represamento de rios para atender aos seguintes objetivos: abastecimento de

água, regularização da vazão, obtenção de energia elétrica, irrigação, navegação e recreação, entre outros. Os lagos artificiais brasileiros, formados pelo represamento de rios, recebem diferentes denominações, tais como represas, reservatórios e açudes, os quais nada mais são que sinônimos, uma vez que estes ecossistemas têm a mesma origem e finalidade (Esteves, 1998).

Os reservatórios funcionam, ao interceptar o fluxo de água de um rio, como coletores de eventos, proporcionando informações fundamentais sobre as bacias hidrográficas. Constituem importantes centros de convergência das várias atividades desenvolvidas na bacia hidrográfica, inclusive de seus usos e aspectos sócio-econômicos. Além disso, as informações introduzidas no reservatório, entrada do material em suspensão, nutrientes, poluentes, entre outros, interferem nos processos de organização das comunidades planctônicas, perifíticas¹ e piscícola, bem como na composição química da água e do sedimento. Portanto, a qualidade das águas reflete, em grande parte, as atividades humanas dentro de uma dada bacia (Henry, 1999). Além disso, a qualidade da água superficial constitui um importante meio de diagnóstico do equilíbrio de uma bacia hidrográfica (Margalef, 1980), atuando como um parâmetro indicador dos resultados de manipulação do solo pelo Homem.

Os lagos e reservatórios, assim como os rios, são as fontes mais valiosas de água potável. Entretanto, a eutrofização tem levado a um processo de degradação da qualidade da água, que tem início com a entrada de nutrientes trazidos pela drenagem superficial de áreas agrícolas e por descargas industriais e urbanas não tratadas (Tundisi, 2003).

Os lagos, por apresentarem tempos de retenção da água mais elevados que os rios, são particularmente vulneráveis à eutrofização, pois tendem a acumular sedimentos e substâncias químicas a eles associados. Nessas massas de

¹ Comunidade microscópica complexa de plantas, animais e detritos associados, aderidos a/ou formando uma superfície de cobertura sobre pedras, plantas e ou outros objetos submersos (Academia de Ciências do Estado de São Paulo, 1987).

água, os sedimentos atuam como depósito de nutrientes e fontes dos mesmos, pois, em determinadas condições, são liberados, tornando-se de novo assimiláveis pelos organismos fitoplanctônicos (Santos et al., 2004). De acordo com Sperling (1996), os estudos dos processos de eutrofização em lagos e represas são mais relevantes que em rios. Em rios, a eutrofização também pode ocorrer; entretanto, é menos freqüente devido às condições ambientais, como turbidez e velocidades elevadas, serem mais desfavoráveis para o crescimento de algas e outras plantas.

A eutrofização é reconhecida como um dos problemas de qualidade da água de maior importância na atualidade. Investigações recentes demonstram que 53% dos lagos europeus se encontram eutrofizados. O mesmo acontece a 28% dos situados na África e a 48% e 41% dos que se localizam, respectivamente, na América do Norte e na América do Sul. No continente asiático essa proporção atinge 54% (Chorus & Bartram, 1999).

O Brasil, por ser um país com elevado número de reservatórios com os mais diversos usos, inclusive a geração de 95% de toda a energia elétrica consumida no país, também sofre com problemas de eutrofização. De acordo com Calijuri (1999), o reservatório de Barra Bonita, Rio Tietê, encontra-se em um avançado o nível de eutrofização. No ano 2000, a CEMIG constatou a floração de cianobactérias no reservatório de São Simão, situado no Rio Paranaíba. O comprometimento da qualidade das águas superficiais também ganhou relevância no reservatório de abastecimento de águas da SANEPAR, construída na bacia hidrográfica do Rio Iraí, Região Metropolitana de Curitiba-PR, que tem apresentado seguidas florações de cianobactérias deletérias da qualidade da água para abastecimento (Freire & Bollmann, 2003).

1.2.3.1 Eutrofização e degradação da qualidade da água em reservatórios

O monitoramento ambiental, tomando-se a bacia hidrográfica como unidade de estudo, busca investigar as relações entre os componentes estruturais e funcionais da bacia de drenagem, sendo de extrema importância quando aplicado em regiões sob intensa ação antrópica. Nesse sentido, o monitoramento é imprescindível na medida em que os efeitos do uso desordenado do solo causam a deterioração no ambiente e, principalmente, na qualidade da água. Os processos de erosão intensos, as inundações, os assoreamentos desenfreados de reservatórios e cursos d'água são conseqüências imediatas do uso inadequado do solo (Rosa, 1990).

O enriquecimento de lagos e reservatórios com nutrientes, principalmente P e N, induz uma eutrofização acompanhada da degradação da qualidade hídrica (Agência Nacional das Águas-ANA, 2001). Os resultados mais visíveis da eutrofização são a ocorrência de espumas superficiais e o desenvolvimento explosivo de algas ou cianobactérias e também de plantas macrófitas flutuantes ou enraizadas (Santos et al., 2003). Em lagos eutróficos e hipereutróficos, as cianobactérias, ao se decomporem, liberam das suas células para os corpos d'água toxinas, que são classificadas em hepatoxinas, citotoxinas e endotoxinas, causando sérios efeitos na saúde humana. Em alguns casos, a remoção dessas toxinas é difícil, pois são estáveis e resistentes à hidrólise química ou oxidação. Muitas vezes, essas toxinas podem estar presentes mesmo após os tratamentos da água bruta, o que pode agravar seus efeitos crônicos (Tundisi, 2003).

Segundo Freire & Bollmann (2003), o processo de eutrofização em reservatórios com a ocorrência de intensas florações de algas é conseqüência da inter-relação de vários fatores climatológicos, hidrológicos, morfológicos, físico-químicos e biológicos que ocorrem tanto na bacia hidrográfica quanto no próprio

reservatório. Conforme Chorus & Bartram (1999), condições de temperatura, luminosidade e disponibilidade de nutrientes são favoráveis ao desenvolvimento do fitoplâncton, algas e cianobactérias que podem multiplicar-se com facilidade.

A predominância de cianobactérias nos meses mais quentes do ano, em climas temperados, é explicada por uma melhor adaptação destes microrganismos a temperaturas mais elevadas, pela capacidade de capturar a luz em comprimento de onda não utilizado por algas verdes e pela possibilidade de se desenvolverem em condições de baixa relação N/P e reduzida concentração de C inorgânico dissolvido (Whitton & Potts, 2000). Neste caso, para as condições tropicais, há potencialmente uma maior facilidade para a eutrofização em virtude de uma maior intensidade da radiação solar e temperatura mais elevada. Além disso, a maioria dos lagos brasileiros são rasos, sendo, portanto, o processo de eutrofização facilitado.

O P, por ser considerado fator mais limitante ao desenvolvimento de algas em águas continentais, freqüentemente é utilizado como principal parâmetro para estabelecer o grau de eutrofização de ambientes lacustres. O P é essencial ao crescimento vegetal e ao desenvolvimento de bactérias responsáveis pelos mecanismos bioquímicos de estabilização da matéria orgânica (Carneiro et al., 2003). O P é relativamente raro em sistemas naturais e é necessário para manter o crescimento em população de algas em expansão. Comparado ao N, sua demanda em relação ao suprimento é muito maior. Com o suprimento suficiente de P, mesmo que as fontes de N disponíveis estejam em quantidades muito pequenas, certas cianobactérias podem fixar N₂ atmosférico dissolvido na água. Essa é uma vantagem competitiva sobre outras algas ou plantas superiores (Tundisi, 2003).

1.2.3.2 Produtividade, graus de trofia e estratificação térmica

A produtividade de um lago depende de sua profundidade e idade geológica e do recebimento de nutrientes do exterior. A produtividade dos lagos geralmente decresce à medida que sua profundidade aumenta (Carneiro et al., 2003). Desta forma, pode-se caracterizar o estágio de eutrofização em que se encontra um corpo d'água, possibilitando a tomada de medidas preventivas ou corretivas. Sendo assim, usualmente têm-se os seguintes níveis tróficos: oligotróficos (lagos com baixa produtividade), mesotróficos (lagos com produtividade intermediária) e eutróficos (lagos com produtividade elevada). Entretanto, a quantificação do nível trófico em lagos tropicais é mais difícil, devido à maior capacidade de assimilação de P do que em lagos temperados. Neste caso, a classificação não pode ser generalizada (Sperling, 2000). Com base em coletâneas de diversas referências propostas por diversos autores, Sperling (2000) elaborou uma síntese para a concentração de P total em condições tropicais. Mesmo assim, é observada uma certa sobreposição das faixas, como mostra o Quadro 2.

QUADRO 2. Faixas aproximadas de valores de P total para os principais graus de trofia.

Classes de trofia	Concentração de P total (mg L ⁻¹)
Ultraoligotrófico	< 0,005
Oligotrófico	< 0,010 – 0,020
Mesotrófico	0,010 – 0,050
Eutrófico	0,025 – 0,100
Hipereutrófico	> 0,100

Fonte: Sperling, 1998.

Os índices do estado trófico foram desenvolvidos a fim de facilitar a classificação de lagos e reservatórios e proporcionar aos seus gestores

informações quantitativas que pudessem ser comparadas ao longo do tempo para os mesmos ecossistemas (Tundisi, 2003). Os índices de estado trófico, além da concentração de P total nas águas, estão baseados também no N total, na clorofila-a e em alguns outros índices, como a condutividade eletrolítica da água (Kratzer & Brezonik, 1981).

A estratificação térmica tem uma grande influência sobre a qualidade da água e com o grau de trofia dos corpos d'água. De acordo com Sperling (1996), durante o verão e nos meses mais quentes do ano, a temperatura da camada superficial da água é bem mais elevada que a do fundo, devido à radiação solar. Assim, a densidade da água superficial torna-se inferior à densidade da camada do fundo, fazendo com que haja camadas distintas no corpo d'água. A diferença de densidades pode ser tal que cause uma completa estratificação do corpo d'água, não havendo mistura da água de superfície com a do fundo. Dependendo do grau de trofia do corpo d'água, poderá haver uma ausência completa de oxigênio dissolvido no hipolímnio, a camada mais profunda. Em decorrência disso, nessa camada poderá haver predominância de compostos reduzidos de Fe, Mn e outros, aumentando a concentração de P nos corpos d'água. Com a chegada do período frio, há um resfriamento da camada superficial do lago, causando uma certa homogeneização na temperatura ao longo de toda a profundidade. Com a homogeneização da temperatura, tem-se também uma maior similaridade entre as densidades. A camada superior, subitamente resfriada, tende a ir para o fundo do lago, deslocando a camada inferior e causando um completo revolvimento das águas do lago. A este fenômeno dá-se o nome de inversão térmica. Em lagos que apresentam uma maior concentração de compostos reduzidos no hipolímnio, a chegada destes à superfície pode causar uma grande deterioração na qualidade. A redução da concentração de oxigênio dissolvido, devido à demanda introduzida pelos compostos orgânicos e

inorgânicos reduzidos, bem como à ressuspensão da camada anaeróbia do fundo, podem causar a mortandade de peixes.

1.2.4 Conseqüências de eutrofização

As principais conseqüências da eutrofização sobre os cursos d'água consistem no crescimento exagerado de plantas aquáticas, principalmente as macrófitas, resultando em crescimento excessivo de *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (aguapé, lírio-d'água, jacinto-d'água, baronesa ou rainha-dos-lagos), a *Pistia stratiotes* L. (alface-d'água) e outras do gênero *Salvinia* (sambambaia-aquática, marrequinha, erva-de-sapo e murerê) e *Potamogeton* (agu-potamogeton). Só para exemplificar, o aguapé é citado no Guinness Book como o recordista entre as ervas daninhas aquáticas. A capacidade diária de produção de biomassa dessa espécie já foi calculada em 1.000 kg ha⁻¹. As espécies do gênero *Salvinia* também são classificadas entre as plantas mais nocivas. Um caso de infestação extrema ocorreu em 1963 no Lago Kariba, entre a Zâmbia e o Zimbábue, na África, onde uma espécie de *Salvinia* recobriu 1.000 km². No Brasil, um exemplo semelhante ocorreu em 2000 na barragem de Ita, no norte do Rio Grande do Sul, também envolvendo uma espécie de *Salvinia* (Tundisi, 2003; Rubio et al., 2004). Essas plantas são geralmente consideradas infestantes e nocivas, pois obstruem rios, lagos e represas, impedindo a navegação e bloqueando os canais de irrigação, apresentam alta evapotranspiração e aumento da concentração de detritos orgânicos nas raízes dessas plantas, além de constituírem um núcleo para o crescimento de larvas de mosquitos e parasitas. Além disso, há deterioração, em razão da intensa decomposição da matéria orgânica, bem como a liberação de certos elementos e substâncias como Fe, Mn, NH₃, H₂S e NO₂⁻ a partir do sedimento,

especialmente em condições anóxicas, como produto do consumo excessivo de O₂ na oxidação de matéria orgânica.

O florescimento de algas também é outra consequência indesejável, com produção de toxinas e sua liberação para os cursos d'água durante o processo de decomposição. Em muitos casos, mesmo após o tratamento da água, essas toxinas podem ainda estar presentes, com graves efeitos sobre a saúde humana. Sabe-se que a remoção dessas toxinas é difícil, uma vez que são estáveis e resistentes à hidrólise química ou oxidação. Segundo Tundisi (2003), em fevereiro de 1996 houve crise de hepatite aguda em um centro de diálise em Caruaru-PE. Nesse local, 86% dos pacientes sofreram perturbações visuais e outros sintomas e muitos apresentaram falhas no funcionamento do fígado, resultando em 50 falecimentos. A evidências biológicas e químicas suportam a hipótese inicial de morte por efeitos da microcistina na água da diálise.

A morte e decomposição das macrófitas e das algas leva ao consumo de O₂ dissolvido, podendo chegar a casos de anoxia, provocando mortalidade em massa de peixes e invertebrados e produzindo liberação de gases com odor desagradável, como o H₂S e CH₄. Além disso, altas concentrações de matéria orgânica na água podem levar à produção de substâncias carcinogênicas se a água for tratada com cloro. Outros aspectos podem ser observados, como diminuição da transparência da água e limitações em relação à pesca e a atividades recreacionais. Outro ponto importante refere-se a problemas econômicos resultantes da eutrofização, como o aumento nos custos de tratamento, a perda do valor estético de lagos, represas e rios e o impedimento à navegação e à recreação, o que diminui o valor turístico e os investimentos nas bacias hidrográficas.

2 REFERENCIAS BIBLIOGRAFICA

ACADEMIA DE CIÊNCIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Glossário de ecologia**. São Paulo, 1987. 134p. (ACIESP, 57).

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Planejamento e gerenciamento de lagos e reservatórios: uma abordagem integrada ao problema da eutrofização**. Brasília, 2001 385p.

BAIRD, C. **Química ambiental**. 2.ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 622p.
BARBOSA, F.; MARQUES, M.M. A água como patrimônio da humanidade. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 14., 2002, Cuiabá. **Resumos...** Cuiabá, 2002.

BARBOSA, F.; MARQUES, M.M. A água como patrimônio da humanidade. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 14., 2002, Cuiabá. **Resumos...** Cuiabá, 2002.

BARROS, N.F.; NOVAIS, R.F. Eucalypt nutrition and fertilizer regimes in Brazil. In: ATTIWILL, P.M.; ADAMS, M.A. (Ed.). **Nutrition of the Eucalypts**. Collingwood: CSIRO, 1995. p.335-356.

BELOTTI, F.M.; OLIVEIRA, C.V. de. Influência da erosão dos solos na elevação dos solos na elevação dos níveis de fosfato encontrados nas águas da bacia do Rio Paraopeba – MG. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 14., Santa Maria, 2004. **Resumos...** Santa Maria, 2004. CD-ROM.

BENETTI, A.; BIDONE, F. O meio ambiente e os recursos hídricos. In: TUCCI, C.E.M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: UFRS, 2001. p.849-870. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos).

BRAGA, B. et al. **Introdução a engenharia ambiental**. São Paulo: Pretence Hall, 2003. 305p.

BRAILE, D.M. **Despejos indústrias**. São Paulo: Livraria Freitas Bastos, 1971. 231p.

BRANCO, S.M.; ROCHA, A.A. **Ecologia: educação ambiental, ciência do ambiente para universitários**. São Paulo: CETESB, 1980. 206p.

BRINKLEY, D.; BURNHAM, H.; ALLEN, H.L. Water quality impacts of forest fertilization with nitrogen and phosphorus. **Forest Ecology and Management**, n.121, p.191-213, 1999.

CALIJURI, M.C.A **Comunidade fitoplanctônica em um reservatório tropical (Barra Bonita, SP)**. 1999. 211p. Tese (Livres-Docência)-Escola de Engenharia de São Paulo, São Carlos.

CARNEIRO, C.; PEGORINI, E.; ANDREOLI, C.V. Avaliação temporal de fósforo em água e sedimento no reservatório Irai, Pinhas/PR, Brasil. In: SEMINÁRIO DO INTERDISCIPLINAR SOBRE EUTROFIZAÇÃO DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO NA BACIA DO ALTÍSSIMO IGUAÇU, 4., 2003, Curitiba. Disponível em: <http://www.sanaper.com.br/gecip/congressos_seminários>. Acesso em: 14 dez. 2003.

CARVALHO, A.R.; TORNISIELO, V.L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. **Química Nova**, São Paulo, v.23, n.5, 618-621, 2000.

CHORUS, I.; BARTRAM J. **Toxic cyanobacteria in water**. London, 1999. 416p.

COIMBRA, R.M. Monitoramento da qualidade da água. In: PORTO, R.L. et al. **Hidrologia ambiental**. São Paulo: EDUSP; Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991. p.391-411. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos, 3).

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. BRASÍLIA. Resolução nº 357 de 17 de Março de 2005., 2005.

CORDEIRO NETTO, O.M.; DUTRA FILHO, D. O aporte de fósforo ao Lago Paranoá, Brasília. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 11., 1981, Fortaleza. **Resumos...** Fortaleza: SBEA, 1981. 19p.

DERISIO, J.C. **Introdução ao controle da poluição ambiental**. 2.ed. São Paulo: Signus, 2000.

DODD, J. et al. Geochemistry and petrography of phosphorus in urban canal bed sediment. **Applied Geochem.**, v.18, p.259-267, 2003.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FREIRE, S.M.; BOLLMANN, H.A. Avaliação das cargas de macronutrientes em reservatórios de abastecimento público. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AMBIENTAL, 2., 2003, Itajaí. Disponível em: <http://www.sanaper.com.br/gecip/congressos_seminários>. Acesso em: 14 dez. 2003.

FREITAS, M.B.; BRILHANTE, O.M.; ALMEIDA, L.M. Importância da análise de água para a saúde pública em duas regiões do estado do Rio de Janeiro; enfoque para coliformes fecais, nitrato e alumínio. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v.17, n.3, p.651-660, jun. 2001.

FRITZSONS, E.; CARRILHO, P.F.; MANTOVANI, L.E. A qualidade da água como instrumento de diagnóstico da conservação da bacia hidrográfica. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 14., 2002, Cuiabá, 2002. **Resumos...** Cuiabá, 2002. CD-ROM.

FURTINI NETO, A.E. et al. Fertilização em reflorestamento com espécies nativas. In: GONÇALVES, J.L. de M.; BENEDETTI, V. (Ed.). **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba: IPEF, 2002. p.351-383.

GASTALDINI, M.C.C.; MENDONÇA, A.S.F. Conceitos para avaliação da qualidade da água. In: PAIVA, J.B.D.; PAIVA, E.M.C.D. (Org.). **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2001. 625p.

GONÇALVES, C.S. et al. Qualidade da água do dreno principal de uma microbacia fumageira relacionada a diferentes áreas de captação. **FERTBIO**, 2004, Lages. **Resumos...** Lages: SBCS, 2004.

HENRY, R. **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. São Paulo: FAPESP/FUNDIBIO, 1999. 800p.

HOOSDA, P.S. et al. A review of water quality concerns in livestock farming areas. **Science Total Environmental**, v.250, p.143-167, 2000.

JORDAN, P.; RIPPEY, B. Lake sedimentary evidence of phosphorus, iron and manganese mobilization from intensively fertilized soils. **Water Research**, v.37, p.1426-1432, 2003.

JORGE, M.C.O.; CANALI, N.E. Qualidade da água e uso do solo em bacias hidrográficas: uma análise preliminar. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003, Ribeirão Preto. **Resumos...** Ribeirão Preto: SBCS, 2003. CD-ROM.

KARR, J.R.; FORE, L.S.; MORGAN, N.C. Making biological monitoring more effective: intergrating biological sampling with analysis and interpretation. USA/EPA: Technical Report. 1997. 160p.

KELLMAN, L.M.; HILLAIRE-MARCEL, C. Evaluation of isotopes as indicators of nitrate contamination sources in an agricultural watershed. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.95, p.87-102, 2003.

KIST, S.L. et al. Qualidade de água do Arroio Lino– Nova Boêmia – Agudo – RS. In: CONGRESSO CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 2002, Cuiabá, MT. **Anais...** Cuiabá, MT, 2002. CD-ROM.

KRATZER, C.R.; BREZONIK, P.L. A Carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida lakes. **Water Resources Bulletin**, v.17, n.4, p.713-715, 1981.

KRUSCHE, A.V. et al. Acid rain and nitrogen deposition in a sub-tropical watershed (Piracicaba): ecosystem consequences. **Environmental Pollution**, v.121, p.389-399, 2003.

LANI, J.L. et al. Qualidade das águas e solo de três bacias hidrográficas do planalto de Viçosa (MG). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003, Ribeirão Preto. **Resumos...** Ribeirão Preto: SBCS, 2003. CD-ROM.

LIMA, H.N. et al. Crescimento inicial de espécies arbóreas em resposta ao superfosfato simples em campo. **Revista da Universidade do Amazonas**, v.4, n.5, p.57-69, 1995/1996.

LOPES, F. et al. Determinação de um índice de fósforo numa bacia hidrográfica através de técnicas de geoprocessamento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003, Ribeirão Preto. **Resumos...** Ribeirão Preto: SBCS, 2003. CD-ROM.

LOPES, F. et al. Validação de um índice de fósforo aplicado em uma bacia hidrográfica através de técnicas de geoprocessamento (segunda aproximação). In: CONGRESSO CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 15., 2004, Santa Maria, RS. **Anais...** Santa Maria, RS: SBCS, 2004. CD-ROM.

MAHER, W.; WOO, L. Procedures for the storage and digestion of natural waters for the determination of filterable reactive phosphorus, total filterable phosphorus and total phosphorus. **Anal. Chim. Acta.**, v.375, p.5-47, 1998.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: OMEGA, 1980. 1009p.

MARTINS, S.G. et al. Perdas de solo e água por erosão hídrica em sistemas florestais na região da Aracruz (ES). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.27, p.395-403, 2003.

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

MORELLI, L. **Aumenta a poluição da água**. Disponível em: <<http://www.ambientebrasil.com.br/artigos>>. Acesso em: 20 jan. 2005.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa: UFV, 1999. 399p.

OLIVEIRA, M.L.J. et al. Qualidade das águas superficiais afetadas por depósitos de lixo em Nazareno, Alto Rio Grande, Minas Gerais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003, Ribeirão Preto. **Resumos...** Ribeirão Preto: SBCS, 2003. CD-ROM.

PARRY, R. Agriculture phosphorus and water quality. **Environmental Quality**, v.27, p.258-261, 1998.

PEDROTTI, A. et al. Influência das condições associadas de solo e cobertura vegetal sobre a qualidade dos mananciais hídricos do horto do ibura, região metropolitana de Aracaju. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, Cuiabá, 14., 2002, Cuiabá. **Resumos...** Cuiabá: SBCS, 2002. CD-ROM.

PEIXOTO, P.P.P. et al. Aspectos qualitativos das águas superficiais do córrego curral do arame. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003, Ribeirão Preto. **Resumos...** Ribeirão Preto: SBCS, 2003. CD-ROM.

PELLEGRINI, J.B.R. et al. Transferência de fósforo do ambiente terrestre para o aquático em uma microbacia hidrográfica de cabeceira, FERTBIO, 2004, Lages. **Resumos...** Lages: SBCS, 2004. CD-ROM.

PETRY, J. et al. Hidrological controls on nutrient concentrations and fluxes in agricultural catchments. **The Science of Total Environment**, v.294, p.95-110, 2002.

PORTO, M.F.A.; BRANCO, S.M.; LUCA, S.J. Caracterização da qualidade da água. In: PORTO, R. L. (Org.). **Hidrologia ambiental**. São Paulo: USP, 1991. v.3.

ROSA, R. **Introdução ao sensoriamento remoto**. Uberlândia: Universidade Federal de Uberlândia, 1990. 136p.

RUBIO, J. et al. Plantas aquáticas: sorventes naturais. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v.35, n.205, jul. 2004.

SANTOS, A.C. Noções de hidroquímica. In: FEITOSA, F.A.C.; Manoel FILHO, J. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. 2.ed. Fortaleza: CPRM/REFO, 2000. Cap. 5, p.81-108.

SANTOS, M.C.R. et al. A eutrofização das lagoas das sete-cidades e furnas (S. Miguel – Açores): análise evolutiva entre 1988 e 2002. In: CONGRESSO DA ÁGUA, 7., 2004, Lisboa. Disponível em: <<http://www.aprh.pt/congressoagua2004>>. Acesso em: 10 jan. 2005.

SHARPLEY, A.N.; REKOLAINEN, S. Phosphorus in agriculture and its environmental implications. In: TUNNEY, H. et al. (Ed). **Phosphorus loss from soil to water**. New York: CAB International, 1997. p.1-53.

SHARPLEY, A.N. Estimating phosphorus in agricultural runoff available to several algae using iron oxide paper strips. **Journal Env. Quality**, v.22, p.678-680, 1993.

SPERLING, M.V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2.ed.rev. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996. v.1, 243p.

SPERLING, M. V. Poluição de ambientes aquáticos: tendências futuras para os países latino americano. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27, 2000, Porto Alegre, Anais... Porto Alegre: SBEA, 2000. p.1-4.

STUUM, W.; MORGAN, J.J. **Aquatic chemistry**. New York. J. Wiley & Sons. 1981.

TOLEDO, L.G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agricola**, v.5, n.1, p.181-186, Jan./Mar. 2002.

TUNDISI, J.G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. 2.ed. São Carlos: RIMA, 2003. 247p.

VITOUSEK, P.M. The effects of deforestation on air, soil, and water. In: BOLIN, B.; COOK, R.B. (Ed.). **The major biogeochemical cycles and their interactions**. Chichester:Wiley, 1983. p.223-245.

WHITTON, B.A.; POTTS, M. **The ecology of cyanobacteria**. their diversity in time and space, Kluwer: Academic, Netherlands, 2000. 669p.

YABE, M.J.S.; OLIVEIRA, E. Metais pesados em águas superficiais como estratégia de caracterização de bacias hidrográficas. **Química Nova**, São Paulo, v.21, n.5, p.551-561, set./out. 1998.

ZULIANI, D.Q. **Balço geoquímico em plantações de eucalipto e caracterização de águas superficiais próximas a depósito de lixo: estudos de casos**. 2003. 96p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) Universidade Federal de Lavras, Lavras.

CAPÍTULO 1

RESUMO

SOUZA, Regilene Angélica da Silva. **Eutrofização e uso do solo nos Tabuleiros Costeiros do Espírito Santo**. 2005. Cap. 1. p.33-75. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição Mineral de Plantas)-Universidade Federal de Lavras.*

Este estudo teve como objetivos avaliar os níveis de fosfato em águas superficiais em diversas situações de uso e manejo do solo no ecossistema dos Tabuleiros Costeiros do Estado do Espírito Santo. Espera-se com isso obter um diagnóstico sobre o potencial problema de eutrofização com P em cursos d'água e levantar quais usos do solo são responsáveis pela eutrofização, se ela existir. O estudo foi realizado no Município de Aracruz-ES, com enfoque maior, mas não exclusivo, na Microbacia Piloto da Aracruz Celulose S.A. Para o presente estudo foram escolhidos três pontos de amostragem dentro da microbacia, sendo dois pontos de água superficial e um ponto de água subterrânea. Fora da microbacia foram selecionados e amostrados seis pontos de água superficial. As coletas foram realizadas nas estações secas de 2003 e 2004 e chuvosas de 2004 e 2005. Foram quantificados os níveis de P, nas seguintes formas: ortofosfato solúvel (OPS), ortofosfato total (OPT), P solúvel total (PST), P total (PT), P particulado total (PPT), P não-reativo solúvel (PNRS), P não-reativo particulado (PNRP) e ortofosfato particulado total (OPP). Foram também avaliados: pH, condutividade eletrolítica, Ca, Mg, Na, K, NO_3^- , NO_2^- e NH_4^+ . Foram também determinados e calculados os limites de detecção do método e os limites de quantificação. Os resultados obtidos quanto à qualidade de água em áreas agrícolas, quer sejam culturas anuais, frutíferas ou florestas plantadas, nos Tabuleiros Costeiros, não mostram indícios de eutrofização artificial. Os relativamente altos teores de P são ocasionados, provavelmente, devido à decomposição de material orgânico. A exceção refere-se aos trechos urbanos de rios, os quais encontram-se sob eutrofização antrópica. Mesmo esses, no entanto, apresentam grande oscilação quanto aos níveis de P, comparáveis aos naturais durante boa parte do ano.

* Comitê Orientador: João José G. S. M. Marques – UFLA (Orientador), Nilton Curi – UFLA, Luiz Roberto Guimarães Guilherme, Mário César Guerreiro - UFLA.

ABSTRACT

SOUZA, Regilene Angélica da Silva. **Eutrophication and soil use in the Tabuleiros Costeiros of Espírito Santo.** 2005. Cap. 1. p.33-75. Dissertation (Master in Soil and Plant Mineral Nutrition-Federal University of Lavras).

This study was designed to evaluate the levels of phosphate in surface waters in several situations of soil use and management in the ecosystem of the Tabuleiros Costeiros of the state of Espírito Santo. It is expected by that to obtain a diagnostic on the potential problem of eutrophication with P in water bodies and to survey which soil uses are responsible for eutrophication, if it exists. The study was carried out in the town of Aracruz-ES, with greater approach, but not exclusive on the Pilot Microbasin of Aracruz Celulose S.A. For the present study, three sampling spots inside the microbasin were chosen, of those, two spots of surface water and one spot of underground water. Outside of the microbasin, six spots of surface water were chosen and sampled. The collections were accomplished in the dry seasons of 2003 and 2004 and rainy season of 2004 and 2005. The levels of P in the following forms: soluble orthophosphate (OPS), total orthophosphate (OPT), total soluble P (PST), total P (PT), total particulate P (PPT), soluble non-reactive P (PNRS), non-reactive particulate P (PNRP) and total particulate orthophosphate (OPP) were quantified. pH, electrolytic conductivity, Ca, Mg, Na, K, NO_3^- , NO_2^- and NH_4^+ were also evaluated. The limits of detection of the method and the limits of quantification were also determined and calculated. The results obtained concerning the water quality in farming areas, whether they may be annual, fruit-bearing or planted forests on the Tabuleiros Costeiros, showed no clues of artificial eutrophication. The relatively high contents of P are caused probably, due to the decomposition of organic material. The exception is concerned to the urban stretches of rivers, which are under anthropic eutrophication. Even these, nevertheless, present a great oscillation as to the levels of P, comparable to the natural ones during a great part of the year.

* Guidance Committee: João José G. S. M. Marques – UFLA (Adviser), Nilton Curi – UFLA, Luiz Roberto Guimarães Guilherme, Mário César Guerreiro - UFLA.

1 INTRODUÇÃO

As águas superficiais continentais são importantes não apenas como fonte de água potável, mas também como habitat para a vida vegetal e animal e como possibilidade de recreação e transporte. Atualmente, a poluição deste recurso por contaminantes, tanto biológicos quanto químicos, é um problema de âmbito mundial que tem como consequência o comprometimento da qualidade das águas.

A disponibilidade de água em quantidade e qualidade adequadas para os diversos usos atua como fator determinante no processo de desenvolvimento econômico e social de uma comunidade. Entretanto, atender a esta demanda tornou-se um dos maiores desafios do Homem na atualidade. Nas últimas décadas, o crescimento populacional, a urbanização e a intensificação das atividades industriais e agrícolas ocasionaram impactos negativos na qualidade da água. Tanto a escassez como a degradação da qualidade da água vêm se agravando com o passar dos anos.

A eutrofização é um tema de grande preocupação mundial, o qual tem provocado a deterioração dos ecossistemas aquáticos e produzido impactos ecológicos, econômicos e sociais. Tal fenômeno consiste no aumento da concentração de nutrientes, especialmente P e N, nos ambientes aquáticos e tem como consequência o aumento da produtividade da comunidade fitoplanctônica. Essa comunidade passa a apresentar um crescente aumento de dominância, principalmente por espécies de cianobactérias, as quais produzem substâncias tóxicas que podem causar a mortalidade de animais e intoxicação. Em seus estágios mais avançados, resulta no crescimento excessivo de macrófitas como *Salvinia spp.*, aguapé (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) e de alface d'água (*Pistia stratiotes* L.), entre outras.

Embora N e P estejam associados ao problema de eutrofização, o P tem um papel mais crítico que N, particularmente em águas doces, devido às trocas gasosas de N entre a água e a atmosfera e à existência de algas fixadoras de N (Hoosda et al., 2000). Desta forma, o P desempenha mais comumente o papel de nutriente limitante ao desenvolvimento do processo de eutrofização.

No Brasil, alguns trabalhos têm mostrado processos de eutrofização e degradação dos recursos hídricos em áreas de atividade agrícola e também em áreas de influência urbana. Segundo Brinkley et al. (1999), estudos em florestas temperadas têm demonstrado que a qualidade da água nestes ambientes é muito melhor que em terras agrícolas, mesmo em se tratando de florestas fertilizadas. Entretanto, são poucos os trabalhos desenvolvidos com o intuito de avaliar os níveis de P em águas superficiais que drenam florestas tropicais, plantadas ou nativas (Souza, 1996; Cota et al., 2003; Zuliani, 2003).

Estudos de quantificação de P e a determinação de formas lábeis são de grande importância, visando um maior entendimento do comportamento desse nutriente no ecossistema aquático. Além disso, tal quantificação serve como um parâmetro indicador do grau de conservação ambiental da bacia hidrográfica. A Resolução CONAMA 357/05 adota valores limites de fosfato total de 0,450 mg L⁻¹ para águas de classe 3, para ambientes lóticos e tributários de ambientes intermediários. Entretanto, essa normatização não especifica o método a ser usado nas determinações, apenas faz-se referencia ao P total, sem mais definições, necessitando de uma padronização neste sentido. Assim, tornam-se relevantes estudos em condições tropicais como subsídio para normatização adequada às condições brasileiras.

O presente estudo teve como objetivo avaliar os níveis de P em águas superficiais em diversas situações de uso e manejo do solo no ecossistema dos Tabuleiros Costeiros do Estado do Espírito Santo. Espera-se, com isso, obter um

diagnóstico sobre o potencial problema de eutrofização com P em cursos d'água e levantar quais usos do solo são responsáveis pela eutrofização, se ela existir.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Descrição da área de estudo

O estudo foi realizado nos Tabuleiros Costeiros do Estado do Espírito Santo, no Município de Aracruz, com enfoque maior, mas não exclusivo, para a Microbacia Piloto da Aracruz S.A.

2.1.1 Caracterização do Ambiente

Os Tabuleiros Costeiros constituem uma extensa faixa sedimentar costeira, com poucas interrupções, sendo representados geologicamente por sedimentos terciários do Grupo Barreiras de natureza granulométrica variada, argilosos a arenosos. No lado do Oceano Atlântico, os Tabuleiros Costeiros limitam-se com os sedimentos quaternários da planície costeira e, do lado continental, em grandes extensões, com rochas do Pré-Cambriano. A cobertura pedológica é constituída por solos dessaturados de bases, ácidos, e grande parte deles apresentando uma acentuada variação textural entre os horizontes superficiais (mais arenosos) e os subsuperficiais (mais argilosos) (Araújo Filho et al., 2001).

No Estado do Espírito Santo, o Grupo Barreiras distribui-se, ao longo do litoral, sobre rochas graníticas e gnáissicas do Pré-Cambriano, pertencendo ao embasamento cristalino (Embrapa, 2000). O relevo compreende tabuleiros de topos aplainados e vales achatados e estreitos (Duarte et al., 2000).

2.1.1.1 Vegetação e Clima

A vegetação nativa é floresta tropical subperenifólia (Embrapa, 2000). O clima da região, segundo a classificação de Köppen (Ometto, 1981), é Aw tropical úmido, com estação chuvosa no verão e seca no inverno. A temperatura e a precipitação médias anuais são 23°C e 1400 mm. Devido à proximidade do oceano, as temperaturas são elevadas, mas suas oscilações são pequenas e o inverno apresenta estiagem bem menos pronunciada que em outros locais. As precipitações nos meses de primavera e verão representam 65–75% do total. Em apenas um ou dois meses, as precipitações mensais são menores que 60 mm (Embrapa, 2000).

2.1.1.2 Principais Classes de Solos

Na região de Aracruz, as principais classes de solos existentes são: Argissolo Amarelo, Latossolo Amarelo, Gleissolos, Plintossolo, Espodossolo e Neossolo Quartzarênico. Na microbacia em que este estudo foi focado, a classe de solo largamente predominante (>90%) é o Argissolo Amarelo distrófico abruptico A moderado fase floresta tropical subperenifólia, textura média/argilosa. Esta classe é constituída de solo mineral, com presença de horizonte B textural. Estes são solos fortemente a moderadamente drenados e apresentam baixa capacidade de troca de cátions e baixa soma de bases trocáveis. São solos álicos e podem ou não apresentar mosqueados e plintita em profundidade. Essa classe de solos ocupa os topos, planos e suaves ondulados, dos tabuleiros, assim como as encostas dos vales, os quais têm forma de “V” aberto com o fundo chato e vertentes ligeiramente convexas com dezenas de metros de comprimento. A reserva mineral é praticamente nula (Embrapa, 2000).

2.1.1.3 Principais Usos do Solo

Quanto ao uso do solo na região em estudo, a maior parte da área está ocupada por pastagens semi-intensivas plantadas com braquiária (*Brachiaria spp.*), sendo o gado bovino destinado ao corte. Uma parte importante da área corresponde a plantações florestais, devido à boa adaptação do eucalipto (*Eucalyptus spp.*) a este ambiente. Em seguida está a exploração agrícola convencional, que nesta região é reduzida devido à baixa fertilidade natural, além de problemas físicos relacionados à estrutura do solo. Assim, a fruticultura destaca-se entre os usos agrícolas. Os solos dessa região abrigam ainda parte da Mata Atlântica remanescente no país, em áreas de conservação permanente ou reservas de particulares. Por fim, devido a seus atrativos físicos, a região abriga vários núcleos populacionais que têm no turismo sua atividade principal.

2.1.1.4 Caracterização da Microbacia

Com o intuito de conhecer melhor as interações entre os plantios de eucalipto, reserva nativa e o meio ambiente, foi criado o Projeto Microbacia Piloto pela Aracruz Celulose S.A. A Microbacia Piloto apresenta uma área total de 286 ha com a seguinte distribuição: plantio de eucaliptos 189 ha, reserva de mata nativa 85 ha e área com construção de estradas e outras benfeitorias 12 ha. A Microbacia Piloto situa-se a aproximadamente 6 km da cidade de Aracruz-ES e a 14 km do litoral. Está localizada entre as coordenadas 40°13'15'' e 40°11'44'' W e 19°51'16'' e 19°52'18'' S (Aracruz, 2001).

2.2 Período e local das amostragens

As amostragens de água, em número de quatro, foram realizadas nas estações secas de 2003 e 2004 e chuvosas de 2004 e 2005.

Para o presente estudo, foram amostrados três pontos dentro da microbacia e oito pontos fora da microbacia. Os pontos selecionados e amostrados dentro e fora da microbacia, bem como o uso do solo em cada ponto estudado, encontram-se na Tabela 1, e a Figura 1 mostra a localização dos pontos amostrados. As Figuras 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 e 9 mostram o ambiente dos locais amostrados.

TABELA 1. Usos do Solo nos pontos amostrados.

Pontos	Uso do Solo
P01 - Microbacia Piloto da Aracruz Celulose S.A. (lençol freático)	Plantações de eucalipto
P02 - Reserva Indígena Guaxindiba	Agricultura familiar e de subsistência
P03 - Reserva ambiental	Floresta nativa
P04 - Margem do Rio Riacho junto à foz do Rio Gimuna	Vegetação secundária sem uso aparente
P05 - Aldeia Guarani na foz do Rio Piraquê-açú	Agricultura familiar e de subsistência
P06 - Rio Guaxindiba na localidade de Barra do Sahy	Uso urbano
P07 - Lagoa do Aguiar	Agropecuária convencional
P08 - Microbacia Piloto da Aracruz Celulose S. A.	Plantações de eucalipto
P09 - Microbacia Piloto da Aracruz Celulose S. A.	Plantações de eucalipto

FIGURA 1. Mapa hidrográfico da região de Aracruz-ES mostrando os pontos de amostragem (P1-P9) e os limites da Microbacia Piloto (linha verde). Um dos pontos amostrados (P7) fica ~22 km ao norte do P4 e não está mostrado no mapa acima.

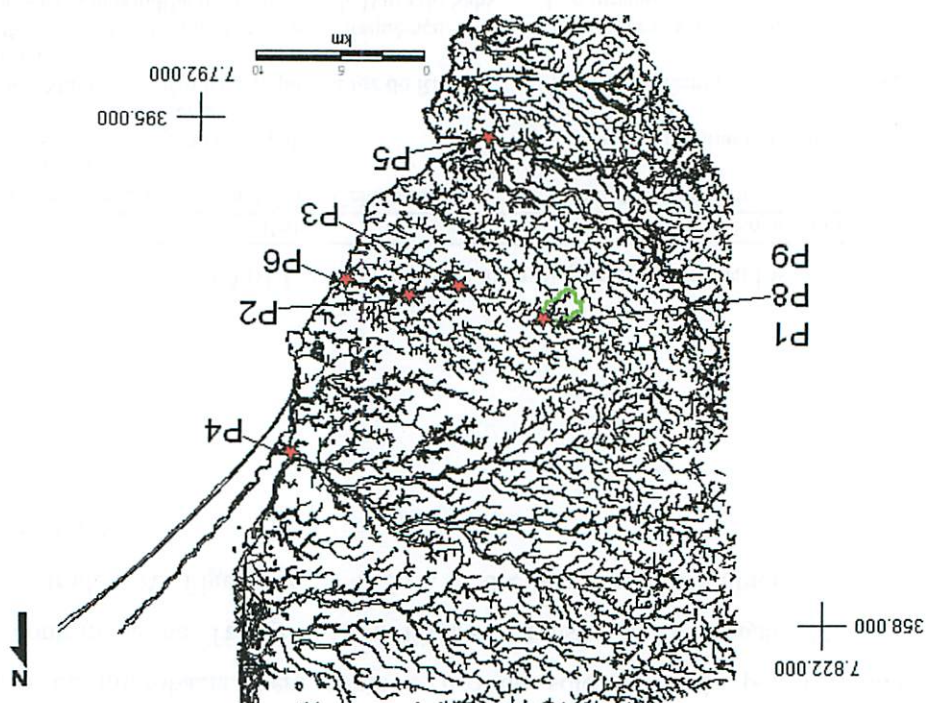




FIGURA 2. Ponto de coleta 02 (reserva indígena Guaxindiba).



FIGURA 3. Ponto de coleta 03 (Pomar de sementes da Aracruz Celulose S.A.).



FIGURA 4. Ponto de coleta 04 (Margem do Rio Riacho junto à foz do Rio Gimuna).

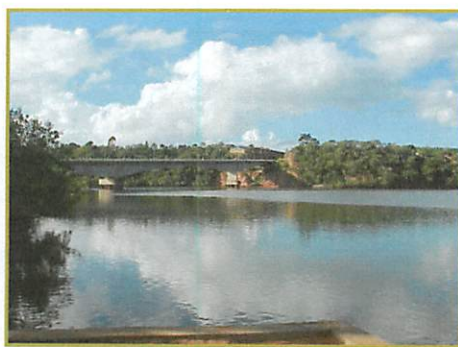


FIGURA 5. Ponto de coleta 05 (Aldeia Guarani na foz do Rio Piraquê-Açú).



FIGURA 6. Ponto de coleta 06 (Rio Guaxindiba na localidade de Barra do Sahy).



FIGURA 7. Ponto de coleta 07 (Lagoa do Aguiar).



FIGURA 8. Ponto de coleta 08 (Microbacia Piloto da Aracruz Celulose S. A).



FIGURA 9. Ponto de coleta 09 (Microbacia Piloto da Aracruz Celulose S. A).

2.3 Coleta, preservação e análise química da água

As amostras foram coletadas junto à margem dos cursos d'água, ligeiramente abaixo da superfície, em locais representativos e sem estagnação de água. Utilizaram-se para as coletas frascos plásticos de 1 L previamente descontaminados. Imediatamente após a coleta, as amostras receberam tratamento especial de preservação de acordo com os parâmetros das análises desejadas e em seguida foram resfriadas a $\sim 4^{\circ}\text{C}$ até serem transportadas para o local onde se procedeu a análise. Para as análises de P, as amostras foram preservadas com 2 mL de HCl concentrado, e para a análise de NO_3^- , NO_2^- e NH_4^+ , as amostras foram acidificadas com 1 mL de H_2SO_4 .

Foram quantificados níveis de P em todos os pontos amostrados, nas seguintes formas: ortofosfato solúvel (OPS), ortofosfato total (OPT), P solúvel total (PST) e P total (PT). Posteriormente foram calculadas as seguintes frações: P solúvel não reativo (PNRS), P particulado total (PPT), ortofosfato particulado (OPP) e P particulado não reativo (PNRP). Na amostragem realizada na estação seca/03 quantificou-se apenas o OPS.

Para o presente estudo consideraram-se formas solúveis ($< 0,45 \mu\text{m}$) e particuladas ($> 0,45 \mu\text{m}$), conforme mostra o esquema na Figura 10. Em todas as frações o P foi determinado colorimetricamente pelo método do ácido ascórbico (APHA, 1998), utilizando-se cubetas de 50 e 100 mm de comprimento para melhor limite de detecção e três repetições analíticas. Segue-se uma breve descrição das frações estudadas.

- Fósforo total (PT) – para essa determinação foi utilizada uma alíquota do material não filtrado. Foram adicionados às amostras 1 mL de H_2SO_4 e 0,5 g de $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$, as quais, em seguida, foram submetidas à digestão (Maher & Woo, 1998) em microondas. As amostras foram aquecidas até pressão de 138

kPa. A rampa de aquecimento foi de 10 minutos, permanecendo na pressão de 138kPa por 25 minutos.

- Solúvel total (PST) – as alíquotas filtradas em membrana de 0,45 μm foram submetidas à digestão (Maher & Woo, 1998) em microondas, conforme o item anterior.
- Ortofosfato solúvel (OPS) – essa fração foi determinada após filtragem das alíquotas em membranas de 0,45 μm .
- Ortofosfato total solúvel (OPT) – essa fração foi determinada utilizando uma alíquota do material não filtrado.
- Fósforo particulado total (PPT) – essa fração foi calculada pela diferença entre PT e o PST.
- Fósforo não reativo solúvel (PNRS) – essa fração foi calculada pela diferença entre PST e OPS.
- Ortofosfato particulado (OPP) – essa fração foi calculada pela diferença entre o OPT e o OPS.
- Fósforo não reativo particulado (PNRP) – essa fração foi calculada pela diferença entre o PPT e o OPP.

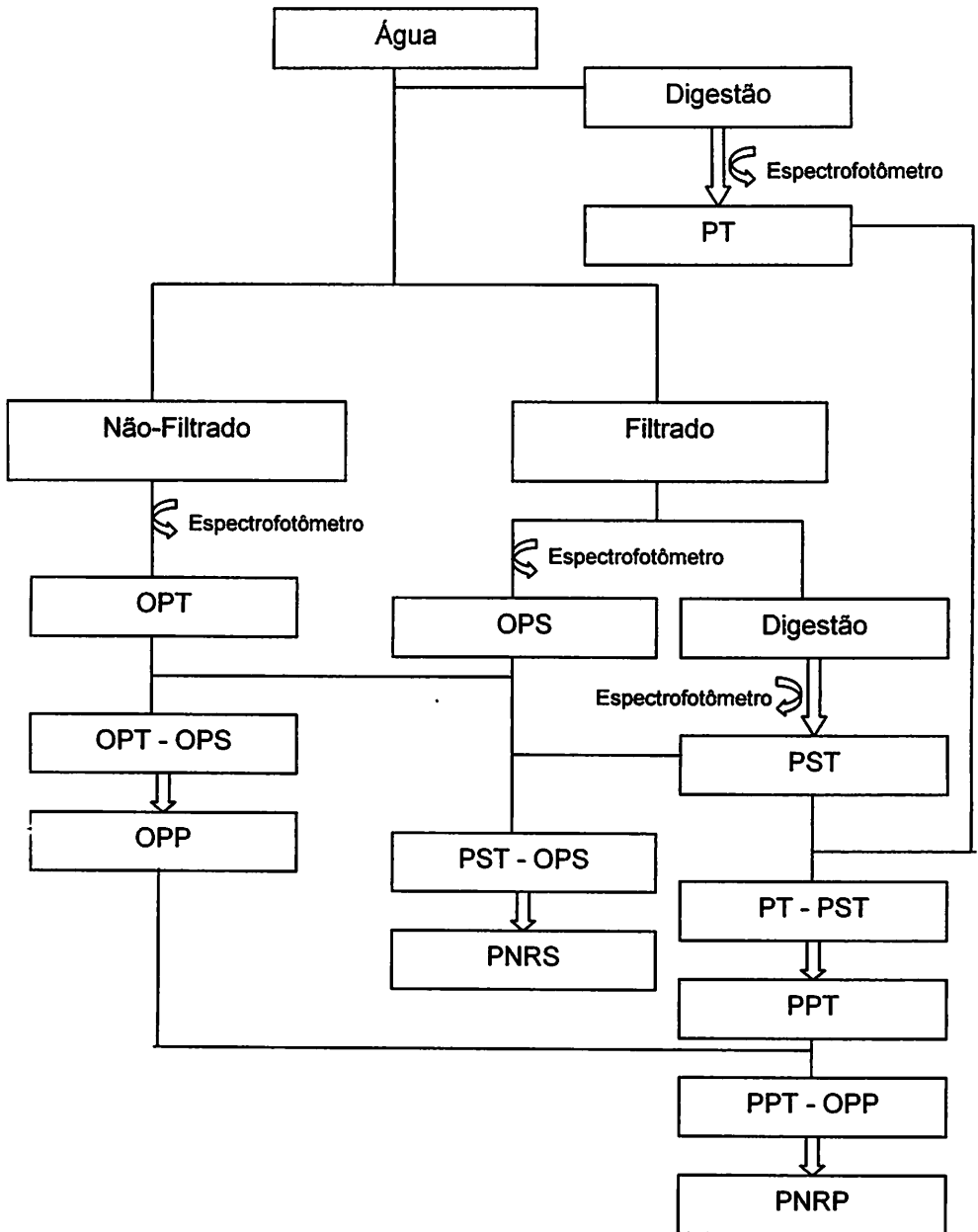


FIGURA 10. Frações de P quantificadas por espectrofotometria, utilizando-se o método do ácido ascórbico (APHA, 1998) nos corpos d'água estudados (P total = PT, ortofosfato solúvel = OPS, P solúvel total = PST, ortofosfato total = OPT, ortofosfato particulado = OPP, P particulado total = PPT, P não reativo solúvel = PNRS, e P não-reativo particulado = PNRP).

Foram utilizadas amostras em branco para controle de qualidade. Com os resultados obtidos dessas amostras, foram determinados e calculados os limites de detecção do método (LDM) e os limites de quantificação (LQ). De acordo com Machado & Ferreira (1997), foram usadas as seguintes equações:

$$\text{LDM} = \bar{x}_b + t_{0,01}^{n-1} \times \sigma_b$$

$$\text{LQ} = \bar{x}_b + 10 \times \sigma_b$$

Em que: \bar{x}_b é o teor médio de P em diversas ($n \geq 7$) amostras em branco, σ_b é o desvio-padrão do teor de P das n amostras em branco e $t_{0,01}^{n-1}$ é o valor de Student para 1% de probabilidade e $n - 1$ graus de liberdade. Para $n = 7$ e $\alpha = 0,01$, $t = 3,14$.

As demais análises químicas, para fins de caracterização, foram realizadas apenas três vezes: na estação chuvosa de 2004 e 2005, e na estação seca de 2004. O pH e a condutividade eletrolítica (CE) foram determinados *in loco* com medidores portáteis. O procedimento para a determinação de NO_3^- foi baseado na redução do NO_3^- a NO_2^- em coluna de Cd-Cu, determinando posteriormente por colorimetria, conforme o método usado para NO_2^- . O nitrito foi determinado por colorimetria pelo método de Griess-Ilosvay (adição de n -1 naftil etilenodiamino dicloridrato). O amônio foi determinado por colorimetria após destilação e reação com reagente Nessler (KI + HgI_2). Cálcio e Mg foram determinados através de espectrômetro de absorção atômica de chama (FAAS). Potássio e Na foram quantificados por fotometria de chama.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Caracterização química dos corpos d'água estudados

Os parâmetros químicos estudados, correspondentes à caracterização química dos cursos d'água no período da estação chuvosa de 2004 e 2005 e seca de 2004, podem ser observados na Tabela 2.

TABELA 2. Valores de pH, CE, Ca, Mg, Na, K, NO_3^- , NO_2^- e NH_4^+ encontrados para os cursos d'água estudados durante a estação chuvosa/04, seca/04 e chuvosa/05.

Pontos	Estação chuvosa/04								
	pH	CE	Ca	Mg	K	Na	NO_2^-	NO_3^-	NH_4^+
	mS m ⁻¹		mg L ⁻¹			mg L ⁻¹			
P01	6,4	10,7	2,9	18,5	3,58	5	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,052
P02	6,2	17,9	6,7	22,5	6,23	21	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,052
P03	5,3	11,0	21,2	13,3	1,56	14	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,052
P04	3,9	18,3	9,3	63,8	4,05	12	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,052
P05	8,2	3542,0	3650,0	1137,0	466,93	10800	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,052
P06	6,2	38,0	7,2	44,9	7,78	26	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,052
P07	6,4	8,4	17,6	18,5	1,71	10	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,052
P08	5,9	8,6	2,9	21,1	3,89	5	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,052
P08	5,7	11,9	1,5	15,9	2,65	9	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,052
Pontos	Estação seca/04								
	pH	CE	Ca	Mg	K	Na	NO_2^-	NO_3^-	NH_4^+
	mS m ⁻¹		mg L ⁻¹			mg L ⁻¹			
P01	4,4	8,1	1,1	7,3	0,96	14	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,052
P02	6,0	12,8	6,1	16,5	3,04	23	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,052
P03	4,9	6,3	0,9	8,7	<0,10	12	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,052
P04	3,8	13,9	4,5	30,3	1,44	13	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,052
P05	7,8	7358,0	428,0	1110,0	400,00	12000	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,052
P06	6,1	66,0	10,3	14,75	6,40	140	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,052
P07	6,6	5,3	2,1	11,5	1,12	10	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,052
P08	5,0	8,8	2,3	14,0	1,12	15	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,052
P09	4,1	9,3	1,7	13,2	1,12	15	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,052
Pontos	Estação chuvosa/05								
	pH	CE	Ca	Mg	K	Na	NO_2^-	NO_3^-	NH_4^+
	mS m ⁻¹		mg L ⁻¹			mg L ⁻¹			
P01	4,8	8,9	0,6	7,3	0,98	35,0	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,052
P02	6,1	9,8	4,0	14,1	2,56	27,5	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,052
P03	4,8	6,0	0,8	10,5	0,19	25,0	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,052
P04	3,2	17,3	2,2	36,7	1,28	87,5	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,052
P05	7,9	1400,0	14,0	230,0	418,31	40625,0	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,052
P06	6,0	8,6	7,0	271,6	3,25	42,5	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,052
P07	6,0	5,1	2,1	58,0	3,35	10,0	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,052
P08	3,7	7,4	1,0	11,0	1,38	27,5	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,052
P09	4,9	7,8	1,1	10,3	1,48	27,5	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,052

^{1,2} Valores encontrados acima do LQ (0,10 mg L⁻¹) e menores que 1,0 mg L⁻¹

³ Valores encontrados abaixo do LDM (0,048 mg L⁻¹)

3.1.1 pH e condutividade eletrolítica

Os valores de pH encontrados estiveram distribuídos em torno da neutralidade, variando de 6,0–8,2. A variação de valores foram relativamente pequenas entre as estações. Segundo Talamoni (1995), baixas flutuações nos valores de pH sugerem que os corpos d'água têm um eficiente sistema de tamponamento ou acelerada dinâmica metabólica. Outros estudos realizados sobre qualidade de água sob influência agrícola e urbana têm também encontrado valores de pH próximos da neutralidade (Oliveira et al., 2003; Gonçalves et al., 2003; Lani et al., 2003). Os pontos 03, 04, 08 e 09 apresentam valores de pH <6,0. Para os pontos 03, 08 e 09, esses valores podem ser explicados pela quantidade de matéria orgânica na água, produzindo um ambiente mais ácido, em virtude de formas de C dissolvido, em consequência da decomposição dos restos vegetais. Cota et al. (2002) encontraram valores de pH variando de 5–7,2; 6,7–8,1 e 4,5–7,5, respectivamente, para áreas sob influência de *E. grandis*, pastagem e mata nativa. Os resultados sugerem que os cursos d'água que drenam áreas com plantações florestais e mata nativa tendem a ser mais ácidos, concordando com os resultados encontrados no presente estudo.

O P04 manteve valores de pH baixos para os períodos estudados em virtude da ocorrência de drenagem ácida. Esse fenômeno próximo ao delta do Rio Doce é natural, devido à ocorrência de solos tiomórficos localizados na foz desse rio (Embrapa, 1978).

No caso do P01, para a estação seca/04 e chuvosa/05 os baixos valores de pH encontrados podem ser explicados pela quantidade de CO₂ dissolvido que geralmente é maior em águas subterrâneas. Resultado semelhante foi encontrado por Zuliani (2003).

Os valores de CE de todos os pontos estudados mantiveram-se sempre acima de $1,1 \text{ mS m}^{-1}$, indicando alto teor de sais dissolvidos, com destaque para o P05, no estuário do Rio Piraquê-Açu. Embora os sedimentos da Formação Barreiras sejam pobres em bases, as águas que os drenam são substancialmente mais ricas em sais dissolvidos que as que drenam solos do interior do continente (Zuliani, 2003). Tal fato pode ser explicado, pois os Tabuleiros Costeiros formam um ambiente mais fechado e, portanto, mais conservador, com menores perdas de nutrientes que as que ocorrem nos planaltos interioranos.

3.1.2 Cálcio, magnésio, potássio e sódio

Os resultados referentes a Ca, Mg, K e Na foram bastante variáveis em todos os pontos estudados. O P05 destaca-se entre os demais novamente. No caso dos pontos localizados na microbacia (P08 e P09), o K, Ca e Mg encontrados estão muito acima dos teores médios ($1,95$; $1,8$; e $1,38 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente para K, Ca e Mg) apresentados por Zuliani (2003). Para a área de influência agrícola, os teores de P encontrados também foram elevados. Estudos realizados por Gonçalves et al. (2003) registraram valores de Ca, Mg, K e Na, respectivamente, variando de $2,7$ – $5,4$, $1,8$ – $3,6$, $2,2$ – $2,8$ e $3,3$ – $5,9 \text{ mg L}^{-1}$, para áreas de influência agrícola. Neste caso, esses valores foram menores que os encontrados no presente estudo.

Para a água subsuperficial, os valores encontrados estão dentro de níveis aceitáveis. Segundo Santos (2000), concentrações de Na variam em geral entre $0,1$ e 100 mg L^{-1} em águas subterrâneas. Os teores de K são inferiores a 10 mg L^{-1} , sendo mais frequentes valores entre 1 e 5 mg L^{-1} . Os valores de Ca oscilam entre 10 e 100 mg L^{-1} e o Mg apresenta teores mais frequentes de 1 a 40 mg L^{-1} .

3.1.3 Nitrato, nitrito e amônia

As concentrações de NO_3^- , NO_2^- e NH_4^+ estão abaixo dos limites determinados pela Resolução CONAMA 357/05 para as águas da classe 3. Foram encontrados valores de NO_3^- , NO_2^- e NH_4^+ $< 1,0 \text{ mg L}^{-1}$. Para NO_3^- e NO_2^- os valores encontrados estiveram sempre acima dos LDM e LQ ($0,083 \pm 0,012$ e $0,106 \pm 0,012$, respectivamente), e para NH_4^+ os valores encontrados foram $< \text{LDM}$ ($0,052 \pm 0,018$).

Gonçalves et al. (2003) encontraram, em áreas de exploração agrícola, valores de nitrato e amônia variando, respectivamente, entre 0,2–1,6 e 0,5–1,2 mg L^{-1} .

3.2 Fósforo nos corpos d'água estudados

O LDM e LQ para as frações PT e PST foram, respectivamente, $0,015 \pm 0,007$ e $0,024 \pm 0,007$ e $\text{mg PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$. Para as frações OPS e OPT, o LDM e o LQ foram $0,005 \pm 0,003$ e $0,013 \pm 0,003$ $\text{mg PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$. As outras frações de P não foram medidas e sim calculadas. Portanto, o conceito de LDM e LQ não se aplica a elas. Em todos os períodos amostrados os valores de P mantiveram-se acima dos LDM e LQ.

Para o presente estudo, o OPS (ortofosfato solúvel) será utilizado para comparações com os limites permitidos pela Resolução CONAMA 357/05. De acordo com Maher & Woo (1998), é o ortofosfato, fração solúvel, não coloidal de P na água, a fração mais imediatamente biodisponível e a que apresenta

melhor correlação com os processos comumente associados à eutrofização (crescimento exagerado de algas, p.e.).

3.2.1 Fósforo em água subsuperficial

Os resultados para as frações de PO_4^{-3} quantificados e calculados para água subsuperficial podem ser observados na Figura 11. Para a estação seca/03 foi quantificado apenas o OPS.

O PT foi elevado em todos períodos estudados, com destaque para a estação seca/04. Os teores de PO_4^{-3} variaram de 0,136 – 0,275 mg PO_4^{-3} L⁻¹. O PT corresponde a todas as formas de P encontradas na água, tanto solúveis como particuladas.

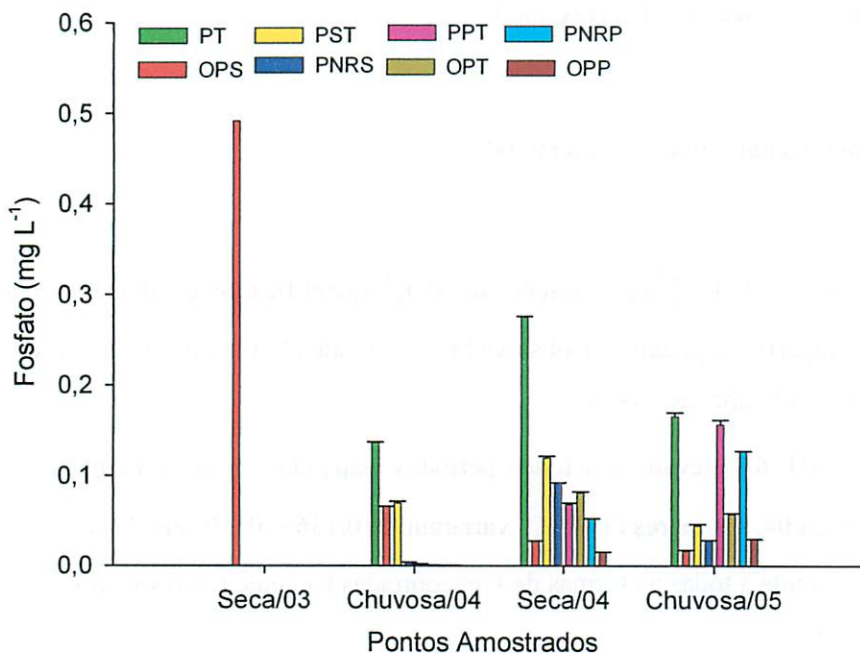


FIGURA 11. Frações de P quantificadas e calculadas para água subsuperficial nos períodos estudados, correspondentes ao P total (PT), ortofosfato solúvel (OPS), P solúvel total (PST), P não reativo solúvel (PNRS), P particulado total (PPT), ortofosfato total (OPT), P não reativo particulado (PNRP) e ortofosfato particulado (OPP). Traços no alto das barras indicam o desvio-padrão.

Sabe-se que águas subsuperficiais naturalmente apresentam valores de PO_4^{-3} muito acima das águas superficiais. Sparks (1995) indica que os teores normais de PO_4^{-3} em águas subsuperficiais variam de $<100\text{--}1.000 \text{ mg P L}^{-1}$. Recentemente, Dodd et al. (2003) analisaram amostras de água contida nos poros de sedimentos de fundo de rio, condição algo semelhante ao P01. Dodd et al. (2003) encontraram valores médios de $\sim 3 \text{ mg P L}^{-1}$. Para condições tropicais, de acordo com Santos (2000), a concentração de fosfato em águas

subsuperficiais geralmente varia entre 0,01 e 1,0 mg L⁻¹, podendo chegar a 10 mg L⁻¹. Por outro lado, Tinoco et al. (2002), estudando a qualidade da água subterrânea em área urbana de Natal-RN, encontraram valores de PT mais baixos, variando de 0,01 a 0,06 mg P L⁻¹ ao analisarem a água de cinco poços freáticos e valores entre 0,03 e 0,06 mg P L⁻¹ em poços artesianos. De modo geral, os valores encontrados na literatura são superiores ou semelhantes aos obtidos neste estudo. Por isso, não há motivos para considerar os resultados do P01 acima do normal para águas subsuperficiais.

Para o OPS, os valores encontrados para a estação seca/03 foram os mais altos, apesar da baixa mobilidade do P em solos tropicais, porém dentro dos valores aceitáveis para água subsuperficial. O OPS é o P inorgânico, solúvel e não coloidal presente na água. Para as demais estações, os resultados foram muito baixos, principalmente para as estações seca/04 e chuvosa/05. O decréscimo do OPS pode ser explicado pelo efeito de diluição, devido a eventos pluviométricos, mesmo na estação mais seca.

O PST apresentou valores um pouco mais elevados do que os encontrados para OPS, sendo os teores mais expressivos na estação seca/04. Essa fração abrange todas as formas de P na forma solúvel e foi determinada após a filtração em membrana de 0,45 µm, sendo a amostra posteriormente submetida a digestão. O PNRS também foi relativamente baixo, variando de 0,004–0,092 mg PO₄⁻³ L⁻¹, com destaque para a estação seca/04. Para essa fração, consideraram-se as formas de P solúvel, ligadas às partículas coloidais orgânicas e inorgânicas. Os baixos valores na fração PST e PNRS mostram que o P, na forma solúvel, está na fração mais imediatamente biodisponível, OPS, com exceção da estação seca/2004.

Quanto às formas particuladas, os valores encontrados para o OPT estiveram muito próximos dos valores encontrados para o OPS. Essa fração

abrange a forma mais imediatamente biodisponível (OPS) mais eventuais ortofosfatos particulados presentes. O PPT que corresponde ao P ligado às partículas orgânicas e inorgânicas, com diâmetro > 0,45 µm, foi elevado, variando de 0,052–0,126 mg PO₄⁻³ L⁻¹. O PNRP também foi baixo, com valores mais relevantes na estação chuvosa/05. O PNRP é a fração do PPT não disponível, ligada às partículas orgânicas ou inorgânicas. Os resultados de OPP também foram baixos para todos os períodos amostrados. Essa fração corresponde à forma de P que está na fração do PPT, mas que é facilmente disponível.

3.2.2 Fósforo em águas superficiais

3.2.2.1 Fósforo total (PT)

Os resultados de PT podem ser observados na Figura 12, para os períodos estudados, com exceção da estação seca/03, em que se quantificou apenas o OPS. O PT foi elevado em todos os períodos amostrados, particularmente na estação chuvosa/05.

As áreas de plantações florestais (P08 e P09) apresentaram os maiores valores para os períodos amostrados, variando de 0,125–0,709 mg PO₄⁻³ L⁻¹. Para as áreas de floresta nativa, também foram observados valores elevados de PT, principalmente para a estação chuvosa/05.

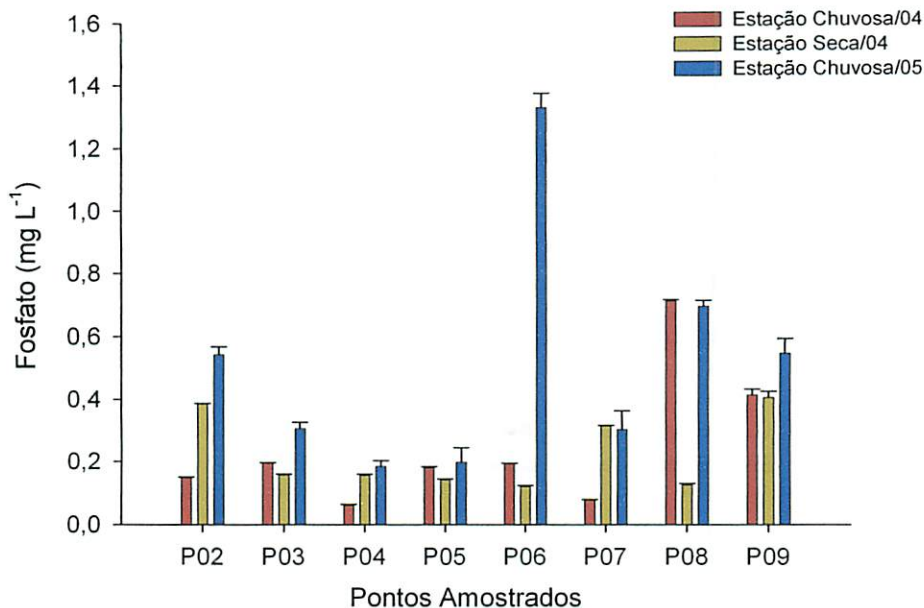


FIGURA 12. Valores de P total (PT) quantificados nos corpos d'água amostrados para os períodos estudados. Traços no alto das barras indicam o desvio-padrão.

As áreas de agricultura também apresentaram valores elevados, principalmente nas estações seca/04 e chuvosa/05. Os altos teores de P podem ser atribuídos a eventos pluviométricos e às atividades desenvolvidas na área da bacia nos períodos de coleta. No caso da estação seca/04, a coleta coincidiu com o período de colheita na região; neste caso, o solo descoberto, aliado aos eventos pluviométricos, podem ter influenciado os teores de P. Para a estação chuvosa/05, a coleta coincidiu com as práticas agrícolas para o plantio.

Quanto ao uso urbano, os teores de P foram elevados, principalmente para a estação chuvosa/05, encontrando-se valores $>1,0 \text{ mg PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$. Neste caso, não foi observada uma relação entre as estações amostradas, seca e chuvosa, e os

teores de P em áreas urbanas. Os menores valores de PT foram verificados para o ponto 04, sob influência de vegetação secundária sem uso aparente.

3.2.2.2 Ortofosfato solúvel (OPS)

Os resultados encontrados para o OPS podem ser observados na Figura 13 para os períodos estudados.

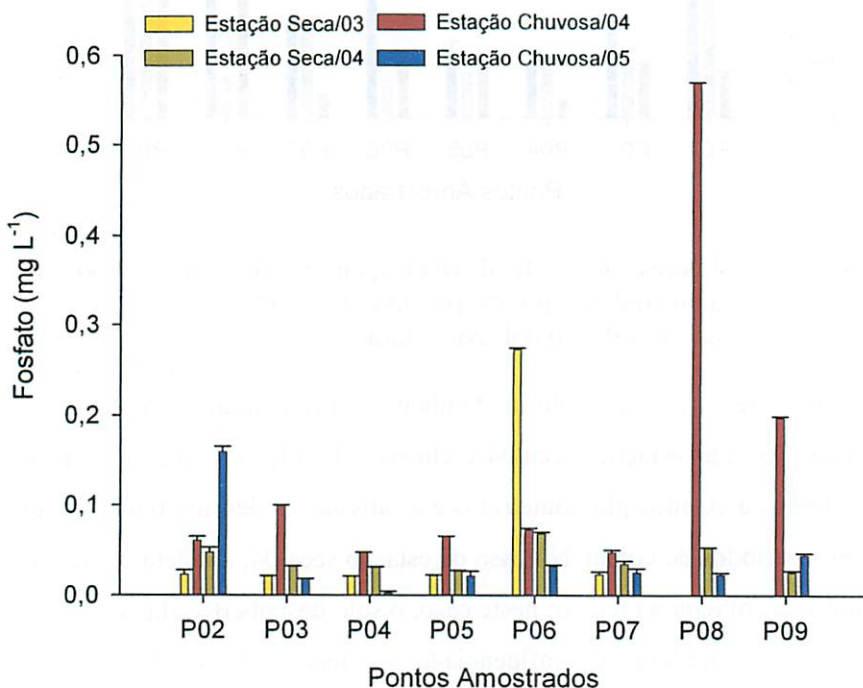


FIGURA 13. Valores de OPS encontrados para os corpos d'água amostrados para os períodos estudados. Traços no alto das barras indicam o desvio-padrão.

Para as quantificações realizadas na estação seca/03, verificou-se para os pontos estudados que os valores encontrados de OPS estão abaixo do permitido pela Resolução CONAMA 357/05.

Os resultados encontrados para a referida estação mostram baixa biodisponibilidade de P para as áreas de exploração agrícola (P02, P05 e P07), floresta nativa (P03) e área de vegetação secundária sem uso aparente (P04). Quanto ao ponto P06, correspondente à área de despejos de esgoto doméstico, apesar dos resultados encontrados para o OPS estarem abaixo dos níveis permitidos pela Resolução CONAMA 357/05 para águas de classe 3. Os níveis encontrados são expressivos demonstrando uma alta biodisponibilidade deste nutriente quando comparado com os demais pontos estudados. Sabe-se que os esgotos domésticos possuem na sua composição detergentes, que são muito utilizados na limpeza residencial. A esses detergentes são adicionados fosfatos inorgânicos condensados com o objetivo de complexar os íons metálicos responsáveis pela dureza das águas e tornar o meio mais alcalino, melhorando a ação de limpeza (Lee, 1999). Entretanto, em muitos países, como EUA e Canadá, devido a pressões ambientalistas, surgiram legislações restringindo a adição de fosfatos a detergentes, sendo substituídos por zeólitas, aluminossilicatos trocadores de íons, que abrandam águas duras. No Brasil, segundo Osório & Oliveira (2001), uma consulta às embalagens de detergentes comercializados em supermercados brasileiros revelou que poucas marcas contêm zeólitas, mas quase todas utilizam fosfato. Apesar dos teores de fosfato encontrados, o P06 mostra indícios de eutrofização. Observações no momento da coleta constataram a presença de *Salvinia auriculata* Aubl., planta aquática indicadora de ambientes eutrofizados. Estudos realizados por Lani et al. (2003) sobre qualidade da água e solos de três bacias hidrográficas do Planalto de Viçosa-MG mostram valores elevados de P, excedendo os valores adotados pela resolução do CONAMA. Segundo esses autores, os maiores valores

apresentados foram das amostras coletadas próximo ao local onde é lançado o esgoto doméstico, as quais apresentaram valores de até 0,49 mg P L⁻¹.

Por outro lado, para a estação chuvosa/04, observou-se um aumento nos teores de P em relação à estação seca/03, nos cursos d'água estudados, com exceção do P06, que corta área urbana e apresentou menor concentração de P. Provavelmente, os teores de P no P06 foram minimizados devido ao efeito de diluição causado pelas chuvas. De acordo com Silveira & Coelho Neto (1999), em regiões de chuvas abundantes ou concentradas em alguns meses do ano, é comum haver diminuição da concentração de elementos químicos na água na época de maior precipitação.

Para as áreas de influência agrícola (P02, P05 e P07), os resultados de OPS foram maiores do que os resultados encontrados na estação anterior. O mesmo ocorreu nas áreas de vegetação secundária sem uso aparente (P04) e floresta nativa (P03). Para a área de floresta nativa, foram encontrados teores elevados de OPS aproximadamente cinco vezes (0,100 mg PO₄⁻³ L⁻¹) maiores que o resultado encontrado na estação anterior. Para as áreas de plantações florestais (P08 e P09), não amostradas na estação anterior, em virtude da falta de água no vertedouro, os resultados de OPS foram elevados, 0,569 e 0,195 mg PO₄⁻³ L⁻¹, respectivamente. Os altos valores de OPS, verificados nos pontos P08 e P09 para a estação chuvosa/04, podem ser explicado em virtude da alta decomposição de materiais orgânicos ocorrida durante a estação seca/03. Conseqüentemente, com o início das chuvas, os teores de P na água do vertedouro foram subitamente elevados. Tal fato não foi verificado nas estações seguintes. Nas estações seguintes, houveram chuvas abundantes na região e constante presença de água no vertedouro.

Os valores de OPS medidos para a estação chuvosa/04, para o ponto 08, estão acima dos níveis permitidos pela Resolução CONAMA 357/05, para águas

da classe 3. Para a estação seca/04 observou-se que os valores de OPS foram menores que os encontrados para as estações anteriores e alog semelhantes aos encontrados para a estação seca/03, com exceção do ponto 06. Na estação chuvosa/2005, também foram encontrados valores baixos. Para as estações seca/04 e chuvosa/05, os valores encontrados estão abaixo dos permitidos pela resolução do CONAMA 357/05.

3.2.2.3 Outras formas solúveis de P

Os resultados para PST e PNRS podem ser observados na Figura 14. Os resultados de PST foram geralmente elevados para os períodos estudados. Para a estação chuvosa/04, comparando os resultados de OPS com os de PST para todos os pontos amostrados, observou-se que não houve grande diferença quantitativa entre essas duas frações. Esses resultados mostram que uma pequena fração do P está na forma não disponível (PNRS), e que maior parte do P encontrado na fração solúvel está prontamente disponível, com destaque para os pontos P03, P08 e P09.

Para a estação seca/04, os valores de PST foram mais elevados que os encontrados para o OPS, principalmente nos pontos 02, 04 e 09. Foi observada essa mesma tendência para a estação chuvosa/05, com destaque para os pontos 03, 04, 05, 06, 07, 08 e 09. Esses resultados mostram, ao contrário do que foi encontrado para a estação chuvosa/04, que uma fração expressiva do P, está na forma menos disponível.

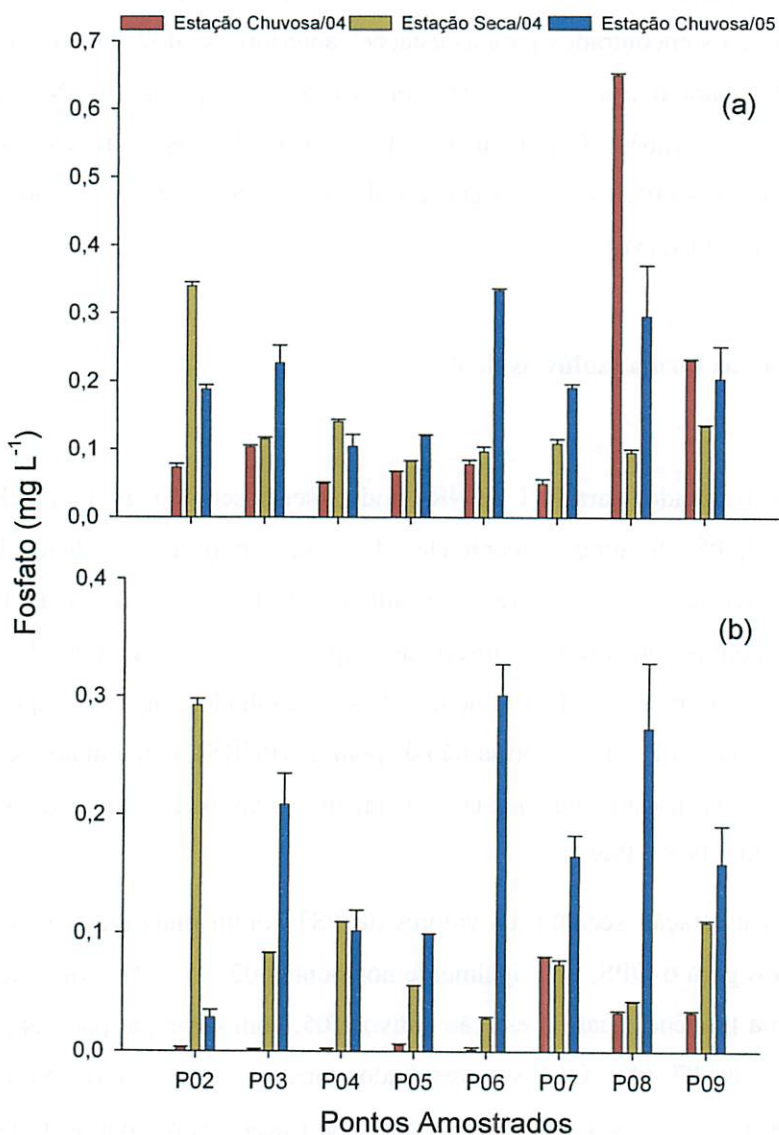


FIGURA 14. Valores de PST (a) e PNRS (b) encontrados para os corpos d'água amostrados para os períodos estudados. Traços no alto das barras indicam o desvio-padrão.

3.2.2.4 Fósforo particulado

Os resultados de P para as frações particuladas (PPT, OPT, PNRP e OPP) podem ser observados na Figura 15. Tendo em mente que os teores de P na fração solúvel foram baixos, observou-se que a maioria do P nos corpos d'água está na fração particulada. Os maiores teores de PPT foram encontrados nas estações chuvosas de 2004 e 2005. Para os pontos amostrados, os maiores teores de PPT foram encontrados em áreas de plantações florestais, principalmente P09, seguido das áreas de exploração agrícola, com destaque para o pontos 02 e 07, seguidos pelo uso urbano, que apresentou os maiores teores de PPT para a estação chuvosa/05, ao redor de $0,993 \text{ mg PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$.

Quanto ao OPT, essa fração apresentou valores um pouco acima dos encontrados para o OPS. Para a fração PNRP, observou-se que os valores foram geralmente mais elevados para os pontos de influência agrícola e de plantações florestais.

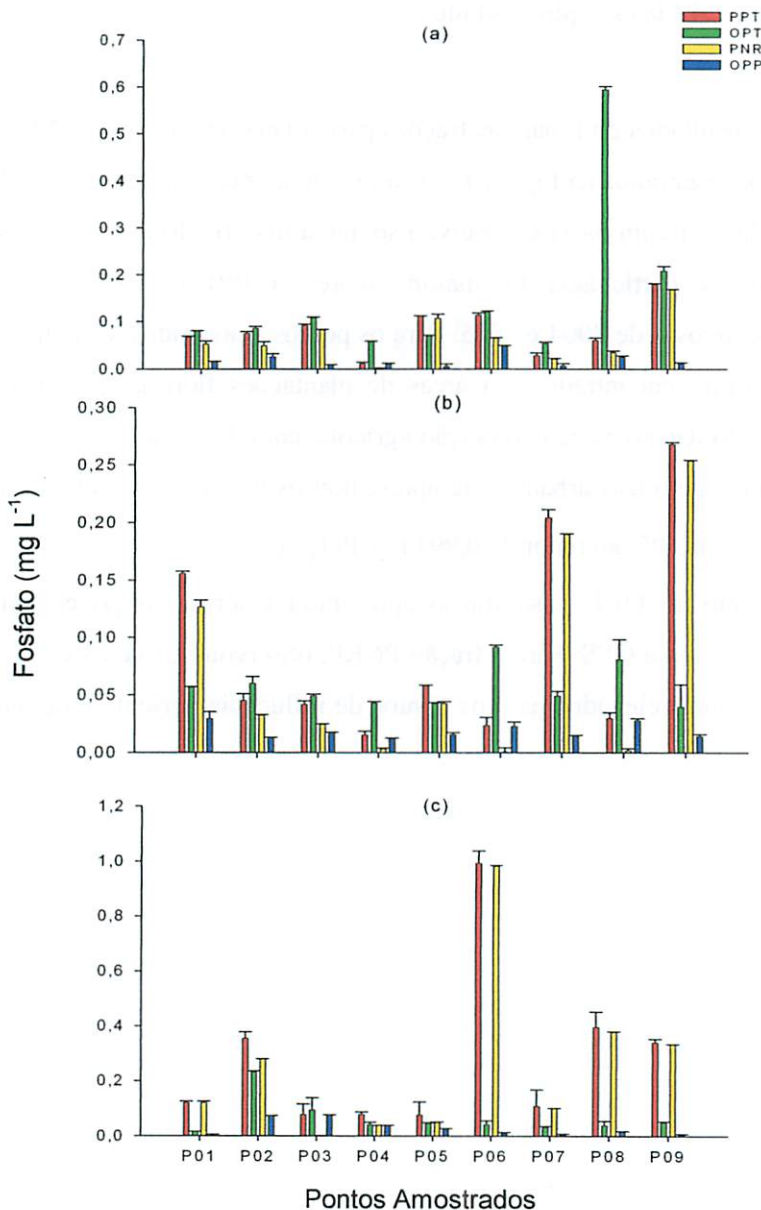


FIGURA 15. Valores de PPT, OPT, PNRP e OPP encontrados para os corpos d'água amostrados para os períodos estudados, estação chuvosa/04 (a), seca/04 (b) e chuvosa/05 (c). Traços no alto das barras indicam o desvio-padrão.

3.3 Disponibilidade de fósforo na água e uso do solo

Quanto à biodisponibilidade de P nos corpos d'água estudados, a Figura 16 mostra o fracionamento do PT, as suas frações mais imediatamente disponíveis (OPS e OPP) e as frações não disponíveis (PNRS e PNRP), o que permite avaliar a porcentagem de P que está disponível. No presente estudo, a seguinte seqüência de biodisponibilidade foi assumida: OPS > OPP > PNRS > PNRP. No geral, há uma grande variação na biodisponibilidade de P e ela é influenciada pelas condições climáticas, temperatura e condições internas dos corpos d'água. A fração mais imediatamente biodisponível, OPS, geralmente é encontrada em baixas concentrações. Sabe-se que, em se tratando de regiões tropicais, devido à alta temperatura, o metabolismo dos organismos aumenta consideravelmente, fazendo com que o P na forma de ortofosfato seja ainda mais rapidamente assimilado e incorporado na sua biomassa. Este é um dos principais motivos pelos quais as concentrações de OPS são muito baixas. Confirmando tal hipótese, as formas particuladas, consideradas menos disponíveis (PNRS) e muito indisponíveis (PNRP), apresentaram os maiores teores de P.

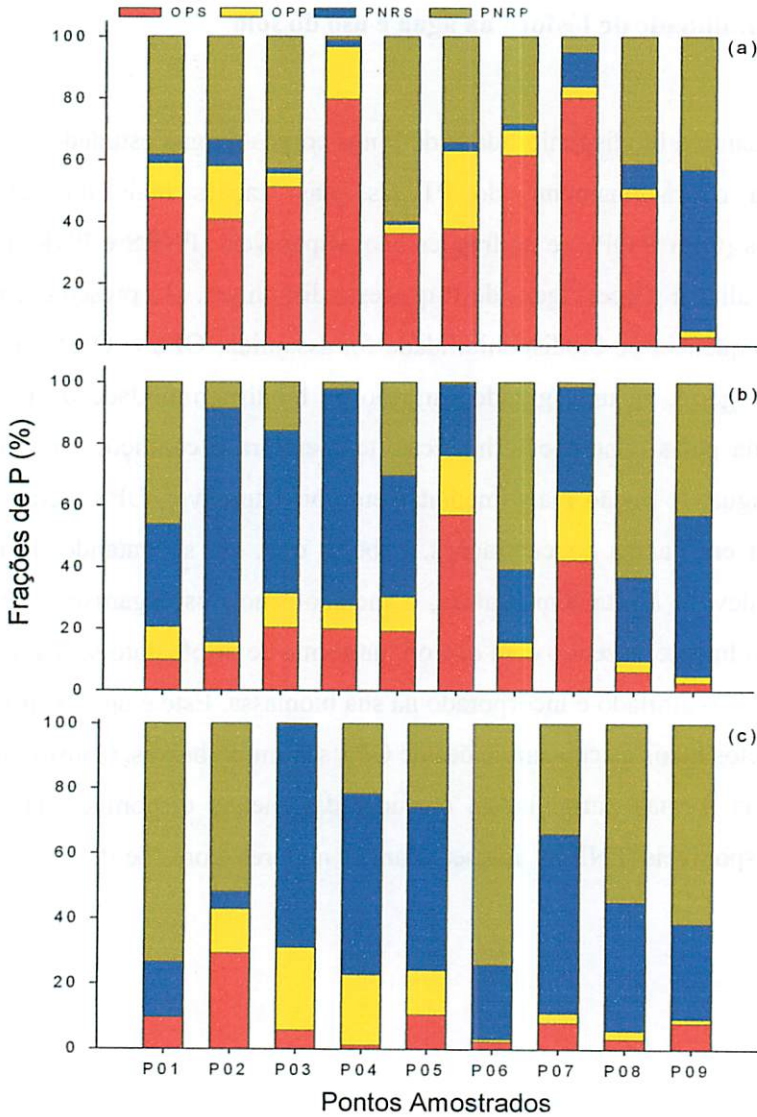


FIGURA 16. Frações de fósforo solúvel (OPS), ortofosfato particulado (OPP), fósforo não reativo particulado (PNRp) e fósforo não reativo solúvel (PNRs) encontradas para os cursos d'água estudados, nos períodos estudados, estação chuvosa/04 (a), estação seca/04 (b) e estação chuvosa/05 (c).

No geral, considerando a mineralogia e a química desse solo, sabe-se que ele é constituído de quartzo e caulinita, com baixo teor de Fe, sendo a goethita o óxido dominante (Duarte et al., 2000). Sabe-se que para o elemento P, os fluxos superficiais possuem maior relevância e as formas e quantidades na água de escoamento dependem das fontes pontuais e difusas e das transformações durante o deslocamento aos corpos d'água (Pellegrini et al, 2004). Tal elemento é fortemente retido pelos colóides do solo, não sendo removido com facilidade pela água de percolação. No caso de áreas fertilizadas, o aporte de P para ambientes aquáticos ocorre principalmente via escoamento superficial (Vitousek, 1983; Sharpley, 1993).

Assim, os altos valores de P quantificados nos corpos d'água estudados, principalmente na fração particulada, como observado em algumas estações, podem ser explicados pelo arraste das partículas minerais ou orgânicas para os ambientes aquáticos, via escoamento superficial, em função das chuvas na região. Outros estudos têm verificado aumento nas concentrações de P nos ambientes aquáticos em relação às precipitações. Pellegrini et al. (2004), estudando a qualidade de águas superficiais em uma microbacia hidrográfica em Agudo-RS, com uso agrícola, durante eventos pluviométricos, observaram altas concentrações de OPS durante todo o período amostrado variando de 0,04 a 0,25 mg P L⁻¹. Estudo realizado por Zuliani (2003) sobre a composição química da água do Córrego do Engenho, Nazareno-MG, sob diferentes usos do solo, verificou elevados valores de OPT nos períodos de maiores precipitações, variando entre 0,17 e 0,18 mg L⁻¹, atingindo o máximo de 0,59 mg PO₄⁻³ L⁻¹.

Quanto ao uso do solo, estudos realizados por Martins et al. (2003) mostraram que em áreas florestais plantadas nos Tabuleiros Costeiros as perdas de solo são bastante reduzidas. Assim, não é de se esperar aportes significativos de P via escoamento superficial de partículas. Por outro lado, é possível que haja um significativo escoamento superficial nessa região, sem, contudo, haver

carreamento expressivo de partículas. As perdas de água por enxurrada, segundo Martins (2003), tendem a apresentar valores correspondentes a 12% da precipitação média anual. Tal escoamento superficial pode arrastar P, ligado a diversas formas, mas principalmente P-particulado, até os cursos d'água, causando aumento nos teores de P. No entanto, esse aporte é menos expressivo, comparativamente a outras regiões do Brasil com atividade agrícola mais intensa. Estudos realizados Kist et al. (2002) em uma microbacia com predominância do sistema de cultivo convencional e aplicações intensivas de fertilizantes mostraram que os teores de OPS foram elevados, com valores mais altos em torno de $0,28 \text{ mg PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$. Trabalhos posteriormente desenvolvidos na mesma microbacia por Gonçalves et al. (2004) encontram valores de OPS variando entre $0,002\text{--}0,216 \text{ mg PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$ e PT entre $0,004\text{--}0,369 \text{ mg PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$.

Quanto à área de plantações florestais, durante o período do estudo foi realizado um corte expressivo dos eucaliptais na área da microbacia, procedendo-se em seguida o plantio. Nessa ocasião, foram realizadas adubações de plantio, com a utilização de fertilizantes fosfatados e aplicação de cinzas de caldeira no segundo semestre de 2004. Entretanto, não foram observados aumentos significativos de P nos cursos d'água da microbacia no segundo semestre de 2004, comparativamente à estação anterior. Esses resultados concordam com os encontrados por Zuliani (2003). Embora ela tenha observado teores de P bastante elevados ($0,26 \text{ mg L}^{-1}$) na água de drenagem da microbacia, ela constatou que aumentos de P via adubação não foram seguidos por um maior teor de P na água. Por outro lado, em alguns períodos após chuvas elevadas, verificou-se um aumento na saída de P via drenagem, provavelmente por uma questão de arraste superficial de partículas ricas em P para os cursos d'água. Por isso, o teor de P na água de drenagem não pode ser atribuído diretamente à adubação (Zuliani, 2003).

Foi observado neste estudo, que anos de estiagem acima da média, como 2003, tendem a ser seguidos por anos de maiores teores de P nas águas. Nesses anos, os altos teores de P são ocasionados provavelmente devido à decomposição de material orgânico. Desta forma, comparando-se a área de plantações florestais com a área de mata nativa e tomando-se esta última como referência, supõe-se que os altos teores de P encontrados nas águas são advindos da decomposição da matéria orgânica carregada na forma de liteira para dentro dos cursos d'água. Observações realizadas durante as coletas constataram águas sempre muito escuras, demonstrando ser um ambiente rico em matéria orgânica, mesmo em áreas de preservação natural.

Quanto aos resultados de P encontrados para área urbana, parece claro haver uma relação entre uso do solo urbano e a presença de altos teores de P. Não houve relação clara entre as estações do ano amostradas e os teores de P em áreas urbanas. Para a primeira amostragem (estação seca/03), os valores de OPS foram extremamente elevados; entretanto, para as estações chuvosa/03, seca/03 e chuvosa/05, esses valores reduziram consideravelmente, todavia os resultados encontrados para a maioria das demais frações foram elevados, com destaque para os teores encontrados para a estação chuvosa/05, na qual foi observado, para o PT teor, $> 1,0 \text{ mg PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$. Para o uso urbano foi realizada, na última coleta, a amostragem de mais um ponto, e os valores foram significativamente semelhantes. Mesmo assim, os resultados deste estudo mostram uma elevada variabilidade. No ponto P06, dependendo da época amostrada, os teores de P são semelhantes aos de áreas sob floresta nativa.

Dos usos do solo, o uso urbano é o que apresenta um maior potencial para a eutrofização de origem antrópica e vários estudos têm demonstrado este potencial (Toledo e Nicolella, 2002; Lani et al., 2003; Alves, 2003). Por outro lado, nas áreas de plantações florestais e mata nativa, apesar dos altos teores de

P encontrados para os cursos d'água, a tendência a eutrofização é de origem natural.

Estudos realizados por Cota et al. (2002), em uma microbacia com cobertura de mata secundária, *E. Grandis* e pastagens, apontaram maiores teores de PO_4^{-3} na águas que drenam bacias com cobertura de pastagem em relação aos teores obtidos nas bacias com presença de florestas, plantadas ou secundárias. Estudos também realizados por Souza (1996), sobre qualidade da água em três sub-bacias sob agricultura e plantações florestais, apontaram o uso agrícola como o maior contribuinte de P para os cursos d'água.

4 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos quanto à qualidade de água em áreas agrícolas, quer sejam culturas anuais, frutíferas ou florestas plantada, nos Tabuleiros Costeiros, não mostram indícios de eutrofização artificial. Em áreas florestais, anos de estiagem acima da média, tendem a ser seguidos por anos de maiores teores de P nas águas.

Os altos teores de P são ocasionados provavelmente devido à decomposição de materiais orgânicos. A exceção refere-se aos trechos urbanos de rios, os quais encontram-se sob eutrofização antrópica. Mesmo esses, no entanto, apresentam grande oscilação quanto aos níveis de P, estando em níveis comparáveis aos naturais durante boa parte do ano.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICA

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. 17.ed. Washington. 1998.

ARACRUZ CELULOSE. **Projeto microbacia: um laboratório ao ar livre para o estudo do eucalipto.** Aracruz, 2001. CD-ROM.

ARAÚJO FILHO, J.C.; CARVALHO, A.; SILVA, F.B.R.E. Investigações preliminares sobre a pedogênese de horizontes coesos em solos dos Tabuleiros Costeiros do nordeste do Brasil. In: WORKSHOP COESÃO EM SOLO DOS TABULEIROS COSTEIROS, 2001, Aracaju. **Anais...** Aracaju: Embrapa-Tabuleiros Costeiros, 2001. p.123-142.

BRINKLEY, D.; BURNHAM, H.; ALLEN, H.L. Water quality impacts of forest fertilization with nitrogen and phosphorus. **Forest Ecology and Management**, v.121, p.191-213, 1999.

CONAMA. **Resolução nº 357 de 17 de Março de 2005.** Conselho Nacional do Meio Ambiente. Brasília, 2005.

COTA, V.O. et al. Comportamento de variáveis limnológicas em microbacias com cobertura de florestas nativas, *eucalyptos grandis* e pastagens. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 5., 2003, Belo Horizonte. **Resumos...** Belo Horizonte. 2003.

DODD, J. et al. Geochemistry and petrography of phosphorus in urban canal bed sediment. **Applied Geochem.**, v.18, p.259-267, 2003.

DUARTE, M.N. et al. Mineralogia, química e micromorfologia de solos de uma microbacia nos tabuleiros costeiros do Espírito Santo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.35, n.6, p.1237-1250, 2000.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Levantamento generalizado e semidetalhado de solo da Aracruz Celulose S.A. no Estado do Espírito Santo e no extremo sul da Bahia e sua aplicação aos plantios de eucalipto. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2000. 93p.

GONÇALVES, C.S. et al. Qualidade da água do dreno principal de uma microbacia fumageira relacionada a diferentes áreas de captação. FERTBIO, 2004, Lages. **Resumos...** Lages: SBCS, 2004.

GONÇALVES, C.S. et al. Monitoramento da qualidade de água do Arroio Lino, Agudo (RS). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003, Ribeirão Preto. **Resumos...** Ribeirão Preto: SBCS, 2003. CD-ROM

HOOSDA, P.S. et al.. A review of water quality concerns in livestock farming areas. **Science Total Environmental**, v.250, p.143-167, 2000

KIST, S.L. et al. Qualidade de água do Arroio Lino– Nova Boêmia – Agudo – RS. In: CONGRESSO CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 2002, Cuiabá. **Anais...** Cuiabá, MT: SBCS, 2002. CD-ROM.

LANI, J.L. et al. Qualidade das águas e solo de três bacias hidrográficas do planalto de Viçosa (MG). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29, 2003, Ribeirão Preto. **Resumos...** Ribeirão Preto: SBCS, 2003. CD-ROM.

MACHADO, M.J.C.; FERREIRA, M.A.A. Números ou resultados analíticos: qual a fronteira. **Estudos, notas e trabalhos**. Tomo 39. Instituto Geológico e Mineiro, 1997. Disponível em: <http://www.igm.pt/edicoes_online/estudos/tomo39/artigo8.htm>. Acesso em: 20 jan. 2005.

MAHER, W.; WOO, L. Procedures for the storage and digestion of natural waters for the determination of filterable reactive phosphorus, total filterable phosphorus and total phosphorus. **Anal. Chim. Acta.**, v.375, p.5-47, 1998.

MARTINS, S.G. et al. Perdas de solo e água por erosão hídrica em sistemas florestais na região da Aracruz (ES). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.27, p.395-403, 2003.

MELO, J.W.V.; DIAS, L.E.; CORRÊA, M.L.T. Drenagem ácida: avaliação do potencial de ocorrência, mitigação e revegetação de substrato sulfetados. In: CURI, N. et al. (Ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: SBCS, 2003. v.3, p.401-430.

OLIVEIRA, M.L.J. et al. Qualidade das águas superficiais afetadas por depósitos de lixo em Nazareno, Alto Rio Grande, Minas Gerais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29, 2003, Ribeirão Preto. **Resumos...** Ribeirão Preto: SBCS, 2003. CD-ROM.

OMETTO, J.C. **Bioclimatologia vegetal**. São Paulo: Ceres, 1981. 425p.

OSÓRIO, V.K.L.; OLIVEIRA, Polifosfatos em detergentes em pó comerciais. **Química Nova**, São Paulo, v.24, n.5, 700-708, 2001

PELLEGRINI, J.B.R. et al. Transferência de fósforo do ambiente terrestre para o aquático em uma microbacia hidrográfica de cabeceira. In: FERTBIO, 2004, Lages. **Resumos...** Lages: SBCS, 2004. CD-ROM.

SANTOS, A.C. Noções de hidroquímica. In: FEITOSA, F.A.C.; MANOEL FILHO, J. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. 2.ed. Fortaleza: CPRM/REFO, 2000. Cap.5, p.81-108.

SHARPLEY, A.N. Estimating phosphorus in agricultural runoff available to several algae using iron oxide paper strips. **Journal Env. Quality**, v.22, p.678-680, 1993.

SILVEIRA, C.S.; COELHO NETTO, A.L.C. Hidrogeochemical responses to rainfall input in a small rainforest basin: Rio de Janeiro, Brazil. **Physics and Chemistry of the Earth part A Solid Earth Geodesy**, Oxford, v.24, n.10, p.871-879, 1999.

SOUZA, E.R. de. **Alterações físico-químicas no deflúvio de três sub-bacias hidrográficas decorrentes da atividade agrícola**. 1996. Dissertação de Mestrado -Universidade Federal de Lavras, Lavras.

SPARKS, D. L. **Environmental soil chemistry**. San Diego: Academic, 1995. 267p.

TALAMONI, J.L.B. **Estudo comparativo das comunidades planctônicas de lagoas de diferentes graus de trofia e uma análise do efeito de *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae) sobre algumas espécies de microcrustáceos**. 1995. 300p. Tese de Doutorado -Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

TOLEDO, L.G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agricola**, v.5, n.1, p.181-186, Jan./Mar. 2002.

VITOUSEK, P.M. The effects of deforestation on air, soil, and water. In: BOLIN, B.; COOK, R.B. (Ed.). **The major biogeochemical cycles and their interactions**. Chichester:Wiley, 1983. p.223-245.

ZULIANI, D.Q. **Balanço geoquímico em plantações de eucalipto e caracterização de águas superficiais próximas a depósito de lixo: estudos de casos**. 2003. 96p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) Universidade Federal de Lavras, Lavras.

CAPÍTULO 2

RESUMO

SOUZA, Regilene Angélica da Silva. **Níveis de fósforo em reservatórios de água em Lavras-MG.** 2005. Cap.2, p.76-108. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição Mineral de Plantas)-Universidade Federal de Lavras, Lavras .

O presente estudo teve como objetivo determinar os teores e as frações de P presentes em reservatórios d'água no Campus da Universidade Federal de Lavras, verificando a eventual presença de condições de eutrofização. Foram selecionados oito reservatórios, representando as condições de uso e manejo do solo prevaletentes no campus. As amostragens foram realizadas mensalmente, com início em ago/2003 e término em dez/2004. Foram quantificados os níveis de P, nas seguintes formas: ortofosfato solúvel (OPS), ortofosfato total (OPT), P solúvel total (PST), P total (PT), P particulado total (PPT), P não reativo solúvel (PNRS), P não reativo particulado (PNRP) e o ortofosfato particulado (OPP). Foram também avaliados os parâmetros: pH, condutividade eletrolítica, Ca, Mg, Na, K, NO_3^- , NO_2^- e NH_4^+ . Os limites de detecção do método e os limites de quantificação foram determinados. Os valores encontrados de OPS para os corpos d'água sempre estiveram abaixo do permitido pela Resolução CONAMA 357/05. No entanto, outras frações de P apresentaram teores elevados, refletindo as precipitações pluviométricas e as condições do solo. Esses teores mais elevados têm caráter momentâneo e, no geral, estes cursos d'água podem ser considerados de excelente qualidade quanto à presença de P. O manejo do solo dentro do Campus da UFLA e o tratamento aplicado a efluentes e águas residuárias de granjas e estábulos aparenta ser adequado, não oferecendo riscos de eutrofização aos cursos d'água que cortam o campus.

* Comitê Orientador: João José G. S. M. Marques – UFLA (Orientador), Nilton Curi, Luiz Roberto Guimarães Guilherme, Mário César Guerreiro - UFLA.

ABSTRACT

SOUZA, Regilene Angélica da Silva. **Levels of phosphorus in water tanks in Lavras-MG.** 2005. Cap.2, p.76-108. Dissertation (Master in Soils and Plant Mineral Nutrition)-Federal University of Lavras, Lavras*.

The present study aimed to determine the contents and fractions of P present in water tanks on the Campus of the Federal University of Lavras, verifying the occasional presence of conditions of eutrophication. Eight tanks, standing for the conditions of soil use and management prevailing on the campus were chosen. The samplings were performed monthly, starting in Aug/2003 and ending in Dec/2004. The levels of P, in the following forms: soluble orthophosphate (OPS), total orthophosphate (OPT), total soluble P (PST), total P (PT), total particulate P (PPT), soluble non-reactive P (PNRS), non-reactive particulate P (PNRP) and total particulate orthophosphate OPP) were quantified. pH, electrolytic conductivity, Ca, Mg, Na, K, NO_3^- , NO_2^- and NH_4^+ were also evaluated. The detection limits of the method and the quantification limits were determined. The values found of OPS for the water bodies were always below that allowed by the CONAMA 357/05 Resolution. Nevertheless, other fractions of P presented elevated contents, reflecting the rainfalls and soil conditions. Those higher contents have a momentary character and, in general, these water bodies may be considered of excellent quality as to the presence of P. The soil management on the campus of the Campus of the UFLA and the treatment applied to effluents and waste waters of poultry farms and stables appear to be adequate, not offering any risks of eutrophication to the water bodies which cross the campus.

* Guidance Committee: João José G. S. M. Marques – UFLA (Adviser), Nilton Curi, Luiz Roberto Guimarães Guilherme, Mário César Guerreiro - UFLA.

1 INTRODUÇÃO

As populações humanas vêm usando a água como se esse recurso fosse inesgotável. A partir de meados do século XX, porém, cresceu em todo o mundo a consciência de que a água em condições de uso tornava-se cada vez mais escassa em função do crescimento populacional, do intenso uso industrial e agrícola e do acelerado aumento da poluição de rios e lagos (Magalhães, 2004).

Em muitos municípios brasileiros, com mananciais bem conservados e florestas ripárias mantidas com pouco ou nenhum grau de contaminação, o custo do tratamento de água é cerca de R\$0,50 por 1.000 m³. Para águas de mananciais deteriorados, com contaminação química ou degradação pela decomposição de biomassa, aumento da toxidez por florescimento de cianofíceas e liberação de toxinas, os custos dos tratamentos podem atingir R\$40,00 por 1.000 m³ (Tundisi, 2003). A poluição dos recursos hídricos gera impactos econômicos negativos e sérios problemas de saúde pública, que aumentam diretamente em função do aumento da poluição.

Os lagos, represas e rios são as fontes mais valiosas de água potável. Sabe-se que a vida de muitas pessoas depende tanto de lagos naturais como artificiais, os quais fornecem água para beber e desenvolver atividades agrícolas e industriais. Além disso, os lagos e as represas garantem oportunidades únicas de recreação. Por outro lado, as águas superficiais possuem características especiais que as tornam vulneráveis à poluição e degradação. A eutrofização de lagos e represas é um processo de degradação que tem início com a entrada de nutrientes, especialmente N e P, trazidos pela drenagem superficial de áreas agrícolas e por descargas industriais e urbanas não tratadas. A deterioração da qualidade hídrica devido à eutrofização pode causar problemas de saúde pública que resultam em graves perdas econômicas. A prevenção da eutrofização ou a

recuperação de lagos e reservatórios eutrofizados demanda um planejamento adequado e o gerenciamento do manancial a ele associado.

Dos nutrientes carreados ou despejados nos corpos d'água, o P é considerado como o mais limitante. Segundo Salas & Martino (1991), a maioria dos lagos tropicais da América Latina é limitada por P. Assim sendo, estudos relativos à transferência deste nutriente dos ambientes terrestres para os aquáticos, bem como seu comportamento neste ecossistema, merecem grande atenção.

O presente trabalho teve como objetivo determinar os teores e as frações de fosfato presentes em corpos d'água no Campus da Universidade Federal de Lavras, verificando a qualidade da água e o seu potencial a eutrofização.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Descrição da área de estudo

O estudo foi realizado nas represas do Campus da Universidade Federal de Lavras, no Município de Lavras, Estado de Minas Gerais. Lavras está localizada na região Sul do estado, fazendo parte da Micro-região 199, Alto Rio Grande. Sua posição geográfica é determinada pelas coordenadas geográficas 21°14'30" S e 45°00'10" W. A altitude média é 920 m (Brasil, 1969).

2.1.1 Clima

O clima da região em estudo, segundo a classificação de Köppen (Ometto, 1981), é Cwa, temperado suave, chuvoso, com inverno seco e verão úmido. A evaporação média anual é 1054 mm e a precipitação é 1411 mm. A temperatura média anual é de 19,4°C (Brasil, 1992). O clima caracteriza-se ainda por apresentar uma estação seca (abril–setembro) e uma estação chuvosa (outubro–março) (Landa, 1999) bem definidas.

2.1.2 Vegetação

A cobertura vegetal do município é constituída por duas formações distintas: a florestal e o cerrado (Gavilanes & Brandão, 1988). A cobertura original encontra-se extremamente devastada, sendo que, das formações florestais, só restam capões esparsos na cumieira das elevações e em grotas, e estreitas matas ciliares, fragmentadas ao longo dos cursos d'água. Das campestres, o cerrado é a que se encontra mais alterada, ao lado dos campos de

várzea, estando quase sempre substituídos por culturas e pastagens (Gavilanes & Brandão, 1991).

2.1.3 Principais Classes de Solos

Os solos mais expressivos territorialmente na região de Lavras são os Latossolos, principalmente o Vermelho-Amarelo e o Vermelho, derivados da alteração de gnaiss granítico leucocrático e mesocrático, respectivamente. Os Latossolos derivados da alteração do gnaiss mesocrático tendem a ser mais ricos em Fe, com teor de hematita elevado e característica cor vermelha. No Campus da UFLA, intrusões da rocha básica gabro deram origem ao Latossolo Vermelho distroférico (Curi et al, 1990; Marques Júnior et al., 1992). Em geral, na área de estudo, as represas estão localizadas em sítios com predomínio de Latossolos, Cambissolos, Argissolos e, em menor grau, Nitossolos. O relevo é predominantemente movimentado no entorno das represas, mas sendo normalmente suave ondulado ou ondulado na região.

2.2 Amostragens

As amostragens de água foram realizadas mensalmente, com início em ago/03 e término em dez/04. Foram amostradas oito represas. Os pontos selecionados e amostrados, bem como o uso do solo em cada ponto estudado, encontram-se na Tabela 1. A Figura 1 mostra a localização dos pontos amostrados.

TABELA 1. Usos do solo no entorno dos pontos amostrados.

Pontos	Uso do solo no entorno	Localização (UTM 23K SAD69)
01	Plantações de fruteiras	501.663 / 7.652.340
02	Mata secundária e pastagens	502.133 / 7.652.280
03	Área desmatada sem utilização definida e com presença de gramíneas	502.280 / 7.652.104
04	Solo cultivado com pastagem, a jusante de estâbulos e granjas de suínos e aves	501.666 / 7.652.327
05	Agricultura convencional e pastagens plantadas	503.536 / 7.652.350
06	Agricultura convencional e pastagens plantadas	503.217 / 7.653.226
07	Área recreativa com mata secundária e agriculturas	502.567 / 7.653.356
08	Área de lavouras convencionais	502.530 / 7.653.161

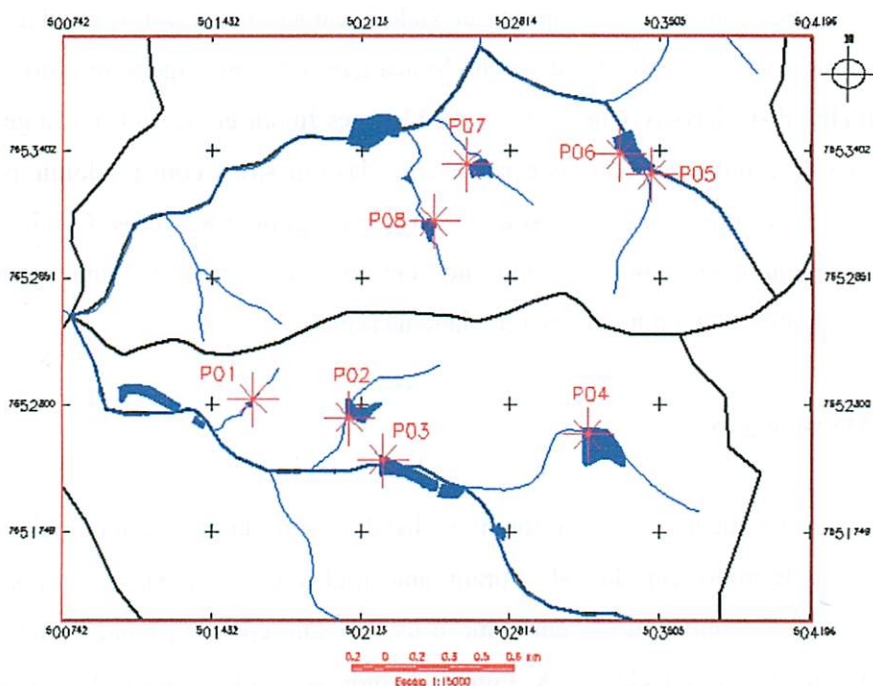


FIGURA 1. Mapa hidrográfico do Campus da Universidade Federal de Lavras mostrando os pontos de amostragem (P01-P08).

2.3 Coleta, preservação e análise química da água

As amostras foram coletadas junto à margem dos cursos d'água, ligeiramente abaixo da superfície, em locais representativos e sem estagnação de água. Utilizaram-se frascos plásticos de 1 L previamente descontaminados. Imediatamente após a coleta, as amostras receberam tratamento especial de preservação de acordo com os parâmetros das análises desejadas. Em seguida, as mesmas foram resfriadas a $\sim 4^{\circ}\text{C}$ até serem transportadas para o local onde procedeu-se à análise. Para as análises de P, as amostras foram preservadas com 2 mL de HCl concentrado. Para a análise de NO_3^- , NO_2^- e NH_4^+ , as amostras foram acidificadas com 1 mL de H_2SO_4 .

Foram quantificados níveis de P em todos os pontos amostrados, nas seguintes formas: ortofosfato solúvel (OPS), ortofosfato total (OPT), P solúvel total (PST) e P total (PT). Posteriormente, foram calculadas as seguintes frações: P não reativo solúvel (PNRS), P particulado total (PPT), ortofosfato particulado (OPP) e P não reativo particulado (PNRP). Nas amostragens realizadas entre ago/03 e dez/03 quantificou-se apenas o OPS.

Para o presente estudo foram consideradas formas solúveis ($<0,45 \mu\text{m}$) e particuladas ($>0,45 \mu\text{m}$), conforme mostra o esquema na Figura 2. Em todas as frações, o P foi determinado colorimetricamente pelo método do ácido ascórbico (APHA, 1998), utilizando cubetas de 50 e 100 mm de comprimento para melhor limite de detecção e três repetições analíticas. Segue-se uma breve descrição das frações estudadas.

- Fósforo total (PT) – para essa determinação foi utilizada uma alíquota do material não filtrado. Foram adicionados, à amostra, 1 mL de H_2SO_4 e 0,5 g $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$, a qual em seguida foi submetida à digestão em microondas (Maher & Woo, 1998). As amostras foram aquecidas até pressão de 138 kPa. A rampa de

aquecimento foi de 10 minutos, permanecendo na pressão de 138kPa por 25 minutos.

- Solúvel total (PST) – as alíquotas filtradas em membrana de 0,45 μm foram submetidas à digestão (Maher & Woo, 1998) em microondas, conforme o item anterior.
- Ortofosfato solúvel (OPS) – essa fração foi determinada após filtragem das alíquotas em membranas de 0,45 μm .
- Ortofosfato total solúvel (OPT) – essa fração foi determinada utilizando uma alíquota do material não filtrado.
- Fósforo particulado total (PPT) – essa fração foi calculada pela diferença entre PT e o PST.
- Fósforo não reativo solúvel (PNRS) – essa fração foi calculada pela diferença entre PST e OPS.
- Ortofosfato particulado (OPP) – essa fração foi calculada pela diferença entre o OPT e o OPS.
- Fósforo não reativo particulado (PNRP) – essa fração foi calculada pela diferença entre o PPT e o OPP.

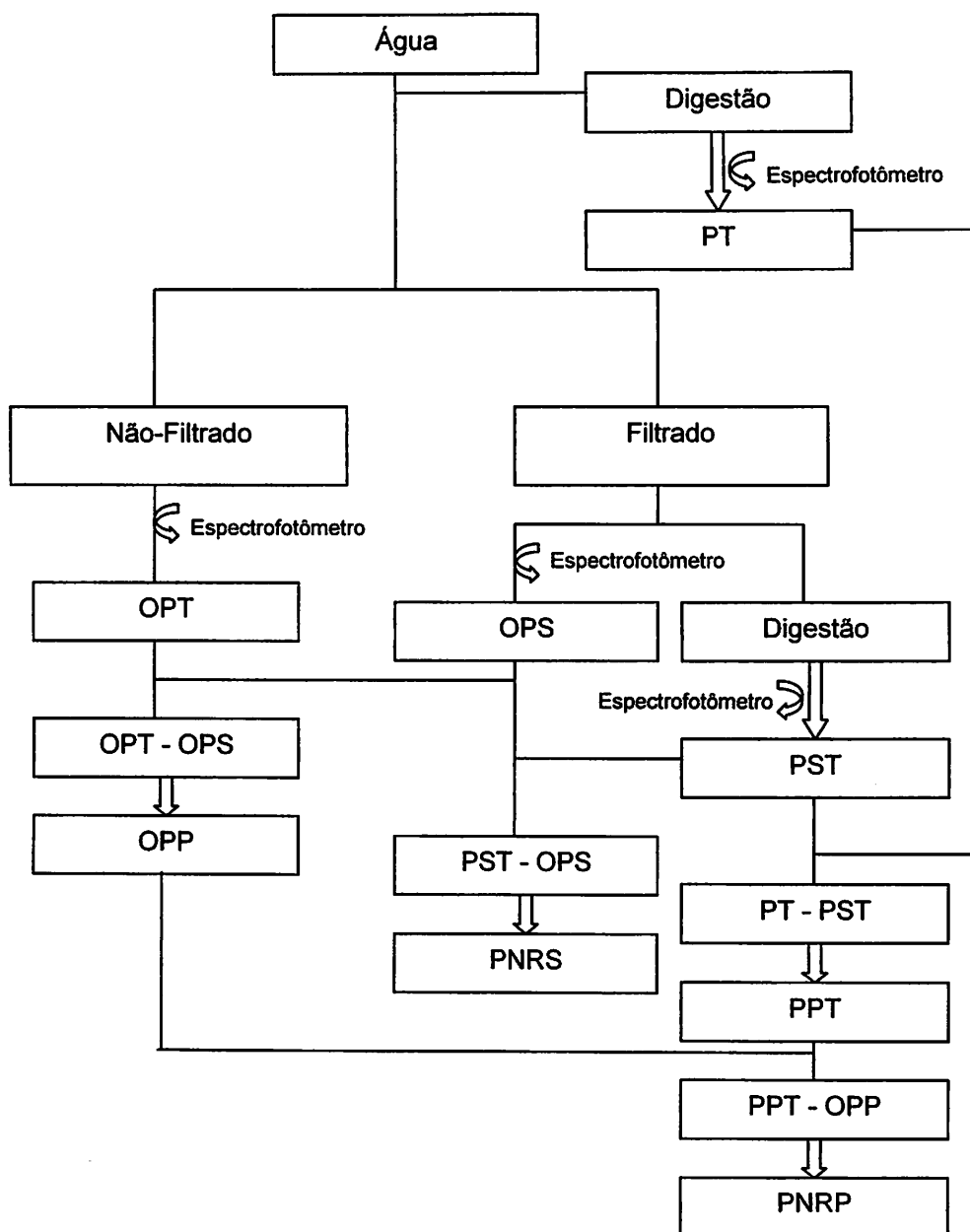


FIGURA 2. Frações de P quantificadas por espectrofotometria, utilizando-se o método do ácido ascórbico (APHA, 1998), referente ao P total (PT), ortofosfato solúvel (OPS), P solúvel total (PST) e o ortofosfato total (OPT) e as frações de P calculadas, correspondentes ao ortofosfato particulado (OPP), P particulado total (PPT), P não reativo solúvel (PNRS) e o P não reativo particulado (PNRP), nas represas da UFLA.

Foram utilizadas amostras em branco para controle de qualidade. Com os resultados obtidos dessas amostras, foram determinados e calculados os limites de detecção do método (LDM) e os limites de quantificação (LQ). De acordo com Machado & Ferreira (1997), foram usadas as seguintes equações:

$$\text{LDM} = \bar{x}_b + t_{0,01}^{n-1} \times \sigma_b$$

$$\text{LQ} = \bar{x}_b + 10 \times \sigma_b$$

Em que: \bar{x}_b é o teor médio de P em diversas ($n \geq 7$) amostras em branco, σ_b é o desvio-padrão do teor de P das n amostras em branco e $t_{0,01}^{n-1}$ é o valor de Student para 1% de probabilidade e $n - 1$ graus de liberdade. Para $n = 7$ e $\alpha = 0,01$, $t = 3,14$.

As demais análises químicas, para fins de caracterização, foram realizadas apenas duas vezes, na estação seca e na estação chuvosa de 2004. O pH e a condutividade eletrolítica (CE) foram determinados *in loco* com medidores portáteis. O procedimento para a determinação de NO_3^- foi baseado na redução do NO_3^- a NO_2^- em coluna de Cd-Cu, determinando posteriormente por colorimetria, conforme o método usado para NO_2^- . O nitrito foi determinado por colorimetria pelo método de Griess-Ilosvay (adição de $n-1$ naftil etilenodiamino dicloridrato). O amônio foi determinado por colorimetria após destilação e reação com reagente Nessler (KI + HgI_2). Cálcio e Mg foram determinados através de espectrômetro de absorção atômica de chama (FAAS). Potássio e Na foram quantificados por fotometria de chama.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Caracterização química da água das represas

Os parâmetros químicos estudados, correspondentes à caracterização química da água das represas no período da estação seca e chuvosa de 2004, podem ser observados na Tabela 2.

TABELA 2. Valores de pH, CE, Ca, Mg, Na, K, NO_3^- , NO_2^- e NH_4^+ encontrados para os cursos d'água estudados durante a estação seca/04 e chuvosa/04.

Pontos	Estação Seca/04								
	pH	CE	Ca	Mg	K	Na	NO_2^-	NO_3^-	NH_4^+
		mS m^{-1}	mg kg^{-1}			mg L^{-1}			
P01	6,7	6,9	3,7	23,4	1,9	4,5	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,048
P02	7,5	8,1	2,0	61,7	0,3	0,4	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,048
P03	7,4	5,1	1,8	25,5	1,3	1,4	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,048
P04	6,9	2,4	19,0	9,3	0,5	1,0	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,048
P05	6,5	12,6	13,9	35,6	3,3	3,3	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,048
P06	6,9	10,1	8,7	37,4	2,2	3,3	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,048
P07	6,2	1,5	11,6	3,8	0,5	0,4	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,048
P08	6,7	1,5	12,0	0,6	0,3	0,4	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,048
Pontos	Estação Chuvosa/04								
	pH	CE	Ca	Mg	K	Na	NO_2^-	NO_3^-	NH_4^+
		mS m^{-1}	mg kg^{-1}			mg L^{-1}			
P01	6,7	6,3	4,1	1,8	3,0	4,9	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,048
P02	6,8	6,9	3,8	6,9	0,2	1,2	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,048
P03	6,9	4,6	3,6	2,7	1,8	2,0	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,048
P04	7,1	1,8	1,8	0,7	0,2	1,6	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,048
P05	6,5	7,8	8,9	3,5	1,2	4,5	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,048
P06	6,9	6,7	7,4	3,1	1,8	4,2	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,048
P07	7,3	1,1	1,3	0,4	0,2	1,3	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,048
P08	6,9	1,4	1,0	0,5	0,2	1,9	0,1-1,0	0,1-1,0	<0,048

3.1.1 pH e condutividade eletrolítica

Em relação ao pH, em todos os corpos d'água estudados os valores mantiveram-se na faixa de 6,2–7,5, estando dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05. Estudo anteriormente realizado em quatro represas do Campus da UFLA também encontrou valores de pH na faixa de 6,2 e 7,5 (Landa, 1999). A variação de valores obtidos entre as estações do ano permitiu verificar que as flutuações dos valores medidos foram relativamente pequenas. Segundo Talamoni (1995), baixas flutuações nos valores de pH sugerem que os corpos d'água têm um eficiente sistema de tamponamento ou acelerada dinâmica metabólica.

Nos corpos d'água estudados, as medidas de CE resultaram em valores médios relativamente baixos. Segundo Gastaldini & Mendonça (2001), a CE de águas naturais varia de 1 a 100 mS m⁻¹. Estudos realizados por Landa (1999) nos pontos 01, 02, 03 e 04 também indicaram valores baixos de CE. Segundo este autor, uma CE baixa nos corpos d'água estudados talvez seja devido à eficiente utilização dos nutrientes provenientes dos processos de decomposição natural ocorrentes nestes ambientes, o que seria um reflexo do rápido metabolismo do sistema e uma característica de ambiente de pequeno porte como o estudado. Entretanto, valores mais expressivos de CE foram verificados nos pontos 05 e 06, na estação seca. Estes pontos abrangem as represas localizadas em áreas agrícolas e pastagem. Neste caso, o aumento na CE pode ser explicado pelo aporte de fertilizantes usados na área e dos dejetos dos animais que pastejam às margens da represa. Havendo baixo volume de água na época seca, em virtude da evaporação, ocorreu um aumento na concentração de íons. Já na estação chuvosa, devido ao efeito de diluição, os valores de CE para essas represas foram mais baixos. O mesmo comportamento foi observado para as demais represas estudadas.

3.1.2 Cálcio, magnésio, potássio e sódio

Os resultados referentes a Ca, Mg, K e Na indicam baixas concentrações. Entretanto, esses valores encontram-se relativamente acima de valores observados em outros lagos brasileiros (Esteves, 1998), embora ainda dentro de valores considerados aceitáveis. De acordo com Silva et al. (2003), a quantidade média de Ca, Na, Mg e K dissolvida nas águas de lagos e rios de toda a Terra é, respectivamente, 30 mg L⁻¹, 8 mg L⁻¹, 5 mg L⁻¹ e 3 mg L⁻¹.

Trabalhos realizados por Andreoli et al. (2003) no Lago Irai, em Pinhais-PR, e por Pegorini et al. (2003), no Reservatório Irai, em Curitiba-PR, mostraram altos valores de Ca, Mg, K e Na. Foram encontrados valores muito semelhantes aos quantificados nos corpos d'água das represas da UFLA. De acordo com Andreoli et al. (2003), a dinâmica de nutrientes recebe grande influência dos tributários, da mobilização a partir do sedimento de fundo do reservatório, do assoreamento, da erosão, da decomposição de restos vegetais e do intemperismo das rochas. Possivelmente, as fontes difusas de origem antrópica como agricultura e a criação de animais estão exercendo influência significativa sobre estes teores, como pode ser verificado nos pontos 01, 05, 06 e P08. Na estação seca, houve um aumento desses nutrientes nos corpos d'água, em virtude do aumento da concentração em função da redução do volume de água pela evaporação. Já para a estação chuvosa esses valores diminuíram, fenômeno atribuído ao efeito de diluição.

3.1.3 Nitrato, nitrito e amônia

As concentrações de NO₃⁻, NO₂⁻ e NH₄⁺ quantificados para as duas estações estão abaixo dos limites determinados pela Resolução CONAMA

357/05 para as águas da classe 3. Foram encontrados valores de NO_3^- , NO_2^- e NH_4^+ menores que $1,0 \text{ mg L}^{-1}$.

3.2 Fósforo na água das represas

Os LDM e LQ para as frações PT e PST foram, respectivamente, $0,014 \pm 0,008$ e $0,022 \pm 0,008 \text{ mg L}^{-1}$. Para as frações OPS e OPT, o LDM e o LQ foram $0,007 \pm 0,002$ e $0,015 \pm 0,002 \text{ mg PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$. A fração OPS é o P inorgânico, solúvel e não coloidal presente na água. A fração OPT abrange a forma mais imediatamente biodisponível, OPS, mais eventuais ortofosfatos particulados presentes na água.

As demais frações não foram medidas e sim calculadas. Portanto, o conceito de LDM e LQ não se aplica a elas. Nas figuras, todos os valores medidos abaixo do LDM foram representados por barras no nível de 50 % do LDM. Os valores medidos entre o LDM e o LQ são representados nas figuras pelos valores detectados, embora se reconheça que os mesmos não têm precisão quantitativa.

O OPS corresponde à fração solúvel, não coloidal de P na água, que pode estar nas formas H_2PO_4^- , HPO_4^{-2} e PO_4^{-3} . Essa fração é a mais imediatamente biodisponível e a que apresenta melhor correlação com os processos comumente associados à eutrofização (crescimento exagerado de algas, p.e.) (Maher & Woo, 1998). Em virtude disso, será dada maior ênfase a essa fração, sendo esta utilizada para comparações com o limite estipulado na Resolução CONAMA 357/05 para ambientes lênticos.

3.2.1 Fósforo total (PT)

O PT corresponde a todas as formas de P encontrado na água, tanto solúvel como particulado. A Figura 3 mostra os resultados de PT para as represas estudadas, no período de janeiro a fevereiro de 2004.

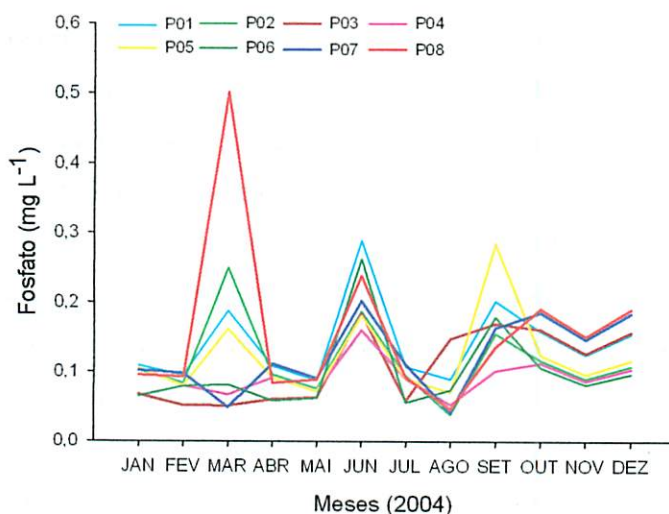


FIGURA 3. Fósforo total (PT) para os corpos d'água estudados no período de jan-dez/04.

Em todos os meses amostrados, os valores de PT mantiveram-se elevados para todas as represas estudadas. A represa do P01 foi a que apresentou os valores mais elevados de PT. Essa represa fica localizada em área de influência agrícola com plantações de fruteiras. O solo dominante nesta área é um Cambissolo; sabe-se que este solo possui um reduzido teor de P-Mehlich. Conseqüentemente, sua utilização para fins agrícolas requer a correção dos níveis deste elemento, sendo normalmente utilizadas adubações de NPK. Segundo Silva (2003), esse Cambissolo é caulínico, com baixos teores de óxidos de Fe, estrutura em blocos, menor porosidade total, baixa permeabilidade e maior coesão dos agregados. Nesse estudo (Silva, 2003), foi observado, com o

tempo, um enriquecimento de P nos sedimentos erodidos. Os valores de erodibilidade encontrados para esse Cambissolo foram considerados moderados (Silva, 2003), fazendo deste um dos solos mais erodíveis do Campus da UFLA.

No P08, também sob influência agrícola, foi observada, no mês de março, a maior concentração de PT ($0,501 \text{ mg PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$). Observações realizadas na época da coleta constataram que áreas em torno da represa estavam sem vegetação, em virtude de queimadas recentes. Possivelmente, tal fato justifica a elevada concentração de PT na água da represa. O solo predominante na área da represa do P08 é o Latossolo Vermelho Distroférico. Estudos anteriormente realizados neste solo (Silva, 2003) verificaram que a mineralogia é gibbsítica, a qual, aliada aos maiores teores de óxidos de Fe, contribui para uma estrutura granular, maior porosidade total, maior permeabilidade e menor coesão entre os agregados. Neste solo, devido à grande quantidade de óxidos de Fe, é esperada grande adsorção de P. Assim, é possível que haja uma reduzida perda de P dissolvido na água de escoamento superficial. Entretanto, as partículas que eventualmente forem erodidas seriam, em princípio, ricas em P. Contudo, estudos de perdas de nutrientes (Silva, 2003) constataram valores de enriquecimento $<1,0$, indicando que os valores no sedimento erodido foram sempre menores do que no solo original. Esse solo apresenta maior resistência quanto à erosão, em consonância com seus atributos, e os valores de erodibilidade encontrados para ele foram enquadrados como baixos (Silva, 2003). Em relação aos demais meses do ano, com exceção de março, os valores de PT foram reduzidos para esta represa, o que está de acordo com as observações acima.

Estudos realizados por Pellegrini et al. (2004) e Oliveira et al. (2003) em uma bacia hidrográfica verificaram maiores teores de PT sempre nos períodos correspondentes aos eventos pluviométricos mais intensos. Trabalhos também realizados por Carneiro et al. (2003), no Reservatório Iraí, Pinhais-PR,

constatarem teores elevados de PT, sempre acima de $0,09 \text{ mg PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$, havendo tendência para aumento nos meses de verão, os quais foram atribuídos também a aumento no regime pluviométrico.

Para as demais represas, que estão sob domínio de Latossolos, os aumentos de PT também coincidem geralmente com as maiores precipitações, como pode ser observado na Figura 4, e com os meses de maior erosão hídrica observados por Silva (2003). Já os menores valores de PT foram observados no mês de agosto, o mês de menor precipitação no ano de 2004. Quanto ao uso do solo, os maiores valores geralmente estão em reservatórios cujo entorno mais intensamente encontra-se sob uso agrícola.

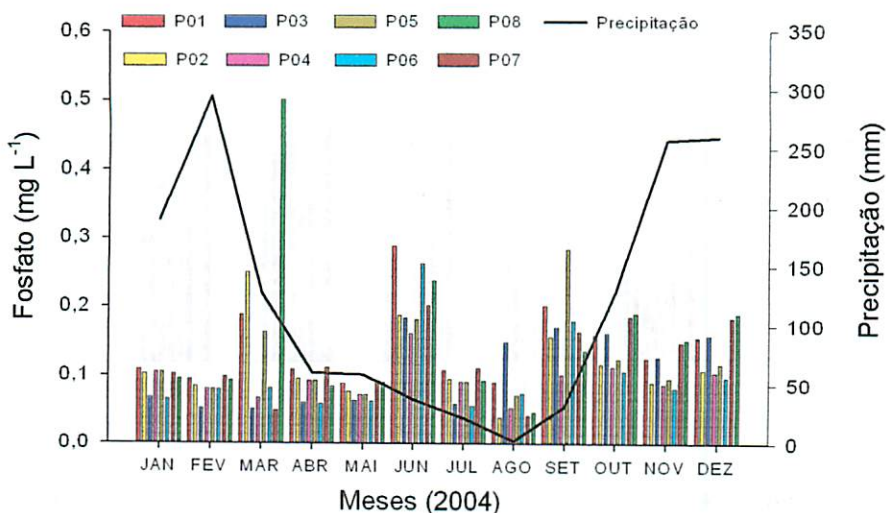


FIGURA 4. Fósforo total (PT) para os corpos d'água estudados e precipitação mensal em 2004.

3.2.2 Ortofosfato solúvel (OPS)

Os resultados obtidos para OPS para as amostragens de ago–dez/03 estiveram sempre abaixo do estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05.

No geral, as concentrações de OPS nas represas estudadas foram baixas, como mostra a Figura 5. Observou-se que os valores mais expressivos foram encontrados nos pontos 01, 05 e 06, apresentando aumentos mais significativos com o início da estação chuvosa (outubro).

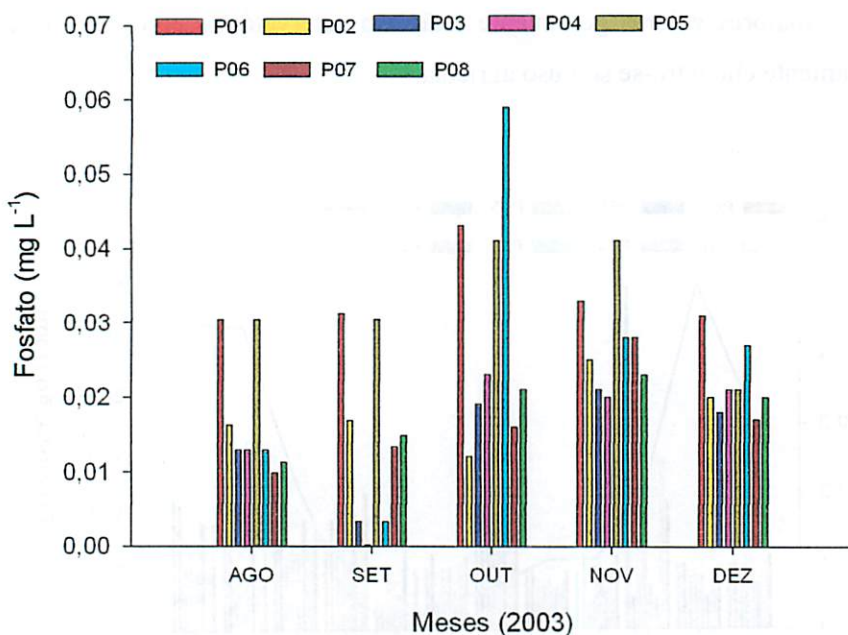


FIGURA 5. Ortofosfato solúvel (OPS) para os corpos d'água estudados no período de ago–set/03.

Nos demais pontos, P02, P03, P04, P07 e P08, também foram constatados aumentos na concentração de P com o início da estação chuvosa. Como pode ser observado na Figura 6, o aumento nos teores de P na água das represas pode ser atribuído a um aumento do regime pluviométrico, a partir do

mês de outubro, início da estação chuvosa, e conseqüentemente, a um maior arraste de partículas para os ambientes aquáticos. Conforme Novais & Smyth (1999), as frações de solo preferencialmente erodidas, a argila e matéria orgânica, são também aquelas mais ricas em P. Os pontos 01, 05 e 06 estão sob influência agrícola e encontram-se em locais de relevo mais movimentado. Assim, com o aumento no regime pluviométrico e a declividade do terreno, o aporte de P é facilitado, via erosão e escoamento superficial para as represas. De acordo com Parry (1998), o papel do P na eutrofização dos recursos hídricos é essencial e o aporte deste nutriente a partir de áreas agrícolas tem sido colocado em relevância como indicador da qualidade de água.

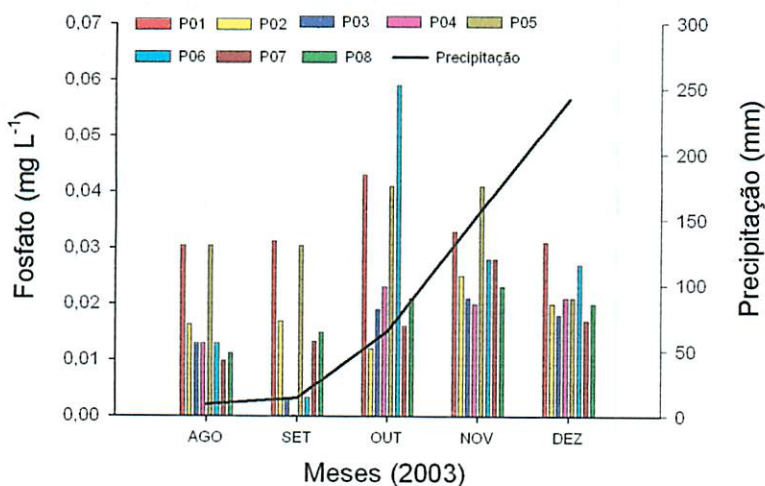


FIGURA 6. Ortofosfato solúvel (OPS) para os corpos d'água estudados e precipitação mensal em 2003.

Outros autores também encontraram valores de OPS baixos, como mostram os estudos realizados por Gonçalves et al. (2004) sobre qualidade de cursos d'água sob influência agrícola. Estes autores encontraram valores de OPS ao redor de 0,065 mg PO₄⁻³ L⁻¹. Estudos realizados por Pompêo & Moschini-

Carlos (2004) em lagoas costeiras temporárias encontraram valores de OPS sempre inferiores a $0,005 \text{ mg PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$. De acordo com Esteves (1998), em lagos tropicais, devido à alta temperatura, o metabolismo dos organismos aumenta consideravelmente, fazendo com que o P na forma de ortofosfato seja mais rapidamente assimilado e incorporado à biomassa. Por esse motivo, geralmente as concentrações de OPS são muito baixas.

Para o ano de 2004, os resultados de OPS foram baixos, como pode ser observado na Figura 7, para todas as represas estudadas, tal como observado para 2003, o que é positivo, pois mostra uma baixa concentração da fração mais imediatamente biodisponível de P nos corpos d'água das represas. Entretanto, não houve muita diferença entre as estações seca e chuvosa, como observado anteriormente. Os valores encontrados mais expressivos foram nos pontos 01, 05 e 06. Para o mês de junho, os pontos 05, 06, 07 e 08 apresentaram valores de P mais elevados, entretanto, abaixo do estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05. Possivelmente, os aumentos nos teores de P para os pontos 05, 06, 07 e 08 ocorreram em função de eventos pluviométricos ocorridos no período, de condições internas dos corpos d'água, como estratificação e desestratificação, ou isoterminia no inverno.

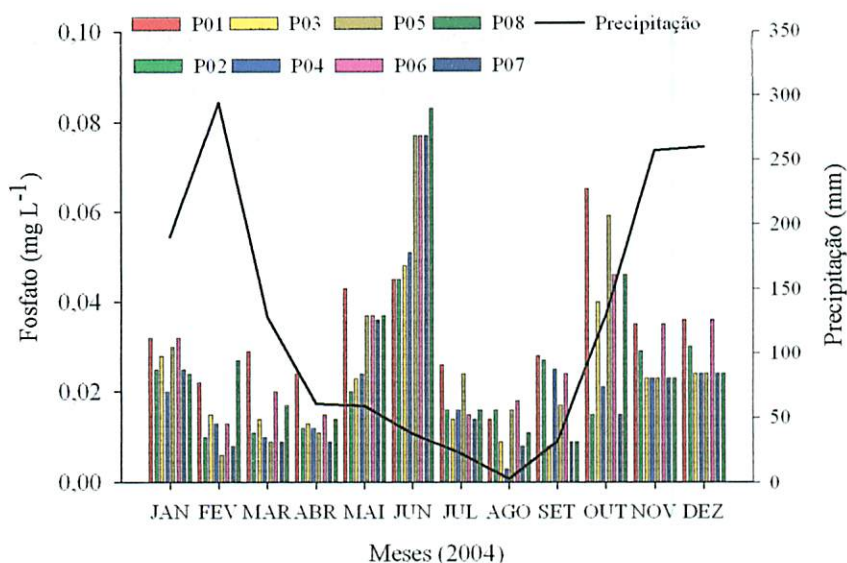


FIGURA 7. Ortofosfato solúvel (OPS) para os corpos d'água estudados e precipitação mensal em 2004.

3.2.3 Outras frações de fósforo solúvel

A Figura 8 mostra os resultados de PST e PNRS para o ano de 2004. Observou-se que o PST apresentou valores mais expressivos nos meses de junho e entre set-dez/04, para todas as represas estudadas; os menores valores foram encontrados no mês de agosto, seguindo as considerações já feitas para o PT. A fração do P solúvel não disponível, representada pela PNRS, apresentou valores altos nos meses de junho e out-dez. Essa fração representa as formas de P solúvel ligadas às partículas coloidais orgânicas e inorgânicas, as quais podem vir a se tornar imediatamente biodisponível. Segundo Esteves (1998), compostos orgânicos dissolvidos na água podem ser rapidamente decompostos pelos microrganismos e reassimilados pela comunidade fitoplanctônica, sem necessariamente ocorrer sedimentação. Por outro lado, parte do fosfato dos

detritos, que não é prontamente liberada para a coluna d'água, deposita-se no sedimento, onde, após a decomposição e dependendo das condições físico-químicas do meio, será retida no sedimento ou liberada para a coluna d'água.

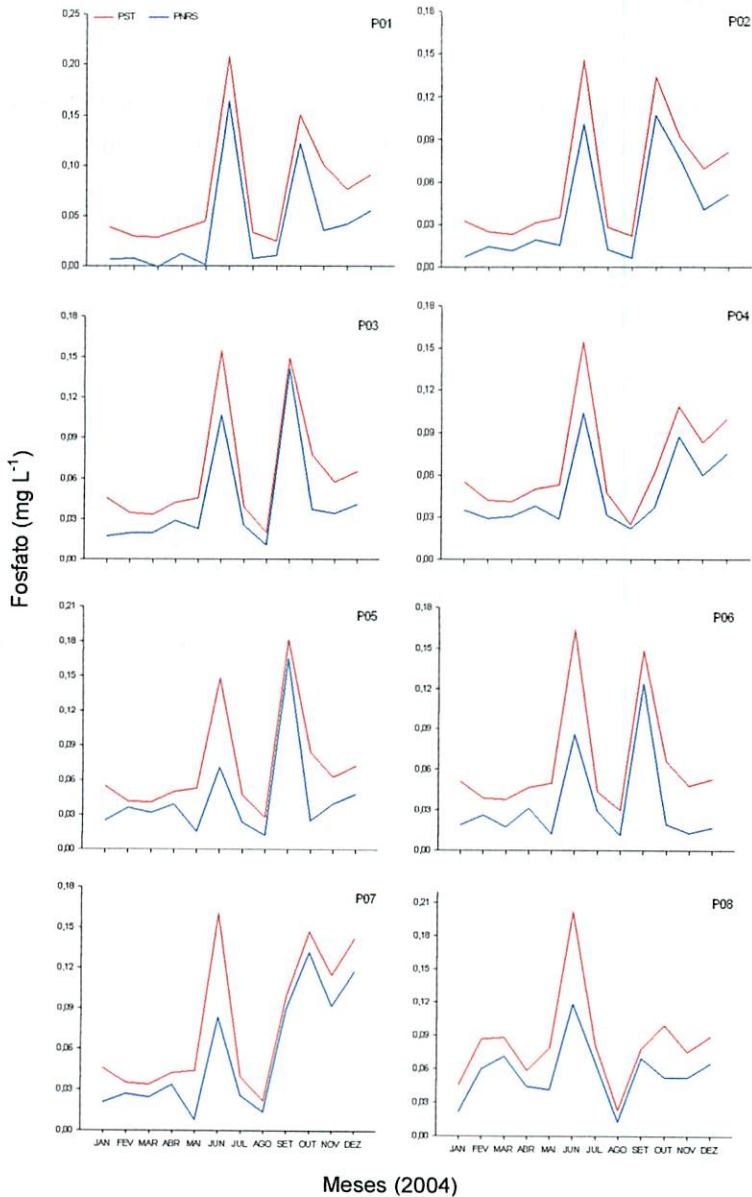


FIGURA 8. Frações de P para os corpos d'água estudados, correspondentes ao P solúvel total (PST) e P não reativo solúvel (PNRS) para os pontos estudados.

3.2.4 Fração particulada

Para a fração particulada, observada na Figura 9, os maiores teores de PPT foram calculados para as represas P01, P02, P04, P05 e P06. Entretanto, a represa do P08 destaca-se no mês de março com $0,413 \text{ mg PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$, sendo este o maior valor de PPT. O PPT corresponde ao P ligado às partículas orgânicas e inorgânicas, com diâmetro $>0,45 \mu\text{m}$. Do P particulado, a maior parte encontra-se no PNRP ($0,210 \text{ mg PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$). O PNRP é a fração do PPT não disponível, ligado às partículas orgânicas ou inorgânicas. Esses resultados sugerem a provável perda de solo ocorrida na área da represa do P08 durante o mês de março. Os resultados para a fração OPP foram baixos. Essa fração corresponde a formas de P que estão na fração do PPT, mas que são facilmente disponíveis. Para a fração OPT, que abrange a forma mais imediatamente biodisponível (OPS) mais eventuais ortofosfatos particulados presentes, os resultados foram muito semelhantes aos encontrados para a fração OPS.

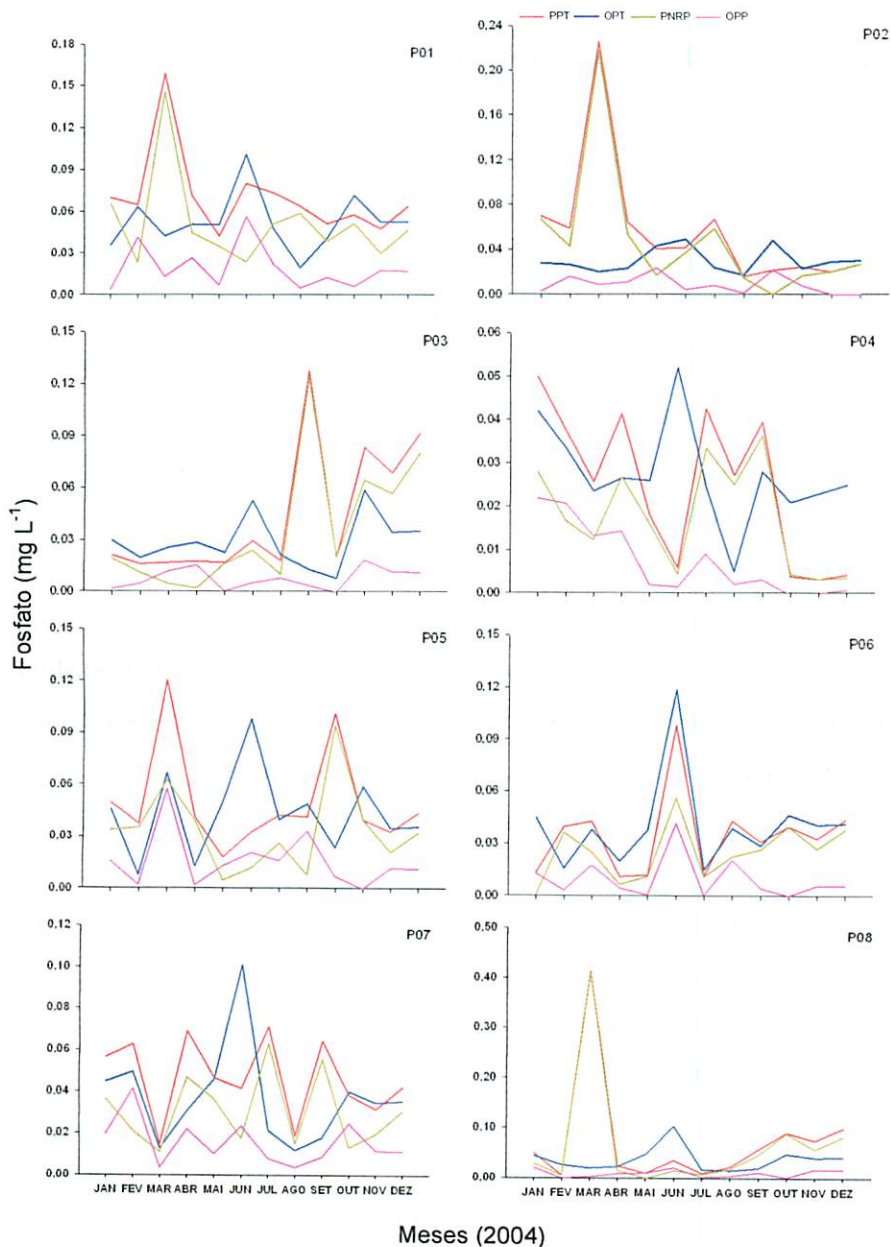


FIGURA 9. Frações de P, para os corpos d'água estudados, correspondentes a P particulado total (PPT), ortofosfato total (OPT), P não reativo particulado (PNRP) e ortofosfato particulado (OPP) para os pontos estudados.

3.2.5 Disponibilidade de P nas represas e uso do solo no Campus da UFPA

Para ilustrar a disponibilidade de P nos corpos d'água das represas estudadas, a Figura 10 mostra o fracionamento do PT, as suas frações mais imediatamente disponíveis (OPS e OPP) e as frações não disponíveis (PNRS e PNRP). A figura 10 permite avaliar que nem todo P encontrado no ecossistema aquático está disponível diretamente para ser utilizado pelos organismos aquáticos. No geral, há uma grande variação das frações mais biodisponíveis durante o ano. Em estudos realizados por Landa (1999), em quatro represas da UFPA, correspondentes aos pontos 01, 02, 03 e 04, essas represas foram classificadas como sistemas artificiais rasos, de pequeno porte, o que lhes confere um caráter de instabilidade. Segundo Tundisi (1999), geralmente os reservatórios rasos são polimíticos, ou seja, suas águas são misturadas periodicamente, o que resulta num metabolismo mais dinâmico. Este é um dos principais motivos pelo qual, nestas represas, a concentração de OPS é muito baixa. Entretanto, foram observados aumentos expressivos dessas frações entre maio e junho. Segundo Esteves (1988), em lagos de regiões tropicais, o mais comum é a ocorrência de estratificação e desestratificação diária ou estratificação durante a primavera, verão e outono, e desestratificação ou isoterminia no inverno, características observadas por Landa (1999) para as represas dos pontos 01, 02, 03 e 04. A estratificação térmica leva à existência de uma camada redutora no fundo do lago, podendo aumentar as concentrações de P no ambiente aquático através da liberação do P antes adsorvido a óxidos de Fe. Em alguns meses, não foram observadas frações de OPP em algumas represas. Isso mostra que o P está na forma mais imediatamente biodisponível, OPS.

No geral, ficou visível que a maioria do P existente nos corpos d'água das represas estudadas está na fração particulada (PNRP) e na fração solúvel não

disponível (PNRS). Sabe-se que vários fatores, físicos, químicos e físico-químicos, interferem na precipitação e imobilização dos íons fosfato no ambiente aquático, entre eles concentração de Fe, sulfetos, carbonatos, compostos orgânicos, pH e condições de oxi-redução. Para o presente estudo, observou-se (Tabela 2) que o pH encontra-se próximo da neutralidade. Nestas condições, o Fe encontra-se precipitado ou complexado na forma de hidróxido de Fe hidratado, podendo adsorver espécies fosfatadas. Além disso, o P da fração particulada pode estar adsorvido aos minerais de argila ou complexado à matéria orgânica.

No caso das represas estudadas, mesmo com os valores de OPS quantificados tendo sido baixos e dentro dos limites aceitáveis pela legislação do CONAMA 357/05, as formas particuladas apresentaram teores elevados de P, que possivelmente pode ser liberado para o ambiente aquático, passando para a forma solúvel, a depender das condições ambientais. Entretanto, o P pode permanecer na forma particulada, ocorrendo precipitação ou sedimentação no fundo do corpo d'água.

As represas da UFLA são fonte de água para abastecimento da Universidade, a qual é também destinada para uso na irrigação de experimentos, além da criação de animais, em virtude da multiplicidade de atividades no Campus da UFLA. Quanto aos resultados de P encontrados para as represas da UFLA, observa-se que a atividade mais relevante quanto à contribuição deste elemento para os corpos d'água é a agricultura, como foi verificado para o ponto 01. As áreas de criação animal também representam um potencial contribuinte de P para os corpos d'água. Entretanto, os tratamentos dados aos efluentes têm-se demonstrado satisfatórios evitando a contaminação dos corpos d'água pelo elemento P.

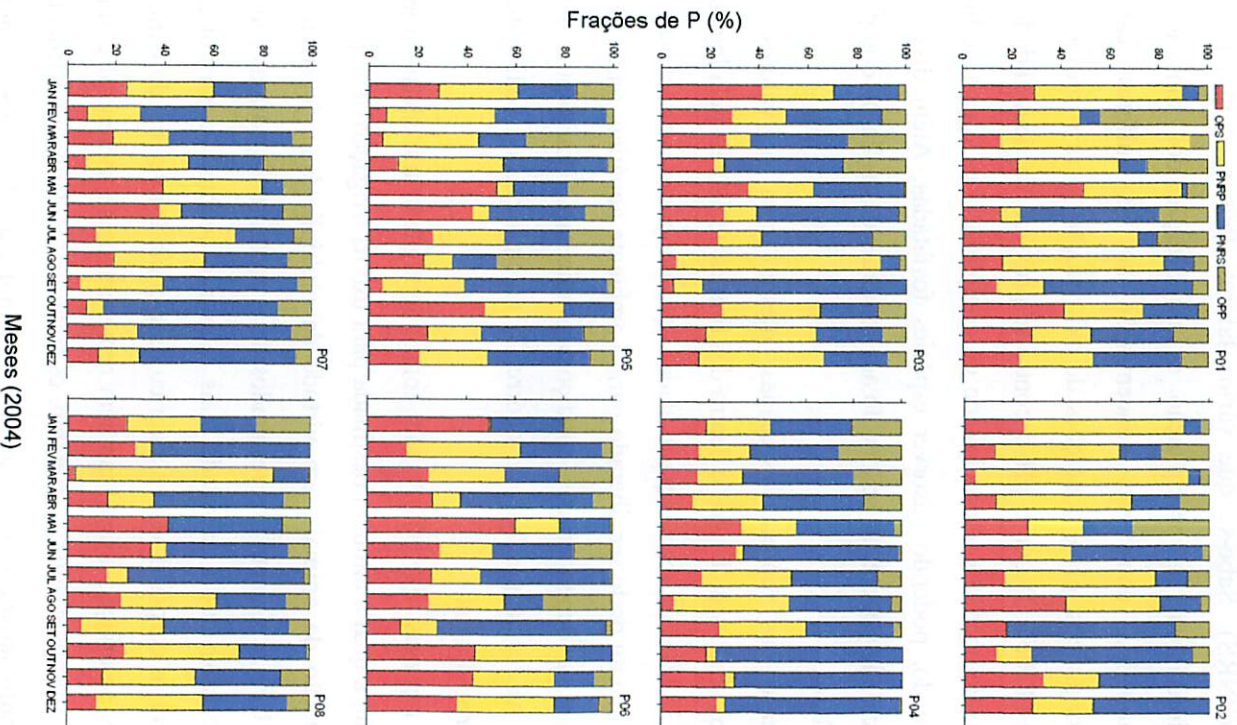


FIGURA 10. Frações de P correspondentes ao ortofosfato solúvel (OPS), ortofosfato particulado (OPP), P não reativo solúvel (PNRS) e P não reativo total (PNRP) para as represas estudadas.

4 CONCLUSÕES

Os valores encontrados de OPS para os corpos d'água sempre estiveram abaixo do permitido pela Resolução CONAMA 357/05. No entanto, outras frações de P apresentaram teores elevados, refletindo as precipitações pluviométricas e as condições do solo. Esses teores mais elevados têm caráter momentâneo e, no geral, estes cursos d'água podem ser considerados de excelente qualidade quanto à presença de P. O manejo do solo dentro do Campus da UFLA e o tratamento aplicado a efluentes e águas residuárias de granjas e estábulos aparenta ser adequado, não oferecendo riscos de eutrofização aos cursos d'água que cortam o Campus.

Como a legislação proposta pelo CONAMA 357/05 não especifica que tipo de "P-total" deve ser analisado, sugere-se que seja o OPS. Essa fração representa um bom parâmetro para adoção dos níveis de P em água devido à sua imediata biodisponibilidade. O PST também pode ser utilizado para fins legislativos, pois representa um somatório das formas de P mais facilmente disponíveis.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 17.ed. Washington, 1998.

ANDREOLI, C.V.; CARNEIRO, C.; PEGORINI. Distribuição e avaliação temporal dos cátions K, Ca, Mg e Na em água e sedimento no lago Irai, Pinhas/PR, Brasil. In: SEMINÁRIO DO INTERDISCIPLINAR SOBRE EUTROFIZAÇÃO DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO NA BACIA DO ALTÍSSIMO IGUAÇU, 4., 2003, Curitiba. Disponível em: <http://www.sanaper.com.br/gecip/congressos_seminários>. Acesso em: 14 dez. 2003.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Escritório de meteorologia. **Normas climatológicas**, Minas Gerais – Espírito Santo – Rio de Janeiro – Guanabara. Rio de Janeiro. 1969. v.3.

BRASIL. Ministério da agricultura e reforma agrária. **Normas climatológicas**. 1961 –1990. Brasília: SPI/Embrapa, 1992. 84p.

CARNEIRO, C.; PEGORINI, E.; ANDREOLI, C.V. Avaliação temporal de fósforo em água e sedimento no reservatório Irai, Pinhas/PR, Brasil. In: SEMINÁRIO DO INTERDISCIPLINAR SOBRE EUTROFIZAÇÃO DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO NA BACIA DO ALTÍSSIMO IGUAÇU, 4., 2003, Curitiba. Disponível em: <http://www.sanaper.com.br/gecip/congressos_seminários>. Acesso em: 14 dez. 2003.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução n. 357 de 17 de Março de 2005**. Brasília, 2005.

CURI, N. et al. Geomorfologia, física, química e mineralogia dos principais solos da região de Lavras (MG). **Ciência e Prática**, Lavras, v.14, n.3, p.297-307, set./dez. 1990.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602p.

GASTALDINI, M.C.C.; MENDONÇA, A.S.F. Conceitos para avaliação da qualidade da água. In: PAIVA, J.B.D.; PAIVA, E.M.C.D. (Org.). **Hidrologia aplicada á gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2001.625p.

GAVILANES, M.L.; BRANDÃO, M. Cobertura vegetal da reserva biológica Municipal do Poço Bonito, Minas Gerais, Brasil. I. Formação Cerrado. *Napaea*, Porto Alegre, n.5, p.5-11, 1988.

GAVILANES, M.L.; BRANDÃO, M. Informações preliminares acerca da cobertura vegetal do Município de Lavras, MG. *Daphne*, Belo Horizonte, v.1, n.2, p.44-50, 1991.

GONÇALVES, C. S. et al. Qualidade da água do dreno principal de uma microbacia fumageira relacionada a diferentes áreas de captação. In: FERTBIO 2004. Lages. **Resumos...** Lages: SBCS, 2004.

LANDA, G.G. **Composição do zooplâncton em quatro represas no Campus da Universidade Federal de Lavras: um subsídio à piscicultura**. 1999. 227 p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) Universidade Federal de Lavras, Lavras.

MACHADO, M.J.C.; FERREIRA, M.A.A. Números ou resultados analíticos. Qual a fronteira. **Estudos, notas e trabalhos**. Tomo 39. Instituto Geológico e Mineiro. 1997. Disponível em: http://www.igm.pt/edicoes_online/estudos/tomo39/artigo8.htm. Acesso em: 20 jan. 2005.

MAGALHÃES, P.C.O custo da água. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v.36, n.211, dez. 2004.

MAHER, W.; WOO, L. Procedures for the storage and digestion of natural waters for the determination of filterable reactive phosphorus, total filterable phosphorus and total phosphorus. *Anal. Chim. Acta*, v.375, p.5-47, 1998.

MARQUES JÚNIOR, J.; CURI, N; LIMA, J.M. Evolução diferenciada de Latossolo vermelho-amarelo e Latossolo vermelho-escuro em função da litologia gnássica na região de Lavras (MG). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.16, p.235-240, 1992.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa: UFV, 1999. 399p.

OLIVEIRA, M.L.J. et al. Qualidade das águas superficiais afetadas por depósitos de lixo em Nazareno, Alto Rio Grande, Minas Gerais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003, Ribeirão Preto. **Resumos...** Ribeirão Preto: SBCS, 2003.CD-ROM.
OMETO, J.C. **Bioclimatologia vegetal**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1981. 425p.

PARRY, R. Agriculture phosphorus and water quality. **Environmental Quality**, v.27, p.258-261, 1998.

PEGORINI, E.S. et al. Variação sazonal de K, Ca e Mg em sedimento límnicos e água no Reservatório Irai, Curitiba –PR. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 19., 2003, Juiz de Fora. Disponível em: <http://www.sanaper.com.br/gecip/congressos_seminários . Acesso em: 14 dez. 2003.

PELEGRINI, J.B.R. Transferência de fósforo do ambiente terrestre para o aquático em uma microbacia hidrográfica de cabeceira, In: FERTBIO, 2004, Lages. **Resumos...** Lages: SBCS, 2004.CD-ROM.

POMÊO, M.L.M.; MOSCHINI-CARLOS, V. As lagoas costeiras de morro dos conventos. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v.35, n. 209. out. 2004.

SALAS, H.J.; MARTINO, P.A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. **Water Research**, v.25, n.3, p.341-350, 1991.

SILVA, M.S. **Erosividade, erodibilidade e perdas por erosão em cambissolo e latossolo sob chuva natural**. 2003. 71 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Lavras, Lavras.

TALAMONI, J.L.B. **Estudo comparativo das comunidades planctônicas de lagoas de diferentes graus de trofia e uma análise do efeito de *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae) sobre algumas espécies de microcrustáceos**. 1995. 300p. Tese Doutorado -Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

TUNDISI, J.G. Reservatórios com sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In: _____. **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. São Paulo: FAPESP, FUNDIBIO, 1999. p.19-38. 1999.

TUNDISI, J.G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. 2.ed. São Carlos: RIMA, 2003. 247p.