

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS

ARMANDO MENDES NOGUEIRA

**MATA CILIAR NA PROTEÇÃO DE FLUXO DE NUTRIENTES EM CORPOS
HÍDRICOS LACUSTRES**

**ALFENAS/MG
2016**

ARMANDO MENDES NOGUEIRA

**MATA CILIAR NA PROTEÇÃO DE FLUXO DE NUTRIENTES EM CORPOS
HÍDRICOS LACUSTRES**

**Dissertação apresentada como parte dos requisitos
para a obtenção do título de Mestre em Ciências
Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas.
Área de concentração: Ciências Ambientais
Orientador: Professor Dr. Breno Régis Santos**

**ALFENAS/MG
2016**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Biblioteca Central da Universidade Federal de Alfenas

Nogueira, Armando Mendes.

Mata ciliar na proteção de fluxo de nutrientes em corpos hídricos lacustres / Armando Mendes Nogueira. – Alfenas - MG, 2016.
87 f.

Orientador: Breno Régis Santos.

Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal de Alfenas, 2016.

Bibliografia.

1. Mata ciliar. 2. Medidores de fluxo. 3. Nutrientes. I. Santos, Breno Régis. II. Título.

CDD-577.34



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
Universidade Federal de Alfenas / UNIFAL-MG
Programa de Pós-graduação – Ciências Ambientais
Rua Gabriel Monteiro da Silva, 714. Alfenas - MG - CEP 37130-400
Fone: (35) 3299-1329 (Coordenação) / (35) 3299-1392 (Secretaria)
<http://www.unifal-mg.edu.br/ppgca/>



ARMANDO MENDES NOGUEIRA

“Mata ciliar na proteção de fluxo de nutrientes em corpos hídricos lacustres”

A Banca julgadora, abaixo assinada, aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas. Área de Pesquisa: Ciências Ambientais.

Aprovado em: 26 de fevereiro de 2016.

Prof. Dr. Breno Régis Santos

Instituição: UNIFAL - MG

Assinatura: _____

Prof. Dr. Douglas José Marques

Instituição: UNIFAL - MG

Assinatura: _____

Prof. Dr. Luiz Carlos do Nascimento

Instituição: UNIFAL - MG

Assinatura: _____

Dedico este trabalho a minha esposa Déborah, aos meus filhos Gabriela, Júlio e Camila pelo apoio, paciência e pelo tempo que deixamos de estar juntos e também a minha mãe, onde quer que ela esteja, está muito feliz com a realização desse meu sonho. E às pessoas que sempre me apoiaram e acreditaram no meu trabalho. Sem vocês eu não seria nada.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus pela vida e pela saúde, a minha esposa e aos meus filhos que me apoiaram nesse projeto e pelos momentos que não pude estar presente em suas vidas e a minha mãe que sempre me deu condições de estudo, mas que infelizmente não está mais entre nós.

Agradeço ao meu orientador Prof. Dr. Breno Régis Santos pela liberdade e confiança referente ao presente trabalho além da amizade, compreensão, ideias e força nos momentos difíceis.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal de Alfenas por ter confiado nesse trabalho e pela rica troca de informações durante esses dois anos.

Agradeço a empresa Cia. Agropecuária Monte Alegre que viabilizou financeiramente o meu curso de mestrado, pela autorização de uso de suas áreas e pelas inúmeras liberações em meu horário de trabalho para que eu pudesse estudar e realizar meus experimentos. Sem isso, esse trabalho não seria possível.

Aos meus amigos e colegas de curso pela amizade e ajuda.

A todos que contribuíram de uma forma ou de outra para a realização deste projeto.

Tudo o que um sonho precisa para ser realizado é alguém que acredite que ele possa ser realizado.

(Roberto Shinyashiki, 2013)

RESUMO

As matas ciliares são fundamentais para o equilíbrio ecológico ambiental oferecendo proteção para os corpos hídricos, proteção para os solos, reduzindo o assoreamento e a força das águas que chegam aos rios, lagos e represas. Elas mantêm a qualidade da água impedindo a entrada de poluentes para o meio aquático e formando corredores que contribuem para a conservação da biodiversidade. Fornecem também alimento e abrigo para a fauna, constituem barreiras naturais contra a disseminação de pragas e doenças da agricultura e o seu desmatamento não só reduz o habitat dos animais selvagens e de corredores ecológicos, mas também impacta diretamente o próprio fluxo de água diminuindo a qualidade do habitat desses animais, podendo causar alterações e desequilíbrios climáticos além da perda da qualidade da água. Quando o teor de matéria orgânica do solo não é suficiente para reter os nutrientes, em suas camadas superficiais, estes são carreados pela água da chuva ou irrigação para as partes mais baixas da vegetação podendo atingir corpos d'água. Na falta de mata ciliar, o fluxo de água durante uma tempestade, tende a solapar as margens dos corpos hídricos provocando a queda de árvores que se encontram próximas. Junto com a água podem escorrer vários tipos de materiais e ou produtos, dentre eles os macro e micronutrientes utilizados na agricultura. O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito protetor da mata ciliar sobre o fluxo de nutrientes às margens do corpo hídrico lacustre denominado “Açude Limeira” localizado no município de Alfenas – MG, em contraste com uma área de pastagem sem mata ciliar, cujas áreas são íngremes e planas, denominado “Açude Marolândia”, localizado no município de Machado – MG. Foram realizadas análises de água dos dois açudes para constatar o efeito protetor da vegetação ripária sobre o fluxo de nutrientes e também um levantamento das principais espécies arbóreas existentes nessa mata ciliar. Com a interpretação dos dados obtidos revela-se que a mata ciliar protege um corpo hídrico lacustre contra o carreamento de macro e micronutrientes mostrando-se eficiente na retenção dos sedimentos estudados.

Palavras-chave: Mata ciliar. Fluxo de nutrientes. Macro e micronutrientes.

ABSTRACT

Riparian forests are essential to the environmental ecological balance offering protection to water bodies, protection for the soil, reducing the silting and the force of the water coming into rivers, lakes and reservoirs. They maintain water quality by preventing the entry of pollutants into the aquatic environment and forming corridors that contribute to biodiversity conservation. They also provide food and shelter for wildlife, are natural barriers against the spread of pests and diseases in agriculture and their deforestation not only reduces wildlife habitat and ecological corridors, but also directly impacts the decreasing quality water flow itself the habitat of these animals, may cause changes and climatic imbalances and the loss of water quality. When the content of soil organic matter is not sufficient to retain the nutrients in its surface layers, these are carried by rainwater or irrigation to the lower parts of the vegetation reaching water bodies. In the absence of riparian vegetation, the flow of water during a storm, tends to undermine the banks of water bodies causing the fall of trees that are close. Along with the water can drain and various kinds of materials or products, including the macro and micro nutrients used in agriculture. The aim of this study was to evaluate the protective effect of riparian vegetation on the flow of nutrients to the banks of the water body lake called "Açude Limeira" located in the city of Alfenas - MG, in contrast to a grazing area without riparian forest, whose areas are steep and flat, called "Açude Marolândia" located in the municipality of Machado - MG. the two weirs water analyzes were performed to observe the protective effect of riparian vegetation on the flow of nutrients and also a survey of the main existing tree species in this riparian forest. The interpretation of the data reveals that the riparian forest protects a water body lake against the macro and micronutrients entrainment showing to be efficient in the retention of the studied sediments.

Keywords: Riparian Forest. Flow of nutrients. Macro and micronutrients.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Parâmetros dos indicadores analisados.....	36
Tabela 2	Composição florística da mata ciliar.....	48
Tabela 3	Resultado das análises.....	52

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1	Largura dos rios e suas áreas de preservação permanente.....	39
Figura 2	Local do estudo.....	41
Figura 3	Açude Marolândia.....	42
Figura 4	Açude Limeira.....	42
Foto 1	Locais do estudo.....	45
Foto 2	Frascos de polipropileno.....	45
Gráfico 1	Resultado das análises com nitrogênio.....	53
Gráfico 2	Resultado das análises com fósforo.....	54
Gráfico 3	Resultado das análises com potássio.....	55
Gráfico 4	Resultado das análises com ferro.....	56
Gráfico 5	Resultado das análises com zinco.....	57
Gráfico 6	Resultado das análises com cobre.....	58
Gráfico 7	Resultado das análises com manganês.....	59
Gráfico 8	Resultado das análises de pH.....	60
Gráfico 9	Resultado das análises de condutividade elétrica.....	62
Gráfico 10	Resultado das análises de turbidez.....	63

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
1.1	OBJETIVO.....	14
1.1.1	Objetivos específicos.....	14
2	REVISÃO DE LITERATURA	15
2.1	MATA CILIAR.....	15
2.2	MACRO E MICRONUTRIENTES.....	26
2.3	ÁGUAS.....	31
2.4	LEGISLAÇÃO AMBIENTAL.....	32
2.5	FLUXO DE NUTRIENTES.....	36
2.6	CÓDIGO FLORESTAL.....	38
3	MATERIAIS E MÉTODOS	41
3.1	LOCAIS DO ESTUDO.....	41
3.2	AMOSTRAS DE ÁGUA.....	45
3.3	EQUIPAMENTOS E ACESSÓRIOS.....	46
3.4	MÉTODO DAS ANÁLISES DE MACRO E MICRO NUTRIENTES.....	46
3.4.1	PH	46
3.4.2	Turbidez	46
3.4.3	Condutividade elétrica	47
3.5	LEVANTAMENTO DAS ESPÉCIES ARBÓREAS	47
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
5	CONCLUSÃO	64
	REFERÊNCIAS	65
	APÊNDICES	81

1 INTRODUÇÃO

A mata ciliar pode ser compreendida como sistemas florestais estabelecidos naturalmente ou não em faixas às margens dos rios e riachos, no entorno de lagos, represas e nascentes, exercendo função de instrumento redutor do assoreamento e da degradação do meio ambiente e como meio natural de processamento e transformação da diversidade ambiental e sujeitas às inundações temporárias (CASTRO; MARTINEZ CASTRO; SOUZA, 2013).

São ecótonas, ficam entre duas comunidades vizinhas (áreas de transição) entre os ecossistemas terrestre e aquático, e influenciadas por ambos, têm a função de regular as transferências de energia e nutrientes de um ecossistema a outro (CORRELL, 2001; KAGEYAMA et al., 2002; CAVALCANTI; LOCKABY, 2006; COLLINS et al., 2010). São também denominadas como zonas ripárias ou zonas-tampão e quando localizadas em áreas agrícolas previnem ou minimizam a movimentação de sedimentos gerados durante o processo erosivo (ADDISCOTT, 1997).

Nos últimos anos, devido às alterações no Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012) nota-se uma maior conscientização no sentido de se protegerem as matas ciliares, bem como de se revegetarem áreas degradadas no passado. A recomposição das matas ciliares é de extrema importância para a proteção das águas, uma vez que o planeta enfrenta uma grande escassez desse bem, boa parte dos recursos hídricos estão contaminados e a população começa a perceber que esse é um recurso finito.

Uma das maiores causas da contaminação de águas superficiais e subterrâneas é o uso de agroquímicos e fertilizantes na atividade agrícola e esta contaminação resulta da ação das águas da chuva e ou de irrigação que podem provocar lixiviação, drenagem, escoamento superficial e carreamento os quais atingem cursos d'água ou reservatórios (SANTOS NETO; SIQUEIRA, 2005). Importante ressaltar que derramamentos acidentais, distâncias físicas de aplicação e falta de informação das pessoas também colocam em risco a segurança das águas. A importância da mata ciliar em conter o fluxo de nutrientes se dá por tais motivos.

O fluxo de nutrientes acontece porque a produção agropecuária brasileira é forte e importante para a economia do país e tem como finalidades principais atender o mercado de alimentos, a pecuária e as atividades extrativistas e para isso o uso de fertilizantes é essencial nas etapas de produção, mas muitas vezes o seu uso em excesso torna-se prejudicial tanto para as plantas quanto para o meio ambiente.

Com este estudo constatou-se que uma mata ciliar totalmente preservada com vegetação arbórea diversificada, nativa e com uma grande presença de fauna e flora endêmica e sem nenhuma intervenção antrópica é capaz de reter o fluxo de nutrientes provenientes de qualquer fonte, diferentemente de uma área de pastagem que teve sua mata ciliar totalmente desmatada para uso agropecuário.

1.1 OBJETIVO

Avaliar o efeito protetor da mata ciliar sobre o fluxo de nutrientes às margens do corpo hídrico lacustre denominado “Açude Limeira” localizado no município de Alfenas – MG, em contraste com uma área de pastagem sem mata ciliar, cujas áreas são íngremes e planas, denominado “Açude Marolândia”, localizado no município de Machado – MG.

1.1.1 Objetivos específicos

São necessários especificar os seguintes objetivos específicos conforme relatados abaixo:

- a) Analisar a presença dos seguintes macro e micro nutrientes nas águas dos açudes: Nitrogênio (N); Fósforo (P); Potássio (K); Ferro (Fe); Manganês (Mn); Cobre (Cu) e Zinco (Zn);
- b) Verificar se os limites dos nutrientes carregados estão em conformidade com os sugeridos pela Resolução 357 CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), de 2005;
- c) Analisar o pH, a condutividade elétrica e a turbidez das águas dos açudes;
- d) Propor melhorias nos procedimentos de avaliação dos impactos ambientais causados pela falta de mata ciliar;
- e) Identificar as principais espécies arbóreas da mata ciliar do Açude Limeira.

2 REVISÃO DE LITERATURA

A revisão de literatura realizada neste estudo buscou-se o processo de busca, análise e descrição de um corpo do conhecimento cobrindo todo o material relevante que é escrito sobre um tema. Utilizou-se livros, artigos de periódicos, registros, relatórios governamentais, teses, dissertações e outros tipos.

2.1 Mata Ciliar

Matas ciliares são formações florestais encontradas ao longo de cursos d'água, cuja função é proteger os rios influenciando na qualidade da água, na manutenção do ciclo hidrológico nas bacias hidrográficas, evitando o processo de erosão das margens e o assoreamento do leito dos rios (COSTA PRIMO; VAZ, 2006). Também atuam como habitats para diversas espécies animais, favorecendo o fluxo gênico e aumentando a diversidade genética nas populações (BROWN JR., 2001; FRANCO, 2005). As matas ciliares podem fornecer um serviço importante para os ecossistemas aquáticos sequestrando sedimentos derivados das vertentes. Apesar da importância desses ambientes e mesmo protegidas por lei, elas vêm sendo degradadas e perturbadas por meio das ações antrópicas que as desmatam principalmente para a implantação de atividades agrícolas (COSTA PRIMO; VAZ, 2006), estando, conseqüentemente, reduzida a estreitas faixas ou inexistente em determinadas extensões (ECKHARDT; LIMA; DIEDRICH, 2008).

Também conhecidas como mata de galeria, vegetação ribeirinha, vegetação ripária, zonas ripárias ou zonas tampão, elas desempenham papel de elevada importância ambiental (JACOBS; VOGUEL, 1998), seja por sua capacidade de recarregar aquíferos, de manutenção da qualidade da água, de reduzir as taxas de erosão e assoreamento dos rios ou, principalmente, por sua importância para a manutenção da biodiversidade (RICHIE; MCARTY, 2003). Além disso, protege o solo contra a erosão pela retenção física das raízes, pela diminuição do impacto da água sobre ele através das folhas e do caule e pelo recobrimento do solo por meio da formação da camada de serrapilheira. Por todos esses fatores espera-se que, quanto maior o recobrimento vegetal menor seja a perda de solo por erosão (SHARMA; SHAKYA, 2006). Matas ciliares são ecótonos entre os ecossistemas terrestres e aquáticos e influenciadas por ambos. Têm a função de regular as transferências de

energia e nutrientes de um ecossistema para outro (LIMA, 1998; CORRELL, 2001; KAGEYAMA et al., 2002; CAVALCANTI; LOCKABY, 2006; COLLINS et al., 2010).

As matas ciliares exercem funções hidrológicas e ecológicas de proteção aos solos e aos recursos hídricos, por meio da manutenção da qualidade da água; da regularização dos cursos d'água; da conservação na biodiversidade (RODRIGUES, 2004); de alternativas econômicas de exploração sustentável da biota; de educação ambiental; de pesquisa científica; de paisagem de beleza cênica; de turismo, e até a contribuição para a redução do efeito estufa, através da captura do carbono atmosférico (BRAGA, 2005) e, durante seu crescimento, absorvem e fixam dióxido de carbono, um dos principais gases responsáveis pelas mudanças climáticas que afetam o planeta (AUGUSTUS, 2012) .

A drástica eliminação das matas ciliares e a fragmentação das florestas, verificada no Brasil e acelerada nas últimas décadas, têm causado um aumento significativo dos processos de erosão dos solos, com prejuízo à hidrologia regional, evidente redução da biodiversidade e a degradação de imensas áreas submetidas a essas ações antrópicas (BARBOSA, 2000). No estado de Minas Gerais, grande parte da vegetação ciliar foi eliminada em função de atividades causadas pelo homem, o que dificulta a implementação de estratégias de conservação dos recursos hídricos, uma vez que para assegurar a manutenção da qualidade do ecossistema aquático é essencial a preocupação com o ecossistema ripário (NUNES; PINTO, 2012).

Essa formação florestal é extremamente importante para a manutenção da qualidade ambiental dos rios, funcionando como filtro, retendo poluentes que tenham papel fundamental na estruturação e dinâmica das áreas de contato entre os ambientes terrestres e aquáticos (NAIMANN; DECHAMPS; FOURNIER, 1990). Ela continua a ser devastada, principalmente sob pressão da expansão agroindustrial, apesar de contar com proteção legal nos níveis federal e estadual (AIDAR; JOLY, 2003). Poluentes ainda são carregados para o curso d'água, afetando diretamente a quantidade e a qualidade da água (ROSA; FRACETO; MOSCHINI-CARLOS, 2012) e, conseqüentemente, a fauna aquática e os recursos pesqueiros (MARTINS, 2014).

Desde 1950, larguras fixas de vegetação nativa ao longo dos córregos têm sido utilizadas para mitigar os efeitos da atividade florestal. A prática de deixar as faixas de vegetação ao longo de cursos de água em terras agrícolas tinha sido utilizada antes de 1960 no sul da Europa e no leste da América do Norte, mas a base científica para deixar determinada

largura veio de observações nas florestas temperadas costeiras do oeste da América do Norte (RICHARDSON; NAIMAN; BISSON, 2012).

Entre 1950 e 1960 começou o desenvolvimento de normas para as matas ciliares visando danos ao habitat dos peixes e também à qualidade da água, fato que levou os políticos, em muitas jurisdições, considerar a proteção dos córregos e lagos como assunto ambiental. Essa mudança de atitude foi especialmente comum no noroeste do Pacífico na América do Norte, onde os salmões, peixes endêmicos e com alto valor comercial, estavam sendo afetados negativamente pelas atividades florestais. No final dos anos 1960, o uso de faixas de proteção de mata ciliar foi incentivado em partes do oeste da América do Norte, com o principal objetivo de desenvolver áreas de sombra e a minimização da erosão (BROSOFKSKE et al., 1997; NAIMAN; DECHAMPS; McCLAIN, 2005).

As atividades florestais eram tão difundidas e agressivas na década de 1950 que os ativistas ambientais sentiram que qualquer proteção era melhor do que nada (HICKS et al., 1991), e alguns estudos demonstraram que deixar matas em volta das águas atingiriam os objetivos ambientais (MELLINA; HINCH, 2009; SEMLITSCH et al., 2009). A maioria dos estados norte americanos e províncias canadenses tiveram orientações sobre a proteção ciliar desde o final dos anos 1970, particularmente para a proteção da qualidade da água (BLINN; KILGORE, 2001; LEE; SMITH; BOUTIN, 2004). Orientações sobre o tamanho da vegetação foram geralmente modificadas em algumas jurisdições com base no tipo do corpo da água e no seu tamanho, na presença de peixes, no uso como fonte de água potável e nos canais de encostas (LEE; SMITH; BOUTIN, 2004).

A legislação ambiental federal americana, como a Lei Água Limpa e a Lei da Pesca no Canadá, forneceram um quadro regulamentar a nível local, sem uma reflexão séria sobre processos em escala de paisagem. Em muitas partes do mundo, o uso de vegetações ciliares apresentaram tendências similares e os 30 metros de largura tornaram-se comumente adotados antes de qualquer evidência de que eles eram suficientes para atingir os objetivos ambientais (RICHARDSON; NAIMAN; BISSON, 2012). Esta largura foi adotada mesmo em áreas de florestas plantadas com espécies de árvores não nativas (QUINN et al., 2004). No entanto, uma largura eficaz de vegetação depende dos objetivos e das paisagens locais (RICHARDSON; NAIMAN; BISSON, 2012).

O Código Florestal Brasileiro (Lei 12.651, de 25/05/2012) estabelece faixas de vegetação que devem ser protegidas ao redor dos corpos d'água e nascentes, a título de preservação permanente (APP), (SANTOS; SPAROVEK, 2011). A definição das larguras

dessas faixas foi estabelecida com pouco suporte científico e sem levar em consideração características específicas da microbacia, como fisionomia da vegetação, estado de degradação da área, tipo do solo, declividade e comprimento da vertente (FILIPPE, 2006), características que influenciam diretamente na eficiência da mata ciliar em reter sedimentos advindos da área de lavoura, por exemplo. No entanto, a largura de uma mata ciliar necessária para filtrar sedimentos não é ainda bem compreendida.

A legislação ambiental brasileira impõe mais restrições à mudança de uso da terra por proprietários privados em matas ciliares do que em áreas não florestadas, refletindo o reconhecimento de sua importância para a conservação da biodiversidade e os serviços ecossistêmicos fundamentais (NUNES et al., 2014). Não havia nenhuma evidência de maiores níveis de regeneração em zonas ribeirinhas, embora os proprietários são obrigados por lei a restaurar tais áreas. Uma série de fatores limita a melhoria da proteção e recuperação de matas ciliares. Estes incluem a conscientização limitada das exigências de conformidade ambiental, a necessidade de melhorar a capacidade técnica em mapear a distribuição e extensão das matas ciliares e os limites das propriedades privadas, e melhorar o acesso aos recursos financeiros e capacidade técnica necessária para apoiar projetos de restauração (NUNES et al., 2014).

Quando localizadas em áreas agrícolas, elas previnem ou minimizam a movimentação de sedimentos gerados durante o processo erosivo (ADDISCOTT, 1997). Sua falta, além de provocar a degradação da área agrícola e a erosão dos solos, causa impactos fora do local de sua ocorrência (LAL, 1998), como a contaminação dos cursos d'água pela introdução de partículas de sedimentos e de contaminantes químicos, que aplicados na área agrícola podem ser carregados durante o processo de erosão ligados aos sedimentos (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990; LIESS et al., 1999; SPAROVEK et al., 2001a; HARRIS; FORSTER, 2001; RITTER; SHIRMOHAMMADI, 2001; FILIZOLA; FERRACINI; SANS., 2003). Também comprometem a qualidade do habitat dos animais devido à perda de resíduos lenhosos, serapilheira, e entradas de carbono orgânico dissolvido (CASTELLE; JOHNSON, 2000); devido à falta de sombra (RUTHERFORD et al., 1999), devido à radiação UV solar (KELLY; BOTHWELL; SCHINDLER, 2003), à temperatura (JOHNSON; JONES, 2000); e menor proteção contra poluentes contínuos (LOWRANCE et al., 1997).

Florestas com dosséis altos proporcionam sombra aos corpos d'água ajudando a manter a água fresca no verão (MOORE; SPITTLEHOUSE; STORY, 2005). A remoção

parcial da copa ciliar é susceptível de enfraquecer a ligação ecológica entre a floresta e os córregos devido a entradas menores de serapilheira e de madeira (HOOVER; PINTO; RICHARLISON, 2011). O dossel florestal tende a reduzir a temperatura do ar durante o dia em comparação com grandes áreas abertas. Estudos relataram diferenças entre elas, sendo que a temperatura do ar variou de 3° C (BROSOFKSKE et al., 1997; DAVIES-COLLEY et al., 2000; SPITTLEHOUSE et al., 2004) a 6° C (YOUNG; MITCHELL, 1994; CHEN; FRANKLIN; SPIES, 1995; CADENASSO; TRAYNOR; PICKETT 1997). Durante a noite, a temperatura do ar em áreas florestais são tipicamente cerca de 1° C mais elevada do que a céu aberto (CHEN; FRANKLIN; SPIES, 1995; SPITTLEHOUSE et al., 2004). As temperaturas da superfície da água e de solo mostraram as maiores diferenças entre mata fechada e desmatamento, ou seja, estão entre 10 e 15° C inferior sob dosséis florestais durante o dia e entre 1 a 2° C superior à noite (CHEN; FRANKLIN; SPIES, 1995; BROSOFKSKE et al., 1997; SPITTLEHOUSE et al., 2004).

Recentes estudos documentaram aumentos na temperatura da água ao longo de grandes áreas geográficas em muitas partes do mundo (NELSON; PALMER, 2007; KAUSHAL et al., 2010; HESTER; DOYLE, 2011) que têm sido atribuídas às alterações climáticas, alterações humanas e hidrologia, ou uma combinação destes fatores. Conseqüentemente, os gestores de bacias hidrográficas começaram a fazer a gestão da zona ribeirinha, mais comumente, manutenção e restauração da vegetação ripária, incluindo plantio de árvore, uma alta prioridade como forma de melhorar ou compensar alguns dos aumentos de temperatura antropogênicas (BROADMEADOW et al., 2011.; HESTER; DOYLE, 2011).

Um estudo realizado em dezesseis córregos no leste da América do Norte mostrou que o desmatamento ciliar provoca estreitamento dos riachos, reduzindo o ecossistema e aumentando o número de poluentes. Florestas maiores possuem mais macroinvertebrados, que processam um maior número de matéria orgânica, e absorvem mais nitrogênio por unidade de comprimento do riacho. Estreitamento de córregos anulam quaisquer vantagens potenciais do desmatamento em relação a abundância de peixes, qualidade da matéria orgânica dissolvida, e degradação de pesticidas (SWEENEY et al., 2004).

Atualmente, no Brasil, as matas ciliares estão sendo ameaçadas pelas práticas da agricultura e pecuária. A preservação deste tipo de formação florestal é de extrema importância para o meio ambiente e isto é possível através de intensa fiscalização pelos órgãos estaduais e federais que cuidam do meio ambiente. A aplicação de multas também se faz necessário como fator coadjuvante no processo de preservação (AUGUSTUS, 2012).

Segundo Nunes et al., (2014), as atividades de baixo impacto, como o ecoturismo e projetos públicos são permitidos nas áreas ribeirinhas, ao lado de outras zonas particularmente sensíveis, tais como nascentes, encostas íngremes e topos de morro.

Um dos maiores impactos ambientais negativos produzidos por tal desmatamento é o processo de erosão do solo (CERDAN et al., 2002; VAN MUYSEN; GOVERS, 2002; USÓN; RAMOS, 2001; ZHOU; ZHU, 2001) e a consequente lixiviação de nutrientes para os rios (DRECHSEL et al., 2001; SEQUI; CIAVATTA; ANTISARI, 1991; BITTENCOURT, 1982), causando a eutrofização da massa de água (WITHERS; LORD, 2002; JAWORSKI et al., 1992; ROSENSTEEL; STROM, 1991; ESTEVES, 1988). Ele também pode causar contaminação e poluição do meio ambiente (MANAHAN, 1994; ROSE et al., 1991; ROSSI et al., 1991) e causar riscos à saúde da população (WITHERS; LORD, 2002) .

As pastagens são a principal razão da destruição das matas ciliares. A maior umidade das várzeas e beira de rios permite seu melhor desenvolvimento de pastagens na estação da seca e, por essa razão, os fazendeiros recorrem a essa opção mais simples. Também as queimadas, utilizadas como prática agropecuária para renovação de pastagens ou limpeza da terra, aparecem como causas de degradação. O efeito das queimadas leva ao empobrecimento progressivo do solo (WWFBRASIL, 2012). Muitos fazendeiros, no intuito de facilitarem a chegada do gado até a beira do rio ou lago, retiram a vegetação em sua totalidade, além da ausência de proteção para o solo, o pisoteamento do gado facilita o processo erosivo e por consequência a entrada de sedimentos para as águas (AUGUSTUS, 2012).

Outro problema que ameaça as matas ciliares brasileiras é o crescimento urbano desordenado e ilegal. Muitas construções habitacionais são feitas nas margens dos rios e lagos, provocando desmatamento e poluição por esgoto doméstico (WWFBRASIL, 2012). Rios e córregos estão sendo alterados pela degradação da mata ciliar seja pela erosão, assoreamento, poluição química, esgoto doméstico, remoção de pedras e areia e desmatamento (LAMBIN; GEIST; LEPPERS, 2003), incluindo córregos situados na Mata Atlântica (MENEZES et al., 2007). Estas ações humanas geram grandes impactos ambientais para os fluxos estruturais (LORION; KENNEDY, 2009) o que torna difícil manter a integridade desses ecossistemas (FERREIRA; CASATTI, 2006; CASATTI et al., 2012; CASATTI; LANGEANI; FERREIRA, 2006).

Treze milhões de hectares de florestas do mundo foram perdidos a cada ano durante a última década (FAO, 2010), principalmente devido à conversão para a pecuária e para a agricultura (MARGULIS, 2003; FAO, 2010). Entre 2000 e 2010, o Brasil só contribuiu para

44% do resultado líquido global das florestas, a maioria dos quais pode ser atribuído ao desmatamento na Amazônia (FAO 2010; BARRETO; ARAÚJO, 2012). No entanto, o Brasil também mostrou o maior declínio na perda florestal anual na última década, devido principalmente a uma queda acentuada no desmatamento da Amazônia desde 2005 (HANSEN et al., 2013).

As principais causas do assoreamento de rios, ribeirões e córregos, lagos, lagoas e nascentes estão relacionadas aos desmatamentos, tanto das matas ciliares quanto das demais coberturas vegetais que, naturalmente, protegem os solos (CASTRO; MARTINEZ CASTRO; SOUZA, 2013). As áreas que já foram devastadas devem passar por um processo de reflorestamento, como forma de evitar danos aos ecossistemas e aos rios (WWFBRASIL, 2012) e estão sujeitas a inundações frequentes. A recomposição das matas ciliares é de extrema importância para o desenvolvimento sustentável em todo o Brasil, pois desempenham o papel de proteger as margens dos corpos d'água, evitando o assoreamento, também favorecem a regularização da vazão dos rios e córregos além de oferecer abrigo e alimentação para a fauna local.

Enfim, a exposição dos solos para práticas agrícolas, exploração agropecuária, mineração ou para ocupações urbanas, em geral acompanhadas de movimentação de terra e da impermeabilização do solo, abrem caminho para os processos erosivos e para o transporte de materiais orgânicos e inorgânicos, que são drenados até o depósito final nos leitos dos cursos d'água e dos lagos. O assoreamento reduz o volume de água, torna-a turva e impossibilita a entrada de luz dificultando a fotossíntese e impedindo renovação do oxigênio para algas e peixes, conduzindo rios e lagos ao desaparecimento. Quando isso ocorre, cabe às matas ciliares servirem de filtro para que este material não se deposite sob a água (CASTRO; MARTINEZ CASTRO; SOUZA, 2013).

A importância da preservação e recomposição das matas ciliares bem como o seu reconhecimento como parte integrante da rede de drenagem de uma bacia hidrográfica vem se intensificando nos últimos anos à medida que vem sendo incorporada legislativamente nos códigos florestais no país (CASTRO; MARTINEZ CASTRO; SOUZA, 2013). As reservas legais e especialmente as matas ciliares cumprem a importante função de corredores para a fauna, pois permitem que animais silvestres possam deslocar-se de uma região para outra, tanto em busca de alimentos como para fins de acasalamento (WWFBRASIL, 2012). Segundo Sabbag e Zina (2011), 13 espécies de anuros foram encontrados no interior de uma mata

ciliar, em São Carlos, às margens de um córrego, se reproduzindo. Segundo os autores, matas ciliares são excelentes locais para reprodução de tais animais.

Moura e Schlindwein (2009), mostraram em seu estudo, que as abelhas euglossini são restritas às matas ciliares, sendo ausentes em locais onde elas foram derrubadas. Isto enfatiza a necessidade de proteção da vegetação ripária para a manutenção da biodiversidade. Trindade et al. (2013), reiteraram que trechos com mata ciliar, a diversidade alimentar para os peixes é maior contrapondo àqueles que estão no trecho sem mata ciliar e que necessitam de maior quantidade de alimento para satisfazer suas necessidades fisiológicas. Estes resultados acentuam a importância da mata ciliar como fonte de alimento para os peixes.

Além de fornecer recursos alimentares, as zonas ripárias têm outras funções importantes para as espécies de peixes em ecossistemas fluviais: elas desempenham um papel atenuante, filtram sedimentos de atividades humanas; servem como abrigo para ictiofauna (ANGERMEIER; KARR, 1983); influenciam o processo geomorfológico, especialmente a manutenção da corrente de estrutura (BROOKS et al., 2004; SWEENEY et al., 2004); fornecem sombra e cobertura; que mantém a qualidade da água (GROWNS; GEHRKE, 2003). Quando a vegetação ciliar ou a morfologia do canal do rio é modificada, a biota aquática torna-se afetada por transporte de sedimentos, aumento da temperatura e ruptura da cadeia alimentar (DUFECH; AZEVEDO; FIALHO, 2003), fazendo com que desapareçam algumas espécies de animais (MELO; MACHADO; PINTO SILVA, 2004).

Sabe-se que espécies de *Characidae*, peixes actinoptérgeos, mostraram alterações importantes em seus hábitos alimentares como resposta a flutuações ambientais e escassez de seus alimentos preferenciais (CASATTI; LANGEANI; CASTRO, 2001). De acordo com vários autores (BOJSEN; BARRIGA, 2002; CASATTI et al., 2012) alterações de hábitos alimentares podem ser relacionadas com as condições ambientais alteradas. A remoção da cobertura vegetal provoca um aumento na incidência da luz e da carga de nutrientes, provocando eutrofização da água e aumento de produtividade primária dos peixes (BUNN; DAVIES; KELLAWAY, 1997; LUÍS et al., 1998; TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Segundo Trindade et al (2013), a composição da dieta da espécie *Astyanax vermillion*, muda quando as áreas com e sem vegetação são comparadas, indicando que a espécie exibe um comportamento oportunista. Esta adaptação a condições ambientais adversas é comum em pequenos *Caracídeos* com hábitos nectônicos (DUFECH; AZEVEDO; FIALHO, 2003; REZENDE; MAZZONI, 2005; CENEVIVA BASTOS; CASATTI, 2007; MAZZONI; NERI;

IGLESIAS RIOS, 2010), possivelmente como resultado de uma série de adaptações morfológicas e comportamentais (FERREIRA et al., 2012).

Esta evidência sugere a necessidade desses indivíduos de se alimentarem em maior quantidade para atender as deficiências nutricionais, uma vez que o alimento preferido, na área preservada são insetos terrestres, um bem escasso em áreas sem vegetação ribeirinha. Estes resultados validam a importância da mata ciliar na manutenção da integridade dos córregos de baixa ordem e mostram que o conhecimento dos hábitos alimentares dos peixes de riachos pode ser usado como uma ferramenta importante para a prestação de informação em estudos pontuais de impactos (TRINDADE et al., 2013).

A zona ripária representa uma área de importantes interações, sejam biológicas, físicas ou químicas, entre o ecossistema terrestre e aquático (GREGORY et al., 1991). Essas áreas são geralmente caracterizadas por uma alta diversidade de fauna, flora e processos ecológicos (PUSEY; ARTHINGTON, 2003). Beltrão, Medeiros e Ramos (2009), avaliaram a estrutura do habitat aquático e a fauna de peixes com relação à presença e ausência da mata ciliar natural em um reservatório no Nordeste brasileiro. Chegaram à conclusão de que a mata ciliar representa um importante habitat para os peixes das espécies *Metynnis lippincottianus* e *Crenicichla menezesi*, e que na falta de mata ciliar eles quase desapareceram. Também as espécies *Cichlasoma orientale* e *Cichla ocellaris* estiveram mais fortemente correlacionadas com áreas onde a mata ciliar estava preservada, segundo os autores.

O habitat físico de muitos ambientes aquáticos em todo o mundo foi degradado por atividades humanas (MUGODO et al., 2006). Dado o grande número de ligações entre a vegetação ribeirinha e os ecossistemas aquáticos, não é de estranhar que as assembleias de peixes e diversidade da composição e estrutura do seu habitat têm sido associadas a variações na cobertura ciliar (VONO; BARBOSA, 2001). Matas ciliares são geralmente associadas à retenção de sedimentos e à mitigação dos impactos extrínsecos em áreas de lavoura (SANTOS; SPAROVEK, 2011). De acordo com Wang, Yin e Shan (2005), quanto maior o estado de deterioração de uma mata ciliar menor sua eficiência em reter sedimentos, devido à sua menor capacidade de reduzir a velocidade de transporte de partículas, ou seja, menor controle hidrológico.

Estudos sobre a retenção de sedimentos em zonas ripárias em paisagens predominantemente agrícolas são de extrema importância, principalmente, na investigação da efetividade das larguras das faixas ciliares na proteção dos recursos hídricos (PHILLIPS, 1989; LOWRANCE et al., 1997; SIMÕES, 2001; SPAROVEK et al., 2001b; COLLINS et al.,

2010), gerando subsídios para o estabelecimento de larguras ótimas de matas ciliares no exercício do papel de filtro na retenção de nutrientes e sedimentos advindos de áreas agrícolas. Nunes e Pinto (2007) mostraram que a mata nativa apresentou um comportamento sazonal de queda de serapilheira, se contrapondo ao reflorestamento e que não apresentou sazonalidade para a queda das folhas.

A decomposição da serapilheira é regulada pelas condições do solo, fatores ambientais e pela qualidade do substrato (REZENDE, 2001), sendo que, em geral, observa-se um aumento da deposição da serapilheira até a idade em que as árvores atingem a maturidade ou fecham as suas copas (VITAL et al., 2004). Os resultados obtidos estão de acordo com os valores próprios das matas localizadas sobre planícies aluvionares tropicais. Foram encontradas grandes diferenças entre os períodos de maior produção de serapilheira entre a mata ciliar nativa e a reflorestada, para o que estariam agindo de forma conjunta à dinâmica a florística e o estágio sucessional das espécies existentes nos trechos de vegetação estudados (NUNES; PINTO, 2007).

A serapilheira representa a reserva central de elementos minerais e orgânicos em ecossistemas de florestas tropicais, onde os solos são quimicamente pobres e sua decomposição possibilita que os elementos liberados da biomassa vegetal entrem no sistema (MARTIUS et al., 2004). Ela também é muito importante na formação das espécies arbóreas das zonas ripárias. Em um estudo sobre grande quantidade de serapilheira nas matas, espécies pioneiras, como *Cecropia pachystachya*, são observadas no seu interior, ao lado de exemplares de grande porte, característicos de estágio sucessional clímax, como *Hymenea coubaril*, *Ficus gomeleira*, *Copaifera langsdorffi* (NUNES; PINTO, 2007). A altura do dossel atinge de 12 a 15 m e abriga um grande número de lianas. Dentre as espécies de maior importância, destacam-se *Alchornea* sp., *Trichilia claussoni* e *Ficus gomeleira* (BARRETO, 2002).

A produção de serapilheira apresentou valores elevados, totalizando 15,1 t ha⁻¹/ano na mata nativa e 11,4 t ha⁻¹/ano no reflorestamento, com uma distribuição mensal diferenciada nos dois trechos de mata ciliar. O trecho de mata nativa apresentou maior produção de serapilheira, como reflexo da abundância de indivíduos arbóreos com maior porte e espessura, além de dossel mais fechado (NUNES; PINTO, 2007). Segundo esses mesmos autores, embora a elevada produção de serapilheira nos trechos de mata ciliar estudados tenha correspondido ao obtido em estudos desenvolvidos em matas ciliares, de planícies aluvionares tropicais, a maior queda de serapilheira ao solo na estação seca na mata

nativa, se contrapondo ao reflorestamento, cujos picos foram registrados na estação chuvosa, revelou o comportamento antagônico entre elas, refletindo a florística e o estágio sucessional das espécies existentes nos trechos de vegetação estudados.

Matas nativas tendem a produzir mais serrapilheira do que matas reflorestadas. Na maioria das vezes, os reflorestamentos ripários foram implantados a partir do final da década de 1980 e, devido à sua baixa idade, podem ser ainda considerados áreas de teste. Estudos sobre a eficácia de tais plantios, para promover a restauração de ecossistemas ripários, ainda são escassos e muito recentes, mas sua eficácia em relação à proteção das águas é inquestionável, uma vez que irá protegê-las. Há que se reflorestar visando sempre as características do local com escolhas certas das mudas.

Entre as diferenças das matas formadas, e matas reflorestadas, Nunes e Pinto (2012), caracterizaram que a umidade relativa do ar é maior na mata ciliar nativa do que na reflorestada. O maior teor de cinzas obtido no reflorestamento pode estar relacionado à ocorrência de queimadas anteriores ao experimento no local (LE SANN, 2002), de forma que o folheto do experimento pode já ter sido parcialmente queimado ou contaminado pela grande quantidade de cinzas remanescente no solo, resultando em um menor retorno de matéria orgânica, em detrimento à mata ciliar nativa. Em contrapartida, tais queimadas podem, em parte, ter contribuído para uma maior liberação de nutrientes no solo, o que poderia ter influenciado nos altos teores de minerais observados no reflorestamento (NUNES; PINTO, 2012).

Assim como o encontrado neste estudo, Toledo, Pereira e Menezes (2002) evidenciaram as diferenças na ciclagem de matéria orgânica entre áreas de florestas próximas em estados de sucessão ecológica distintos, de forma que a taxa de decomposição mais lenta observada no reflorestamento pode estar relacionada ao porte e diversidade dos exemplares. Além disso, a sua composição florística pouco diversificada pode ter contribuído para uma decomposição mais lenta com o predomínio de poucas espécies no seu interior, dentre as quais algumas exóticas com grande abundância, como a *Bauhinia variegata* L., o que contribui para a baixa diversidade do material em decomposição, reduzindo, conseqüentemente, a diversidade da fauna que a utiliza (NUNES; PINTO, 2012).

Com o objetivo de avaliar as propriedades químicas de solo sob reflorestamento ciliar após 20 anos de plantio em área de Cerrado, Silva, Moraes e Buzetti (2011) desenvolveram um experimento de campo na fazenda experimental da UNESP (Universidade Estadual de São Paulo). Dentre os resultados encontrados, verificou-se que as espécies

plantadas no reflorestamento ciliar estão contribuindo com a deposição de material orgânico suficientemente para que haja reciclagem de nutrientes e mantendo as propriedades químicas desse solo em boas condições, para que ocorra o estabelecimento da mata ciliar.

Com isso, vegetações ripárias são de extrema importância para evitar a erosão do solo nas margens dos rios, córregos e lagos e sem elas, um corpo hídrico pode sofrer com o processo de assoreamento. Matas ciliares são importantes também para evitar o ressecamento de barrancos e brejos, evitando desmoronamentos; atuam no processo de umidificação das margens de rios e lagos, servindo de habitat para grande quantidade de espécies de animais, principalmente de pássaros, mamíferos e répteis. Há também grande concentração de espécies vegetais nativas e possuem a importante função de melhorar a qualidade da água dos rios, córregos e lagos atuando na proteção física das margens. Servem de espaços temporários de transição para espécies de aves migratórias, que vão de um bioma para outro. As matas ciliares fornecem energia e nutrientes para o ecossistema aquático de rios, lagos, riachos, açudes e córregos (RODRIGUES; FILHO, 2014). E são importantes também para conter o carreamento de produtos que escorrem dos solos.

2.2 MACRO E MICRONUTRIENTES

A planta necessita dentre outros de treze elementos minerais essenciais, os quais foram classificados em macronutrientes e micronutrientes. Eles são retirados do solo, na forma iônica, com água ou por transporte ativo. Os macronutrientes são: nitrogênio (N); fósforo (P); potássio (K) (avaliados neste estudo); cálcio (Ca); magnésio (Mg) e enxofre (S) (não avaliados nesse estudo). Os micronutrientes são: Ferro (Fe); manganês (Mn); cobre (Cu) e zinco (Zn) (avaliados neste estudo); boro (B) e cloro (Cl); (não avaliados nesse estudo). Oxigênio, hidrogênio e carbono são macronutrientes retirados do ar e da água (OLIVEIRA, 1996).

Os elementos Zn, Cu, Fe, e Mn são essenciais ao desenvolvimento e à sobrevivência de vegetais e animais, participando direta ou indiretamente de diversas atividades metabólicas nos seres vivos. Esses micronutrientes têm como fonte primária o solo, de onde são absorvidos pelas plantas e transferidos para os animais e o homem via ingestão de alimentos (CARVALHO; NASCIMENTO; BIONDI, 2012).

Estudos ecológicos recentes têm mostrado que o potássio é ainda mais associado entre vários ecótipos de plantas (SARDANS; PEÑUELAS, 2014; SARDANS et al., 2012) do

que nitrogênio ou o potássio, em resposta a mudanças ambientais (RIVAS UBACH et al., 2012). A forte ligação entre as concentrações de potássio de plantas e disponibilidade de água (SARDANS et al., 2012; YAVITT; WRIGHT; WIEDER, 2004) justifica o estudo do nutriente e suas relações estequiométricas com outros nutrientes. Os micronutrientes são essenciais para o ciclo de vida das plantas, animais e seres humanos (KABATA-PENDIAS, 2011) e dependendo do conteúdo e das condições físico-químicas ambientais, tais elementos podem passar do estado de micronutrientes para elementos tóxicos, na qualidade de contaminantes do solo, da água e do ar (LARCHER, 2004).

A separação entre macro e micronutrientes obedece a razões apenas quantitativas. Os macronutrientes são exigidos em quantidades maiores, aparecendo na matéria seca do tecido vegetal em teores maiores (0,5 a 4% do peso seco da planta). Os micronutrientes são necessários em quantidades menores, apenas algumas partes por milhão. É errado pensar que os macronutrientes sejam mais importantes, já que as duas classes de elementos são igualmente pertinentes e a falta de qualquer um deles pode limitar o crescimento e a produção de plantas (SIRTOLI et al., 2006).

2.2.1 Nitrogênio

O contaminante inorgânico de maior preocupação em águas subterrâneas é o íon nitrato, NO_3^- , que normalmente ocorre em aquíferos de zonas rurais e suburbanas. O nitrato em águas subterrâneas origina-se principalmente de quatro fontes: aplicação de fertilizantes com nitrogênio em plantações; cultivo do solo; esgoto humano depositado em sistemas sépticos e deposição atmosférica (BAIRD; CANN, 2011). O nitrogênio é um importante elemento nas reações biológicas. Ele pode estar ligado a componentes que produzem muita energia, como aminoácidos e aminas, e nessas formas, o nitrogênio é conhecido como nitrogênio orgânico. Um dos elementos intermediários formados durante o metabolismo biológico é o nitrogênio amoniacal.

Com o nitrogênio orgânico, o amoniacal é considerado um indicador de poluição recente. A decomposição aeróbia finalmente leva à conversão de nitrogênio em nitrito e depois em nitrato. Nitrogênio com alto teor de nitrato e com baixo teor de amônia sugere que a poluição aconteceu há mais tempo (VESILIND; MORGAN, 2013). O excesso de íon nitrato em água potável é preocupante por causar em recém-nascidos a síndrome do bebê azul,

e em adultos, conforme pesquisas, pode ser responsável por causar câncer de estômago, e aumentar a probabilidade de câncer de mama em mulheres (BAIRD; CANN, 2011).

Dezenas de milhões de toneladas de nitrogênio são aplicadas anualmente como fertilizantes na agricultura, e alguns outros milhões com a produção de esterco. Inicialmente o resíduo animal oxidado (esterco), o nitrato de amônio, NH_4NO_3 , não absorvido e outros fertilizantes com nitrogênio foram considerados os culpados pela contaminação, de nitrogênio em águas subterrâneas, já que o nitrogênio reduzido, não utilizado pelas plantas, é convertido naturalmente a nitrato, o qual é altamente solúvel em água e pode facilmente ser lixiviado para a água subterrânea (BAIRD; CANN, 2011).

2.2.2 Fósforo

O elemento fósforo pode ser encontrado nos corpos d'água sob várias formas, sendo as mais comuns os ortofosfatos, polifosfatos, e o fósforo orgânico. O fósforo é constituído em sólidos em suspensão e sólidos solutos, na natureza é proveniente da dissolução dos solos e decomposição de matéria orgânica, já sua ocorrência antrópica pode advir do uso de fertilizantes, despejos domésticos e industriais, detergentes e excrementos animais. O fósforo quando ocorrer em excesso em um corpo d'água pode possibilitar supercrescimento de algas podendo vir a causar a eutrofização da água (DANELON; LUZ NETO; RODRIGUES, 2012). Embora não traga prejuízos diretos à saúde humana, elevados índices de fósforo podem indicar fontes de poluição como os já citados despejos domésticos e industriais (SPERLING, 1996).

2.2.3 Potássio

O potássio está presente nas rochas, na estrutura de muitos minerais, tais como os feldspatos potássicos e micas, e nos solos associado às argilas (KRAUSKOPF; BIRD, 1995). Seu principal uso é na composição de fertilizantes, mas também é utilizado na produção de diversos sais comerciais, na indústria de vidros, em fármacos e em munições. O potássio regula, junto com o sódio, o equilíbrio da água nos organismos (VAITSMAN; AFONSO; DUTRA, 2001). O potássio está presente nos solos em teores que variam muito dependendo das condições do local e, em águas, sua concentração também pode variar de acordo com as atividades ao seu redor.

As alterações antrópicas das concentrações ambientais de potássio podem ocorrer por diversos mecanismos. A retirada da cobertura original do solo proporciona a lixiviação deste elemento e sua vazão para o meio aquático (PROCHNOW; PROCHNOW; LIBERMAN, 2009). Para as análises de potássio em águas, foram encontrados valores, mas que não estão citados em literatura, e as concentrações deste elemento não ficaram ausentes nas análises realizadas.

2.2.4 Ferro

O ferro é encontrado em praticamente todas as águas, porém, quando encontrado em teores superiores a 0,5 ppm, a água tem sua cor, odor e sabor alterados (CUSTÓDIO; LLAMAS, 1983). Além da rejeição da água pelos consumidores, a presença dele na água pode implicar na sua precipitação nos filtros e/ou no pré-filtro de poços, reduzindo a eficiência destes (DRISCOLL, 1987).

Segundo Michalakos et al., (1997), o ferro nas águas superficiais é geralmente presente na forma Fe (III). Ele está presente no estado dissolvido em camadas profundas de alguns reservatórios com pouco oxigênio dissolvido ou em águas subterrâneas, na forma de Fe (II), Fe (OH) + ou na forma de quelatos. As formas dissolvidas do ferro podem ser precipitadas pelo incremento do potencial de oxidação, do pH ou de ambos (MORUZZI; REALI, 2012).

2.2.5 Zinco

A principal emissão natural de zinco é por erosão e suas fontes antropogênicas são: mineração, produção de ferro e aço, corrosão de estruturas galvanizadas, combustão de carvão e outros combustíveis, eliminação e incineração de resíduos e uso de fertilizantes e agrotóxicos. O transporte e distribuição do zinco no ar atmosférico dependem do tamanho das partículas e propriedades dos compostos. O metal é removido por deposição seca e úmida. (CETESB, 2013).

A concentração de zinco em água superficial geralmente é menor que 10 µg/L; na água do mar está entre 0,002 e 0,1 µg/L e na água subterrânea de 10 a 40 µg/L. O teor de zinco na água de torneira pode ser elevado devido a dissolução do metal em acessórios e tubulações. Alimentos ricos em proteínas, como carnes e organismos marinhos, contêm altas

concentrações de zinco (10- 50 mg/kg peso úmido), já grãos, legumes e frutas possuem teores menores que 5 mg/kg (CETESB, 2013).

2.2.6 Cobre

O cobre é um elemento essencial para o desenvolvimento das plantas, desempenha uma função vital em diversas enzimas e é muito importante na síntese da clorofila. Uma deficiência de cobre no solo pode provocar a clorose que se caracteriza pelo amarelamento das folhas das plantas. Em solos com baixos níveis de cobre este pode ser incorporado como suplemento nutritivo de outros fertilizantes. O cobre é necessário ao metabolismo animal sendo também importante no funcionamento do sistema circulatório dos animais invertebrados e na composição da hemoglobina (BENITES et al., 2014).

Pertence ao grupo dos metais pesados, que são severos poluentes de solo e de água devido à frequente utilização destes nas atividades agrícolas, estando presentes em diversos produtos, incluindo agrotóxicos. Além disso, estes compostos podem ser absorvidos e armazenados no organismo de animais, inclusive naqueles utilizados para consumo humano, a exemplo dos peixes, que acabam se intoxicando e colocando em risco a saúde das pessoas que vierem a se alimentar de sua carne (BENITES et al., 2014).

2.2.3 Manganês

O manganês apresenta-se dissolvido sob diferentes formas e depende basicamente do pH (MORUZZI; REALI, 2012). O acúmulo de manganês nas canalizações favorece o crescimento de bactérias ferruginosas nos sistemas de distribuição. O resultado deste processo pode ser a formação de compostos coloridos e odorosos na rede. Assim, o problema é remover o manganês, antes da sua entrada nos sistemas de distribuição. Sua presença na água de abastecimento pode acarretar em diversos problemas. Teores excessivos de manganês nas águas apresentam vários inconvenientes (RICHTER; AZEVEDO NETTO, 1991), dentre os quais:

- a) Mancham tecidos, roupas, utensílios sanitários, etc;
- b) Causam sabor desagradável, “metálico”;
- c) Prejudicam a preparação de café e chá;

- d) Interferem em processos industriais (fabricação de papel, tecidos, tinturarias e cervejarias) etc;
- e) Podem causar depósitos e incrustações;
- f) Podem possibilitar o aparecimento de bactérias ferruginosas nocivas.

2.3 ÁGUAS

A água consiste em um bem imprescindível para a manutenção da vida e ao desenvolvimento socioeconômico sendo importante economizá-la e preservá-la para que no futuro ela não falte. Sua demanda global é em grande parte influenciada pelo crescimento da população, as políticas de urbanização, segurança alimentar, energética e processos macroeconômicos, tais como a globalização do comércio e a mudança dos padrões de consumo (ONU, 2015). O crescimento populacional é um dos principais fatores e sua relação não é linear: ao longo das últimas décadas, a taxa de procura para a água dobrou a taxa de crescimento universal (USCB, 2012).

Segundo Martinez e Cóluz, (2002), aproximadamente 75% da superfície do planeta Terra é coberta por água. A maior parte dessa água, cerca de 97,3%, é salgada e está dentro dos oceanos e somente o restante é de água doce. Do volume total desta água doce, disponível no planeta, 75% está distribuído principalmente entre os polos, na forma de gelo e geleiras, e 23% constituem água subterrânea. Assim, apenas 2% estão nos rios e lagos. Essa água representa, portanto, um recurso bastante escasso.

Até 2030, o planeta enfrentará um déficit de água de 40%, a menos que seja melhorada a gestão desse precioso recurso global (FAO, 2011). Em 2050, a demanda global de água está projetada para aumentar em 55%, principalmente devido ao crescente consumo, à crescente produção de eletricidade e uso doméstico (ONU, 2015), portanto a agricultura terá de produzir 60% mais alimentos a nível mundial, e 100% a mais nos países em desenvolvimento (ALEXANDRATOS; BRUINSMA, 2012).

Ainda, segundo a ONU, aproximadamente 70% de toda a água potável disponível no mundo são utilizadas para irrigação. A agricultura é fundamental para o ser humano, mas é também um dos setores que mais consome água no Brasil e no mundo. As atividades industriais consomem 20% e o uso doméstico 10% (ONU, 2015).

O Brasil tem 12% das reservas de água doce do planeta, o que deveria lhe garantir uma situação privilegiada. Mas a falta de tratamento harmônico para esse bem tem o tornado

cada vez mais parco (ARAIA, 2009). Exploração imoderada, despreocupação com as fontes de água, má distribuição, poluição, desmatamento e desperdício, principalmente agrícola, são alguns dos fatores que comprovam a incúria com este recurso.

Nos próximos anos, não é só o crescimento populacional que coloca em risco os ciclos de produção de água, energia e agricultura. As mudanças climáticas também ameaçam elevar a temperatura e o nível do mar, por exemplo, e provocar secas mais intensas e frequentes, o que reduz a disponibilidade da água (CERRATI, 2014). Em meio a uma grave crise de falta de água que afeta atualmente o Sudeste do país, faz-se necessário economizar esse bem.

Com isso, as correntes taxas de crescimento das demandas agrícolas no mundo de recursos de água doce são insustentáveis, uma vez que, o uso ineficiente da água para a produção agrícola esgota aquíferos, reduz o volume dos rios, degrada habitats da vida selvagem, e tem causado salinização de 20% da área de terra irrigada global (FAO, 2011). Agrotóxicos, fertilizantes e outros produtos que escorrem para as águas contaminando-as fazem com que esse recurso fique ainda mais indisponível no planeta.

2.4 LEGISLAÇÃO AMBIENTAL

Com o propósito de incentivar as boas práticas agrícolas e evitar impactos adversos da agricultura no meio ambiente e na saúde pública, grande parte dos países estabeleceram limites máximos permitidos para determinados produtos em amostras de água. Com o desenvolvimento de técnicas de quantificação mais sofisticadas e a constante preocupação da sociedade, em diversos países o número de moléculas com valores máximos permitidos aumentou e, em alguns casos, os limites tolerados foram reduzidos (ALDER; GREULICH; KEMPE, 2006).

A Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005), dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. De acordo com o seu capítulo II, artigo 3º, as águas doces, salobras e salinas do território nacional são classificadas, segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes, em treze classes de qualidade. Os açudes Marolândia e Limeira pertencem ao grupo das águas doces de classe III, águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado;
- b) a irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;
- c) a pesca amadora;
- d) a recreação de contato secundário; e
- e) a dessedentação de animais.

As águas doces de classe 3 observarão as seguintes condições e padrões:

Condições de qualidade de água:

- a) não verificação de efeito tóxico agudo a organismos, de acordo com os critérios estabelecidos pelo órgão ambiental competente, ou, na sua ausência, por instituições nacionais ou internacionais renomadas, comprovado pela realização de ensaio ecotoxicológico padronizado ou outro método cientificamente reconhecido;
- b) materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais: virtualmente ausentes;
- c) óleos e graxas: virtualmente ausentes;
- d) substâncias que comuniquem gosto ou odor: virtualmente ausentes;
- e) não será permitida a presença de corantes provenientes de fontes antrópicas que não sejam removíveis por processo de coagulação, sedimentação e filtração convencionais;
- f) resíduos sólidos objetáveis: virtualmente ausentes;
- g) coliformes termotolerantes: para o uso de recreação de contato secundário não deverá ser excedido um limite de 2500 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. Para dessedentação de animais criados confinados não deverá ser excedido o limite de 1000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 4000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras coletadas durante o período de um ano, com periodicidade bimestral. A *Escherichia Coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental;
- h) cianobactérias para dessedentação de animais: os valores de densidade de cianobactérias não deverão exceder $50.000 \text{ cel.ml}^{-1}$, ou $5\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$;
- i) DBO 5 dias a 20°C até $10 \text{ mg.L}^{-1} \text{ O}_2$;
- j) OD, em qualquer amostra, não inferior a $4 \text{ mg/L}^{-1} \text{ O}_2$;

- l) turbidez ate 100 UNT;
- m) cor verdadeira: ate 75 mg Pt/L; e,
- n) pH: 6,0 a 9,0.

Neste estudo, além da presença dos macro e micronutrientes nas amostras de água, foram analisados os seguintes indicadores coadjuvantes: pH, turbidez e condutividade elétrica. Tais parâmetros foram escolhidos, uma vez que, com a chegada dos nutrientes nas águas, certifica-se se eles alteram as propriedades físico-químicas importantes que compõem esse bem natural indispensável à sobrevivência dos seres vivos. Parâmetro estes, de fácil realização, quer seja no campo ou em laboratórios, proporcionam baixo custo e possibilitam informações importantes de enquadramento nas classes da resolução de corpos hídricos superficiais doces.

O pH (potencial hidrogeniônico) é uma medida que determina se a água é ácida ou alcalina. É um parâmetro que deve ser acompanhado para melhorar os processos de tratamento e preservar as tubulações contra corrosões ou entupimentos. Esse fator não traz riscos sanitários e a faixa recomendada de pH na água distribuída é de 6,0 a 9,0 (BRASIL, 2011). A alteração do valor de pH também influencia a natureza da superfície do solo e as características químicas de certos produtos são fortemente dependentes do pH, devido aos átomos ionizáveis em seus grupos funcionais (LAVORENTI, 1996).

Sua escala compreende valores de 0 a 14, sendo que o 7 é considerado o valor neutro. O valor 0 (zero) representa a acidez máxima e o valor 14 (quatorze) a alcalinidade máxima. Quando o pH é muito alto ou muito baixo, as raízes não conseguem aproveitar os nutrientes nas proporções adequadas. Geralmente isso vai aparecer na planta como deficiências ou excesso de nutrientes, sendo os sintomas perceptíveis nas pontas das folhas no caso, por exemplo de uma overfert (excesso). O resultado é um crescimento lento, baixo rendimento e, finalmente, a planta pode morrer (ESTEVES, 2011).

A turbidez é a medida da dificuldade de um feixe de luz atravessar uma certa quantidade de água, conferindo uma aparência turva à mesma. Essa medição é feita com o turbidímetro ou nefelômetro, que compara o espalhamento de um feixe de luz ao passar pela amostra, com o de um feixe de igual intensidade, ao passar por uma suspensão padrão. Quanto maior o espalhamento, maior será a turbidez. Os valores são expressos, normalmente, em Unidades Nefelométricas de Turbidez - UNT, ou em mg/l^{-1} de SiO_2 (miligramas por litro em Sílica). As principais causas da turbidez da água são: presença de matérias sólidas em

suspensão (silte, argila, sílica, coloides), matéria orgânica e inorgânica, organismos microscópicos e algas (UFRRJ, 2015).

A origem desses materiais pode ser o solo (quando não há mata ciliar); a mineração (como a retirada de areia ou a exploração de argila); as indústrias; ou o esgoto doméstico, lançado no manancial sem tratamento. Há que se distinguir entre a matéria suspensa ou sedimento, que precipita rapidamente, daquela que se precipita vagarosamente e que provoca a turbidez. A turbidez é encontrada em quase todas as águas de superfície, em valores elevados (até 2.000 mg/l^{-1} de SiO_2), mas está normalmente ausente nas águas subterrâneas. (UFRRJ, 2015).

Via de regra, após uma chuva forte, as águas dos mananciais de superfície ficam turvas, graças ao carreamento dos sedimentos das margens pela enxurrada. Assim, os solos argilosos e as águas em movimentação, ocasionam turbidez. A turbidez, além de reduzir a penetração da luz solar na coluna d'água, prejudicando a fotossíntese das algas e plantas aquáticas submersas, pode recobrir os ovos dos peixes e os invertebrados bênticos que vivem no fundo do corpo hídrico (UFRRJ, 2015). Os sedimentos em suspensão podem carrear nutrientes e agrotóxicos, obstruindo as guelras dos peixes, e até interferir na habilidade do peixe em se alimentar e se defender dos seus predadores. As partículas em suspensão localizadas próximo à superfície podem absorver calor adicional da luz solar, aumentando a temperatura da camada superficial da água (UFRRJ, 2015).

A condutividade elétrica é uma medida da concentração total de sais dissolvidos presentes na água sendo que a água conduz eletricidade, pois nela existem diversos íons dissolvidos, os quais possuem cargas elétricas. As águas geralmente contêm íons Cl^- e H^+ , além de diversos outros, dependendo do tratamento conferido. No entanto, nem toda a água conduz eletricidade, teoricamente (ESTEVEES, 2011).

A condutividade elétrica de uma solução de nutrientes e água pode ser expressa como Siemens por cm (S/cm), millisimens por cm (mS/cm) ou Microsimens por cm ($\mu\text{S/cm}$). Outros, no entanto, geram o resultado em p.p.m. (partes por milhão), uma unidade de medida mais familiar. Nesse caso o medidor é chamado medidor de TDS, que significa Total de Sólidos Dissolvidos. Para saber a quantidade de fertilizante aplicado nas proximidades das águas é preciso monitorar o valor da condutividade elétrica da solução de água mais nutrientes. (ESTEVEES, 2011).

Segundo a resolução CONAMA, 357 (BRASIL, 2005), os parâmetros de qualidade da água, ou seja, substâncias ou outros indicadores representativos de qualidade a serem seguidos, para as análises de água, Classe III, águas doces, estão na tabela 1:

Tabela 1 – Valores máximos dos indicadores segundo a Resolução 357 CONAMA de 2005

Nutrientes	Valor Máximo CONAMA
Nitrogênio	13,3 mg/L ⁻¹
Fósforo	0,15 mg/L ⁻¹
Potássio	ND**
Ferro	5,0 mg/L ⁻¹
Zinco	5,0 mg/L ⁻¹
Cobre	0,013 mg/L ⁻¹
Manganês	0,5 mg/L ⁻¹
pH	6,0 a 9,0
Condutividade Elétrica	ND**
Turbidez	100 UNT

** Valor não determinado.

Fonte: Resolução CONAMA 357 de 2005

2.5 FLUXO DE NUTRIENTES

A condutividade hidráulica é um coeficiente que expressa a facilidade com que um fluido é transportado através de um meio poroso, que varia de solo para solo e até mesmo no próprio solo, dependendo, portanto, das propriedades do meio e do fluido. Podem-se citar como propriedades mais importantes do solo a forma de suas partículas, a superfície específica, a porosidade, a estrutura, a compactação, ou seja, todas as propriedades que refletem a geometria porosa do solo (LIBARDI, 2000). Nutrientes no solo tanto podem ser dispersos no escoamento ou transportados com as partículas do solo (AVIGLIANO et al., 2014).

Estudo de diversas características do carreamento ou escoamento superficial, devido às atividades humanas, traz um papel importante na compreensão dos efeitos da mudança em processos hidrológicos sobre a superfície da terra (SHI et al., 2007). Para entender os futuros efeitos das mudanças de uso da terra sobre as características de escoamento, é importante ter uma compreensão de que ocorreram mudanças históricas no uso da terra (CROKE; MERRIT;

JAKEMAN, 2004). Por isso, é imperativo que o escoamento superficial e o carreamento aconteçam devido a mudanças no uso da terra e cada região deve ser avaliada cada qual com sua característica (SHI et al., 2007).

Simulações de carreamento de fósforo e nitrogênio foram realizadas em alguns estudos. Para fósforo solúvel, o principal mecanismo de movimento do solo é a difusão. Devido a sua baixa mobilidade em solução, a quantidade dele transportada por escoamento superficial é limitada a interação nas camadas superiores a 10 cm do perfil do solo (NEITSCH et al., 2011). A simulação mostrou uma redução significativa na perda de nutrientes associado com a introdução de terraços. A redução na perda de nutrientes associados com a formação de terraços foi, em média de 42% e 31,8% para nitrogênio e fósforo, respectivamente.

A simulação das medidas de conservação do solo considerados neste estudo (terraços de drenagem e tiras de filtros vegetativos) mostrou os benefícios de usar essas medidas para reduzir a erosão do solo e o carreamento de nutrientes. Em outros estudos, maiores reduções de produtividade de sedimentos foram simuladas. Por exemplo, Mwangi et al. (2013) observou que a introdução de terraços paralelos reduzia a carga de sedimentos em 85% e o escoamento superficial em 22%.

Terraços são considerados um dos métodos mais eficazes para a captura de sedimentos. No entanto, de acordo com vários estudos publicados, a sua eficiência é muito variável, principalmente dependendo da sua largura (MWANGI et al., 2013). Parajuli, Mankin e Barnes (2008), relataram redução de sedimentos em cerca de 36% quando utilizados 15 metros de largura. Betrie et al. (2011) encontraram reduções de produção de sedimentos entre 29% a 68%, quando utilizaram terraços de 1 metro. Da mesma forma, as simulações realizadas por Gevaert et al. (2008) indicaram reduções na perda de nutrientes de cerca de 40% e Park et al. (2011) encontraram reduções de sedimentos de cerca de 65%, usando terraços de 30 m de largura.

Perdas de nutrientes são muito variáveis ao longo do tempo e dependem das condições climáticas e parecem ter aumentado nos últimos anos. Ambas as condições climáticas e a falta de medidas de conservação do solo têm contribuído significativamente para o aumento em processos erosivos e escoamento de nutrientes. Mesmo assim, a simulação de água no solo, para detecção de perda de nutrientes através do escoamento superficial, permitiu extrair a informação que a introdução de terraços de drenagem é eficiente para reduzir as perdas de nutrientes em uma bacia de água. Terraços de drenagem com uma

separação de 24 metros seria capaz de reduzir as perdas de solo em cerca de 50%, em média (MWANGI et al., 2013).

2.6 CÓDIGO FLORESTAL

A Lei nº 12.651 (BRASIL, 2012), conhecida como Código Florestal Brasileiro, é a lei que institui as regras gerais sobre onde e de que forma a vegetação nativa do território brasileiro pode ser explorada. Ela determina as áreas que devem ser preservadas e quais regiões são autorizadas a receber os diferentes tipos de produção rural.

Em seu artigo. 3º-parágrafo II, mostra que área de preservação permanente (APP) é a área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas.

No artigo 4º diz que são consideradas APP, em zonas rurais ou urbanas, as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular, em largura mínima de:

- a) 30 (trinta) metros, para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura;
- b) 50 (cinquenta) metros, para os cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura;
- c) 100 (cem) metros, para os cursos d'água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura;
- d) 200 (duzentos) metros, para os cursos d'água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura;
- e) 500 (quinhentos) metros, para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros;

Na sequência as áreas no entorno dos lagos e lagoas naturais, em faixa com largura mínima de:

- a) 100 (cem) metros, em zonas rurais, exceto para o corpo d'água com até 20 (vinte) hectares de superfície, cuja faixa marginal será de 50 (cinquenta) metros;
- b) 30 (trinta) metros, em zonas urbanas. E também nas áreas no entorno dos reservatórios d'água artificiais, decorrentes de barramento ou represamento de cursos d'água naturais, na faixa definida na licença ambiental do empreendimento. A figura 1 demonstra como são divididas as APP nas mais diversas situações.

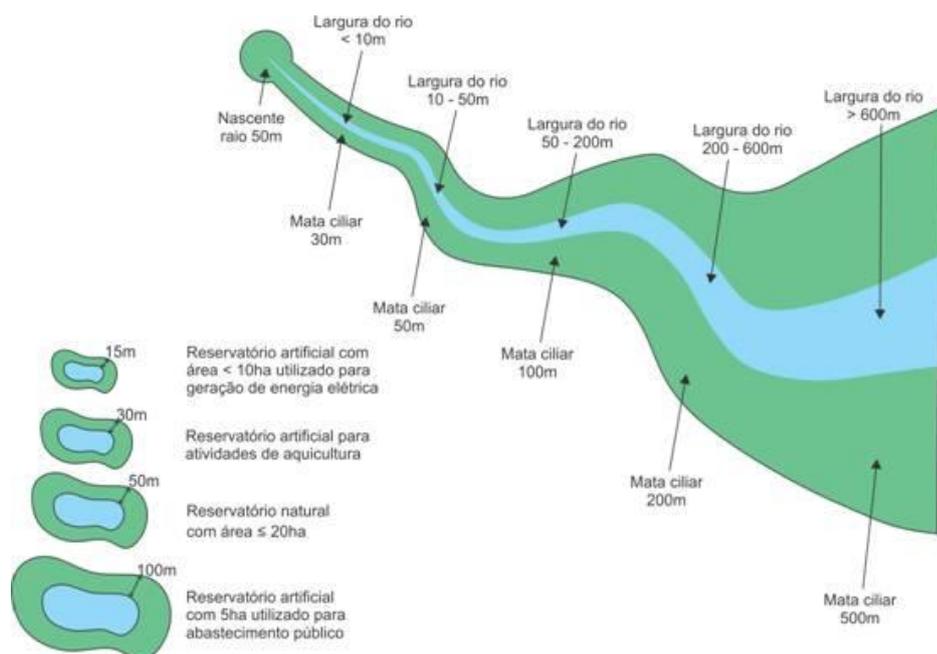


Figura 1 – Largura dos rios e suas áreas de preservação permanente.
Fonte: WWF BRASIL, 2012.

Reflorestamento é a regeneração natural ou intencional de florestas e matas que foram esgotadas anteriormente, geralmente devido ao desmatamento. O reflorestamento pode ser usado para a manutenção de matas ciliares, reconstruir habitats naturais e ecossistemas (VIEIRA, 2015), melhorar a qualidade de vida humana, através da absorção da poluição e da poeira do ar, mitigar o aquecimento global por meio do sequestro de carbono da atmosfera (LOURENSONI, 2013) e para a extração vegetal, em especial de madeira (GREENPEACE, 2012).

Segundo uma estimativa da FAO, entre 2000 e 2010 o mundo perdeu cerca de 130 milhões de hectares de florestas, mas ganhou de volta 78 milhões de hectares em reflorestamentos naturais ou induzidos (FAO, 2012). No entanto, áreas reflorestadas, sejam de forma natural e forma artificial costumam divergir muito em suas características e nos serviços ambientais que oferecem.

Os reflorestamentos humanos geralmente ficam muito longe de recompor integralmente a biodiversidade primitiva, especialmente no caso das áreas tropicais, e florestas jovens, mesmo recuperadas naturalmente, são muito distintas em relação às maduras em termos de composição e densidade vegetal, e também de biodiversidade (FAO, 2012).

A vegetação situada em área de preservação permanente deverá ser mantida pelo proprietário da área, possuidor ou ocupante a qualquer título, pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado. A intervenção ou a supressão de vegetação nativa em área de

preservação permanente somente ocorrerá nas hipóteses de utilidade pública, de interesse social ou de baixo impacto ambiental previstas no Código Florestal Brasileiro.

É dispensada a autorização do órgão ambiental competente para a execução, em caráter de urgência, de atividades de segurança nacional e obras de interesse da defesa civil destinadas à prevenção e mitigação de acidentes em áreas urbanas e é permitido o acesso de pessoas e animais às áreas de preservação permanente para obtenção de água e para realização de atividades de baixo impacto ambiental. A importância da preservação e recomposição das matas ciliares bem como o seu reconhecimento como parte integrante da rede de drenagem de uma bacia hidrográfica vem se intensificando nos últimos anos à medida que vem sendo incorporada legislativamente nos códigos florestais no país (BRASIL, 2012).

Ainda hoje, pouca importância tem sido dada aos efeitos advindos dos desmatamentos ciliares, é imperativo que haja a sensibilização desde empresários do ramo do agronegócio ao pequeno produtor rural e a sociedade civil como um todo, na concretização de um esforço superior na preservação das zonas ripárias. Aliado a isso, o advento da publicação do Novo Código Florestal Brasileiro gera subsídios complementares, ainda mais específicos, para que seja atendida adequadamente a legislação. As matas ciliares são, no Brasil, consideradas áreas de preservação permanente (APP). Logo, são protegidas pelas legislações estaduais e pelo código florestal brasileiro. O desmatamento de mata ciliar, exceto nos casos legalmente permitidos, é considerado um crime ambiental.

Importante reiterar que a definição das larguras dessas faixas foi estabelecida com pouco suporte científico e sem levar em consideração características específicas da microbacia, como fisionomia da vegetação, estado de degradação da área, tipo do solo, declividade e comprimento da vertente (FILIPPE, 2006), características que influenciam diretamente na eficiência da mata ciliar em reter sedimentos advindos da área de lavoura. O assunto foi bastante debatido na atualização do novo Código Florestal, mas ainda gera algumas dúvidas e reclamações tanto por parte dos ambientalistas quanto pelos produtores rurais.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

O presente estudo foi realizado no sul de Minas Gerais em dois corpos hídricos lacustres denominados açude Marolândia, no município de Machado e açude Limeira, no município de Alfenas, conforme figura 2.

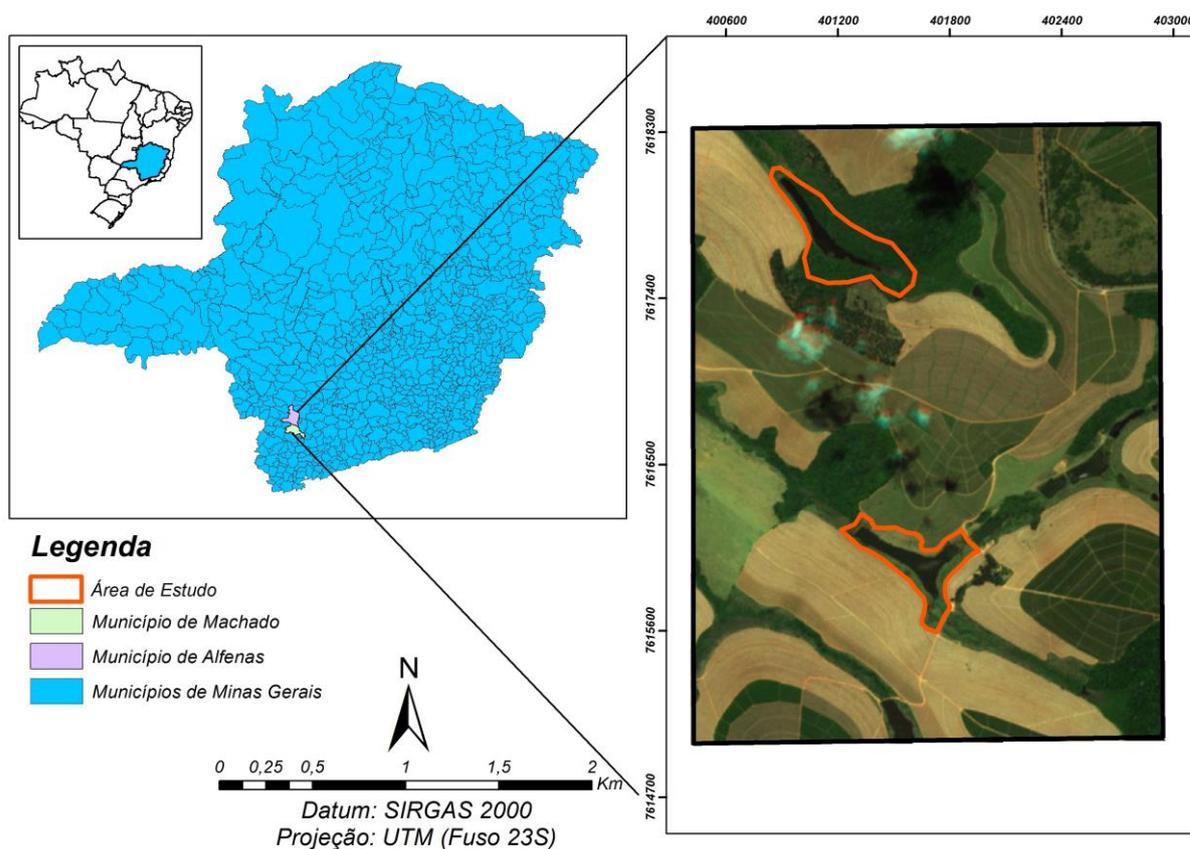


Figura 2 – Local do estudo

Fonte: Elaborado pelo autor

3.1 LOCAIS DO ESTUDO

O estudo foi realizado em dois corpos hídricos lacustres nos municípios de Alfenas e Machado, denominados açude Marolândia e açude Limeira.

3.1.1 Açude Marolândia

Localizado a $21^{\circ} 33'25.66''S$ e $45^{\circ} 56' 58.62''O$; altitude de 834 m; com solo tipo latossolo vermelho; município de Machado (MG). O local possui duas partes distintas, a

primeira com declividade de 40° e sem vegetação e a segunda uma planície, também sem vegetação. O estudo foi feito nas duas partes.



Figura 3 - Açude Marolândia
Fonte: Google Earth (2015)

3.1.2 Açude Limeira

Localizado a 21°32'29.22''S e 45°57'08.62''O; altitude: 834 m; com solo tipo latossolo vermelho; Alfenas (MG); O local possui mata ciliar nativa.

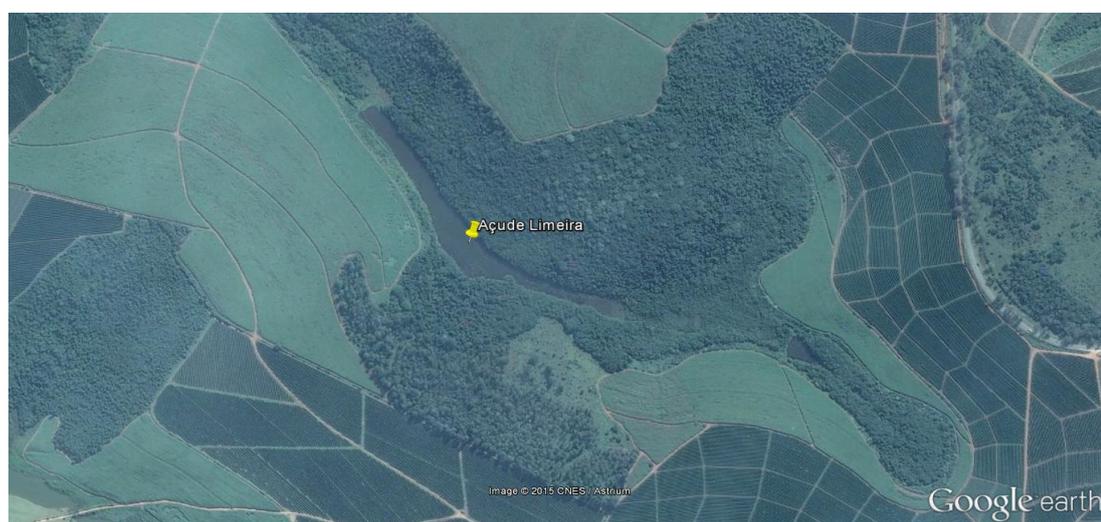


Figura 4 - Açude Limeira –
Fonte: Google Earth (2015)

Circunscrito nos limites meridionais da zona intertropical e, sob influência da elevada altitude, o clima da região é do tipo tropical mesotérmico (ROLDÃO; SANTOS; OLIVEIRA; 2012). A temperatura média anual é de 19° C. O verão e a primavera são as estações mais

quentes, com máximas diárias variando de 28° a 37° C e no inverno, mínima de 9° e 10° C, com raras temperaturas abaixo de 0° C, que podem resultar em geadas. Em relação ao regime de chuvas, o clima é úmido, com precipitação média mensal, em 2015, de 110 mm (apêndice 2).

O local escolhido para o estudo fica dentro da Fazenda Marolândia de propriedade da empresa Cia. Agropecuária Monte Alegre, uma fazenda produtora e comercializadora de cafés para exportação, situada no Km 14 da rodovia MG 179 entre as cidades de Alfenas e Machado no sul do estado de Minas Gerais. O estudo é composto por dois açudes distantes cinco quilômetros entre si denominados Açude Marolândia e Açude Limeira. Todos eles são considerados Classe III, de água doce para preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas, utilizados para recreação e pesca, segundo a Resolução CONAMA nº 357, (BRASIL, 2005) e pertencem à Bacia Hidrográfica do Rio São Tomé.

A área de pasto utilizada, no Açude Marolândia, tem 17,16 hectares e sua vegetação é composta por poucas árvores nativas e com grande quantidade de *Brachiaria decumbens*, uma espécie perene, que ocorre de forma nativa no leste tropical da África em altitudes acima de 800 m em solos férteis. O local está em regeneração natural, uma vez que as atividades de pastagens foram abandonadas. Foram dois os locais estudados no açude Marolândia: o primeiro consiste em uma encosta íngreme com declividade de 40% sem mata ciliar e o segundo uma área plana também sem mata ciliar. O intuito foi avaliar a diferença entre duas áreas sem vegetação com topografias diferentes. Além da proximidade dos corpos de água da área tratada, diversos outros fatores estão relacionados à contaminação dos mananciais. Esses fatores são ligados basicamente às características técnicas de aplicação, física e química dos produtos, solo, clima, topografia e ao manejo da área (SANTOS; CORREIA; BOTELHO, 2013).

O Açude Limeira tem área de 20,56 hectares e diferentemente do primeiro possui mata ciliar nativa de 389 metros do lado leste e 473 metros do lado oeste. É considerada como floresta primária, também conhecida como floresta clímax, mata virgem, floresta intocada ou aquela em que a ação humana não provocou alterações das suas características originais. O solo dos locais do estudo é caracteristicamente classificado como latossolo vermelho que representam a ordem de solos mais comum no Brasil, compreendendo mais de 50% da área agricultável no país (OLIVEIRA, 2005). Eles constituem uma das treze ordens de solos de acordo com Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2007). Dentre os atributos físicos destaca-se sua cor e por permitir a dedução de outras características

importantes, tais como teores de matéria orgânica e de óxidos de ferro e grau de drenagem (RESENDE, 2007). Nos Latossolos Vermelhos avaliados os valores de escoamento na superfície variaram da ordem de grandeza de 10^{-4} a 10^{-7} m/s, (FIORI; CAMPOS; ALMEIDA, 2010).

Na área do Açude Marolândia também predomina a espécie do gênero *Brachiaria decumbens* que apresenta boa capacidade de produção, grande resistência a períodos secos e às pragas. Ela possui um sistema radicular agressivo que favorece uma maior agregação ao solo (PIGNATARO NETO, 2008). Garcia et al. (2004), mencionaram que as pastagens do gênero *Brachiaria* são bem adaptadas às diversas condições de clima e solo do Brasil. Em clima tropical como o da Mata Atlântica, devido à maior intensidade de chuvas, ocorre a lixiviação dos nutrientes do solo e estes, na maioria das vezes, apresentam fertilidade baixa e média.

Foram realizadas 06 coletas diferentes com 4 repetições de cada uma sendo a primeira no dia 30 de junho de 2015, a segunda no dia 15 de julho e a terceira no dia 30 de julho todos sem chuva. No período de chuva, a quarta coleta foi realizada no dia 08 de novembro de 2015 com 60 mm de precipitação pluviométrica, a quinta coleta no dia 25 de novembro de 2015 com os mesmos 60 mm de precipitação pluviométrica e a sexta coleta no dia 04 de dezembro de 2015 também com 60 milímetros de precipitação pluviométrica. Todas elas foram coletadas há cerca de 1 metro das margens dos corpos hídricos lacustres e repetidas 04 vezes. Cada repetição recebeu o nome de coleta 01, coleta 02, coleta 03 e coleta 04. Os pontos das coletas foram sempre os mesmos nas seguintes localizações: PSM 01 (ponto com declividade e sem mata ciliar) - $21^{\circ} 33'03.64''S$ e $45^{\circ} 56' 30.61''O$; PSM 02 (ponto sem declividade e sem mata ciliar) - $21^{\circ} 33'08.28''S$ e $45^{\circ} 56' 37.85''O$ e PCM 01 (ponto com mata ciliar) - $21^{\circ} 31'49.91''S$ e $45^{\circ} 57' 53.23''O$ As amostras foram coletadas nas três situações abaixo:



A



Foto 1 – Locais do Estudo

Legenda: a) Área com declividade de 40°, sem nenhuma vegetação ciliar. Ponto chamado de PSM01;

b) Área sem declividade e sem nenhuma vegetação ciliar. Ponto no estudo chamado de PSM02;

c) Área de mata ciliar considerada como floresta primária. Ponto no estudo chamado de PCM01.

Fonte: Autor

3.2 AMOSTRAS DE ÁGUA

Nas datas citadas anteriormente, 4 amostras de água dos três pontos (ponto sem mata ciliar 01- PSM 01; ponto sem mata ciliar 02 - PSM 02 e ponto com mata ciliar 01 - PCM 01) foram coletadas para análises. No mês de novembro de 2015 chuvas fortes caíram nos locais de estudo, e nos três dias escolhidos para coleta choveu 60 milímetros. As análises dos macro e micronutrientes foram realizadas no Laboratório de Pesquisas Ambientais de Recursos Hídricos da Universidade José do Rosário Vellano (UNIFENAS) e as demais análises foram realizadas no Laboratório de Microbiologia e Alimentos da Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL). Os frascos utilizados foram de polipropileno, capacidade de 250 mL conforme foto 2 e oito frascos foram utilizados para cada ponto do estudo. Depois as amostras foram acondicionadas a 4° C até o dia das análises.



Foto 2 – Frascos de Polipropileno

Fonte: Autor

3.3 EQUIPAMENTOS E ACESSÓRIOS

Foram utilizados dois equipamentos para a realização das análises dos macro e micronutrientes: Fotômetro de chama Analyser modelo 910M, tipo de leitura digital alfanumérico, 2 linhas x 16 caracteres e GLP, para análises de potássio e Espectrofotômetro DR 6000™ UV-VIS, modo de operação transmitância (%), absorção e concentração (comprimento de onda, tempo) fonte de luz tungstênio (faixa visível), deutério (gama UV) e 190-1100 nm de comprimento de onda para nitrogênio, fósforo, ferro, cobre, zinco e manganês.

3.4 MÉTODO SELECIONADO PARA AS ANÁLISES DOS MICRO E MACRO NUTRIENTES

Todos os métodos foram realizados seguindo o Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2014).

3.4.1 Análise do potencial hidrogeniônico

O pH foi analisado no pHmetro de mesa modelo AD1000 ADWA instruments, equipamento profissional para medição de pH, com 5 pontos de calibração com 7 padrões memorizados (pH 1.68, 4.01, 6.86, 7.01, 9.18, 10.01 e 12.45). Um medidor de pH mede a acidez da água numa escala de zero a 14. Essa escala não é linear e sim uma escala logarítmica. Por isso, um aumento no valor do pH de 6 para 7 não equivale apenas a “um ponto”, mas sim a um aumento de 10 vezes.

3.4.2 Análise de turbidez

A turbidez foi analisada no turbidímetro Digital Portátil - TD-300 – Instrutherm com display: Cristal líquido (LCD) de 41 mm x 34 mm. Escala 1: 0,00 a 50,00 NTU e escala 2: 50 a 1000 NTU. Unidade de medição: NTU (Nephelometric Turbidity Unit). Precisão: $\pm 5\%$ F.S.¹ ou $\pm 0,5$ NTU, o que for maior.

3.4.3 Análise da condutividade elétrica

A condutividade elétrica foi analisada no condutivímetro microprocessado de bancada W 120 – BelEngineering com comutação automática da faixa de medição (auto-range) de 0 ~ 20uS/cm, 20 ~ 200uS/cm, 0,2 ~ 2mS/cm, 2 ~ 20mS/cm, 20 ~ 200mS/cm e função para inserção do coeficiente de temperatura para a solução de 0 ~ 5%/oC.

3.5 LEVANTAMENTO DAS ESPÉCIES ARBÓREAS

A coleta e identificação das amostras foram realizadas entre os meses de novembro de 2014 e maio de 2015. O método usado, para o levantamento, foi o censo, em que todos os indivíduos arbóreos de uma determinada área foram identificados. As espécies foram fotografadas, depois consultadas e comparadas na literatura especializada segundo Lorenzi, (2013).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A mata ciliar do Açude Limeira está situada entre as áreas de transição mata atlântica/cerrado e o conhecimento de suas espécies arbóreas pode auxiliar programas de recuperação de matas ciliares no sul de Minas Gerais viabilizando a manutenção em longo prazo dos ecossistemas, estabelecendo comunidades bióticas similares às que ocorriam naturalmente na região. O levantamento florístico da mata ciliar do açude Limeira está caracterizado na Tabela 2. As espécies são listadas por família, em ordem alfabética e encontram-se acompanhadas de seu nome popular.

Tabela 2 - Composição florística da mata semidecídua às margens do corpo hídrico lacustre denominado Açude Limeira

Família / Espécie	Nome Popular
(continua)	
Anacardiaceae	
<i>Lithraea molleoides</i>	aroeira-branca, aroeirinha
<i>Tapirira obtusa</i>	pombeiro-branco, pau-pombo
Annonaceae	
<i>Guatteria nigrescens</i>	aralicum-seco, pindaíba-preta
<i>Xylopia brasiliensis</i>	pindaíba, pau-de-mastro
<i>Xylopia sericea</i>	pindaíba, pimenteira
Apocynaceae	
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	peroba-poca
<i>Rauwolfia sellowii</i> Muell. Arg.	casca-d'anta
Aquifoliaceae	
<i>Ilex conocarpa</i> Reiss.	catuaba-do-mato, congonha
Asteraceae	
<i>Baccharis dentata</i>	alecrim-de-árvore
<i>Dasyphyllum brasiliense</i>	candeia-de-espinho
<i>Eremanthus incanus</i>	candeinha, pau-de-candeia
<i>Piptocarpha macropoda</i> Baker	vassoura-preta
Bignoniaceae	
<i>Tabebuia impefiginosa</i>	ipê-rosa, ipê-roxo
<i>Tabebuia serratifolia</i>	ipê-amarelo
<i>Tabebuia umbellata</i>	ipê-amarelo-do-brejo
Blechnaceae	
<i>Blechnun brasiliense</i>	samambaia-do-brejo
Bombacaceae	
<i>Ceiba speciosa</i>	
<i>Pseudobombax tomentosum</i>	imbiçu
Boraginaceae	

(continua)

Família / Espécie	Nome Popular
Caesalpiniaceae	
<i>Copaifera langsdorfti</i>	copaíba-vermelha, pau-de-óleo
<i>Hymenaea courbaril</i> L	jatobá-d'anta, jataí
<i>Peltophorum dubium</i>	angico-cangalha
<i>Sclerobium aurewn</i>	pau-bosta, gonçalo-do-campo
<i>Senna multifijuga</i>	aleluia, canafístula
Cecropiaceae	
<i>Cecropia pachystachya</i>	embaúba-cinzenta
Celastraceae	
<i>Austroplenckia populnea</i>	carvalho-do-campo
<i>Maytenus aquifolium</i>	espinheira-santa
<i>Maytenus glazioviana</i> Loes.	coração-de-bugre, cafezinho
Combretaceae	
<i>Terminalia glabrescens</i>	carvalho, mirindiba
Cunoniaceae	
<i>Lamanonia ternata</i>	açoita-cavalo-vermelho
Cyatheaceae	
<i>Nephelea sternbergii</i>	samambaiçu-branco
Euphorbiaceae	
<i>Acalypha brasiliensis</i>	acalifa
<i>Actinostemon communis</i>	laranjeira-brava
<i>Alchornea glandulosa</i>	tapiá, tanheiro
<i>Aparisthmium cordatum</i>	pau-de-facho
<i>Croton echinocarpus</i>	sangra d'água, sangue-de-drago
<i>Croton floribundus</i>	tapichingui, capichingui
<i>Croton lobatus</i>	mandioquinha
<i>Croton urucurana</i>	sangra d'água, sangue-de-drago
<i>Hieronyma ferruginea</i>	sangue-de-boi, quina-do-pará
<i>Pera obovara</i>	pau-de sapateiro, cacho-de-arroz
<i>Phyllanthus clausenii</i>	quebra-pedra-grande
<i>Sapium longifolium</i>	visgueiro, leiteiro
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	didale, visgueiro
<i>Sebastiania edwalliana</i>	leiteiro
<i>Sebastiania serrata</i>	esporão-de-espinho, branquinho
Fabaceae	
<i>Andira anthelmia</i>	angelim-amargo, pau-de-morcego
<i>Machaerium nictitans</i>	jacarandá-ferro, bico-de-pato
<i>Machaerium stipitatum</i>	jacarandá-roxo
<i>Machaerium villosum</i>	jacarandá-mineiro
<i>Platypodium elegans</i>	jacarandá-branco, faveiro

(continua)

Família / Espécie	Nome Popular
<i>Nectandra grandiflora</i>	canela-sassafrás
<i>Ocotea odorifera</i>	canela-sassafrás, sassafrás
Melastomataceae	
<i>Tibouchina candolleana</i>	quaresma
Meliaceae	
<i>Cabrlea canjerana</i>	cangerana, pindaiborana
<i>Cedrela fissilis</i>	cedro-rosa, cedro-branco
<i>Guarea guidonea</i>	cura-madre, marinheiro
<i>Guarea kunthiana</i>	guaré, ataúba
<i>Trichilia pallida</i>	catiguá
Mimosaceae	
<i>Albizia polycephala</i>	faveira, farinha-seca
<i>Anadenanthera colubrina</i>	angico
<i>Anadenanthera peregrina (Benth.) Speg.</i>	angico-vermelho
<i>Inga affinis</i>	ingá-doce, ingá-miúdo
<i>Inga luschnatiana</i>	ingaçu
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i>	barbatimão
<i>Inga marginata</i>	Ingá-mirim
Moraceae	
<i>Ficus gomelleira</i>	gameleira
<i>Ficus insipida</i>	figueira
<i>Maclura tinctoria</i>	amoreira, taiúva
Myrtaceae	
<i>Calyptranthes lucida</i>	jambo-do-mato, batinga-magra
<i>Campomanesia pubescens</i>	guabiroba-de-árvore
<i>Eugenia florida</i>	pimenteira
<i>Eugenia involucrata</i>	pitanga-preta
<i>Eugenia pluriflora</i>	olho-de-boi
<i>Myrcia venulosa</i>	guamirim-do-campo
<i>Myrciaria tenella</i>	cambuí-preto
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i>	craveiro-da-terra, cravo
<i>Psidium cattleianum</i>	araçá-do-mato
<i>Psidium guajava</i>	goiabeira
<i>Psidium guineense</i>	araçá-preto, araçá-perinha
Piperaceae	
<i>Ouonia leptostachya</i>	jaborandi, jaguarundi
Rubiaceae	
<i>Chomelia sericea</i>	veludo-branco
<i>Coutarea hexandra</i>	veludo-preto
<i>Faramea cyanea</i>	cafezinho
<i>Guettarda uruguensis</i>	angélica, veludo-branco

(conclusão)	
Família / Espécie	Nome Popular
<i>Randia nitida</i>	limão-bravo
Rutaceae	
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	mamica-de-porca
Sapotaceae	
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	guatambu
Solanaceae	
<i>Brunfelsia brasiliensis</i>	manacá
<i>Cestrum laevigatum</i>	dama-da-noite, coeirana
Thymelaeaceae	
<i>Daphnopsis brasiliensis</i>	imbira-branca, imbira-de-sapo
<i>Daphnopsis fasciculata</i>	imbira-vermelha
Tiliaceae	
<i>Luehea grandiflora</i>	açoita-cavalo
Verbenaceae	
<i>Aegiphilla lhotzkiana</i>	pau-de-papagaio
<i>Aegiphilla sellowiana</i>	briaúva, pau-de-tamanco
<i>Lantana fucata</i>	alecrim-de-árvore
<i>Vochysiaceae</i>	pau-de-tucano, congonha-murici

4.1 RESULTADO E DISCUSSÃO DAS ANÁLISES DOS NUTRIENTES E INDICADORES COADJUVANTES

Os menores valores de ferro, nitrogênio, fósforo, cobre, condutividade elétrica e turbidez foram encontrados nos pontos onde havia mata ciliar. O potássio esteve ausente em todas as amostras, o zinco apresentou o maior valor no ponto sem mata ciliar com chuva e o manganês foi o nutriente que mais oscilou entre os pontos. O pH ficou entre os padrões da Resolução CONAMA (BRASIL, 2005) e teve poucas variações durante o estudo. Condutividade elétrica e turbidez tiveram grandes variações. A composição detalhada dos resultados das análises é mostrada na Tabela 3.

Tabela 3 – Média dos resultados das análises

	PSM 1 declividade com Chuva	PSM 1 declividade sem Chuva	PSM 2 sem declividade com Chuva	PSM 2 sem declividade sem Chuva	PCM com Chuva	PCM sem Chuva	Valor Máximo CONAMA
Nitrogênio	0,94	0,6	1,2	0,27	0,4	Ausente	13,3 mg/L ⁻¹
Fósforo	0,155	0,719	0,352	0,832	0,007	Ausente	0,15 mg/L ⁻¹
Potássio	1,32	0,557	1,02	0,98	0,23	Ausente	ND
Ferro	0,64	2,6	3,45	2,72	0,45	0,57	5,0 mg/L ⁻¹
Zinco	0,36	0,1	0,29	0,2	0,17	0,15	5,0 mg/L ⁻¹
Cobre	0,053	0,051	0,038	0,135	0,012	0,010	0,013 mg/L ⁻¹
Manganês	0,004	0,47	0,144	0,125	0,015	0,035	0,5 mg/L ⁻¹
pH	6,38	6,6	6,03	6,64	6,37	6,83	6,0 a 9,0
C. Elétrica	79100	52300	48100	30600	6700	7200	ND
Turbidez	739	13,35	333,33	18,81	3,23	1,38	100

Notas: média dos resultados das análises dos micro e macronutrientes, do pH, da condutividade elétrica e da turbidez nos dois corpos hídricos lacustres, nas 3 situações anteriormente citadas.

Fonte: Autor

4.1 NITROGÊNIO

O nitrogênio apresentou as menores médias nos pontos com mata ciliar (0,4 mg/L⁻¹ com chuva e ausente sem chuva). Seu maior valor foi no ponto sem mata ciliar 02, com chuva, atingindo 1,2 mg/L⁻¹. No ponto 01 sem mata ciliar, com chuva, atingiu 0,94 mg/L⁻¹ e nos pontos sem mata ciliar, 01 e 02, sem chuva, atingiram 0,6 mg/L⁻¹ e 0,27 mg/L⁻¹. Todos os valores ficaram dentro do limite máximo recomendado pela Resolução Conama (BRASIL, 2005). Segundo Simões (2001), a mata ciliar também atua na modificação dos processos químicos e biológicos, mudando a composição química dos componentes. Transforma, por exemplo, os resíduos de pesticidas transportados pelo escoamento em componentes não tóxicos por decomposição microbiológica, oxidação, redução, hidrólise, radiação solar e outras ações que ocorrem no piso florestal. Emmet et al. (1994) demonstraram que a vegetação ciliar, em uma bacia, reduz em 38% a concentração de nitrogênio que chegam ao curso d'água. Um fator que pode ter contribuído para os valores baixos de nitrogênio é o pouco uso de fertilizantes nitrogenados de forma inadequada próximo ao açude sem mata ciliar. Os trabalhos desenvolvidos por Mckergon et al. (2003) e Lowrance et al. (1997) mostram que a mata ciliar contribui para melhorar a qualidade da água, a remoção de sedimentos em suspensão de diversas formas de nitrogênio, fósforo e potássio, por processos químicos, físicos e biológicos, protegendo os rios de fatores poluentes por filtragem (OSBORNE; KOVACIC, 1993).

Importante salientar que no ponto onde existe mata ciliar, sem chuva, o nitrogênio teve seu menor valor, corroborando os estudos de Borin et al., 2004, Gorsevski et al., 2008, Newbold et al., 2010, os quais mostraram que a eficácia dessas áreas no controle de nitrogênio e fósforo é fortemente influenciada pela sua largura. Sparovek et al., 2001b, mostrou que as larguras de mata ciliar nem sempre são suficientes para assegurar a função de filtro para nutrientes (principalmente fósforo e nitrogênio) e sedimentos transportados de terras agrícolas. Como essa mata ciliar é extremamente grande ela reteve o nutriente. Com base no trabalho de Grizzetti et al. (2011), cujo estudo definiu três níveis de risco de eutrofização das águas pelo nitrogênio, ou seja, baixo ($<0,5 \text{ mg/L}^{-1}$), médio (entre $0,5\text{-}1,5 \text{ mg/L}$) e alta ($> 1,5 \text{ mg/L}^{-1}$), tais valores podem ser considerados dentro dos limites admissíveis para evitar a eutrofização da água. O gráfico 1 resume os valores de nitrogênio encontrados nos pontos de estudo.

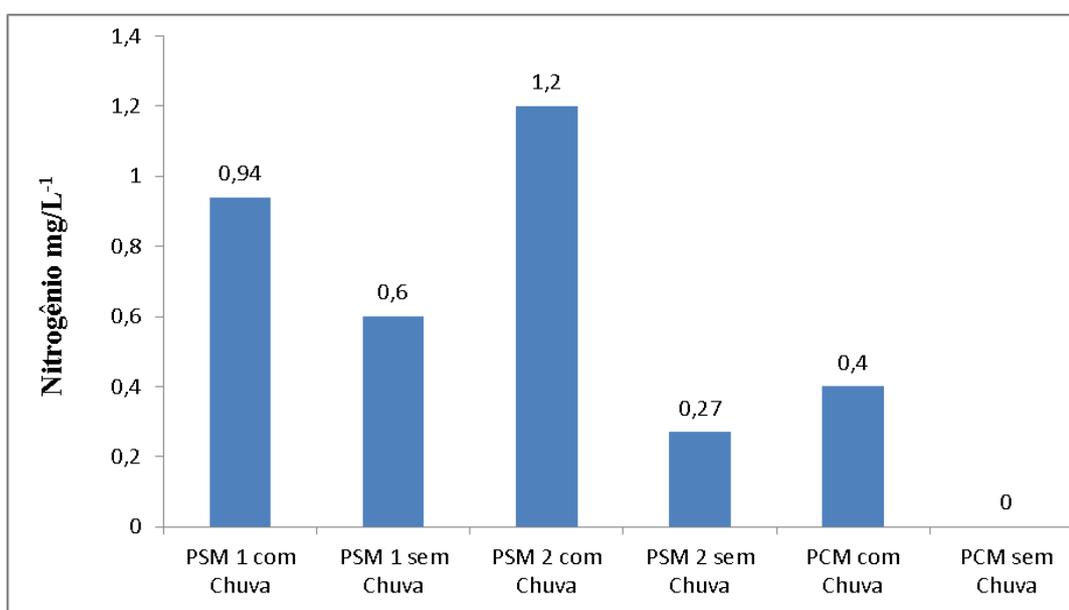


Gráfico 1 – Médias dos valores de nitrogênio observadas nas amostras de água. Valor máximo permitido pela Resolução 357 - CONAMA $13,3 \text{ mg/L}^{-1}$

Fonte: Autor

4.2 FÓSFORO

As médias do fósforo apresentaram os menores valores nos pontos com mata ciliar ($0,007 \text{ mg/L}^{-1}$ com chuva e ausente sem chuva). Seu maior valor foi no ponto sem mata ciliar 02, sem chuva, atingindo $0,832 \text{ mg/L}^{-1}$. No ponto sem mata ciliar 01, com chuva, atingiu $0,155 \text{ mg/L}^{-1}$, no pontos sem mata ciliar 02, com chuva, atingiu $0,352 \text{ mg/L}^{-1}$ e no ponto sem mata ciliar 01, sem chuva atingiu $0,719 \text{ mg/L}^{-1}$. Apenas os resultados nos pontos com mata ciliar ficaram dentro dos valores máximos recomendados pela resolução Conama (BRASIL,

2005). O fato dos valores de fósforo total se apresentarem acima do permitido pelo CONAMA pode ser explicado pela falta da mata ciliar e a presença nos arredores do açude de atividades agrícolas, onde é comum o uso de fertilizantes químicos que contém fósforo em sua composição.

Babcock et al. (2007) constataram que a conversão de terras entre culturas poderia reduzir significativamente a carga de nutrientes de nitrato (44%), nitrogênio total (53%), e de fósforo (83%) nos cursos de água. Costello et al. (2009) estimaram que a produção de biomassa de celulose em vez de milho para produção de etanol, nos Estados Unidos, diminuiu o escoamento de 20% de fósforo e nitrogênio na bacia hidrográfica do rio Mississippi (ZHOU et al., 2015). Uma abordagem comum para a redução dos impactos adversos da produção agrícola na qualidade da água é oferecer aos produtores subsídios agrícolas que incentivem a adoção de emissões para reduzir a poluição e aderir às melhores práticas de gestão (JOHANSSON et al., 2004). Segundo Ongley, Xiaolan e Tao (2010), com a expansão das instalações de tratamento de água as preocupações com a poluição de terras agrícolas têm aumentado, devido ao produto fósforo, que contribui por uma parcela razoável de poluição. O gráfico 2 resume os valores de fósforo encontrados nos pontos de estudo.

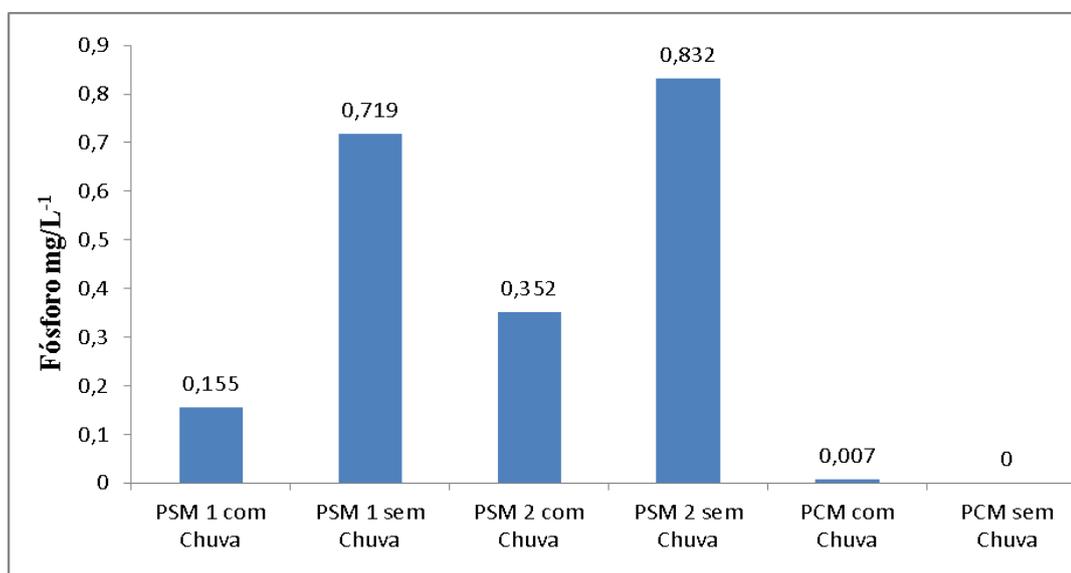


Gráfico 2 – Médias dos valores de fósforo observadas nas amostras de água. Valor máximo permitido pela Resolução 357 - CONAMA 0,15 mg/L⁻¹

Fonte: Autor

4.3 POTÁSSIO

O potássio ficou ausente no ponto com mata ciliar sem chuva e apresentou os menores valores de média nos pontos sem mata ciliar 02 (0,23 mg/L⁻¹ sem chuva e 0,557

mg/L⁻¹ com chuva). No ponto com mata ciliar com chuva ficou com 1,02 mg/L⁻¹. Nos pontos sem mata ciliar 01 com chuva e sem chuva atingiu 1,32 mg/L⁻¹ e 0,98 mg/L⁻¹, respectivamente. Atividades antropogênicas podem alterar fortemente as concentrações de nutrientes de carbono (C), nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) no solo por muitos processos, incluindo o aumento das descargas de nutrientes, secas, invasão de espécies ou aumentos de gás carbônico atmosférico (SARDANS; PEÑUELAS, 2012; SARDANS et al., 2012; TIAN et al., 2010). Os solos têm que ser férteis para serem produtivos, seja para produzir madeira, pasto ou culturas agrícolas. Solos férteis têm a habilidade de conter muitos nutrientes essenciais às plantas, incluindo o potássio. Esta retenção de nutriente depende da fração de argila e da matéria orgânica do solo; o potássio é facilmente lixiviado, principalmente em relação a solos muito arenosos. A reserva de potássio fornece um armazenamento de segurança o qual é disponibilizado para as culturas durante o crescimento (INTERNATIONAL POTASH INSTITUTE, 2013). Uma provável razão para o aparecimento desse macronutriente é a adubação nos arredores do açude com fertilizantes que contenham potássio em sua formulação. Para o potássio em águas, não foram encontrados limites citados em literatura, porém as concentrações deste elemento não estão altas. O gráfico 3 resume os valores de fósforo encontrados nos pontos de estudo.

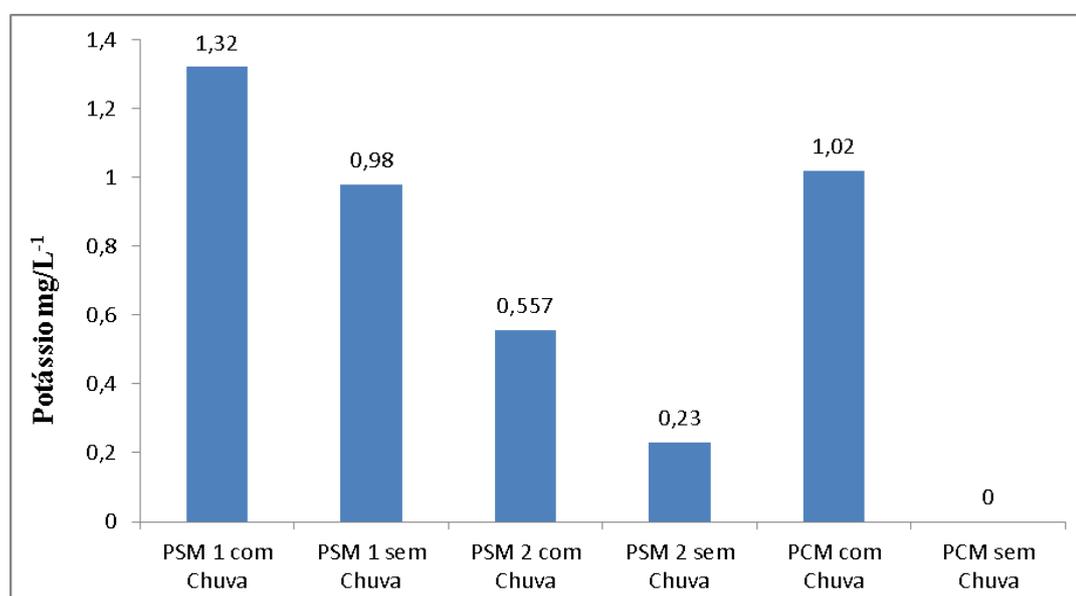


Gráfico 3 – Médias dos valores de potássio observadas nas amostras de água. Valor não determinado pela Resolução 357 - CONAMA
Fonte: Autor

4.4 FERRO

O ferro apresentou os menores valores de média nos pontos com mata ciliar (0,45 mg/L⁻¹ com chuva e 0,57 mg/L⁻¹ sem chuva). No ponto sem mata ciliar 01, com chuva, atingiu 0,64 mg/L⁻¹. Seus maiores valores foram nos pontos sem mata ciliar 02, com e sem chuva, topografia plana, atingindo 3,45 mg/L⁻¹ e 2,72 mg/L⁻¹, respectivamente. No ponto sem mata ciliar 01, sem chuva, atingiu 2,6 mg/L⁻¹. Todos os resultados ficaram dentro dos valores máximos recomendados pela resolução CONAMA (BRASIL, 2005). Porém, tanto no período de seca quanto no período de chuva, ocorreram variações significativas entre os pontos. Os valores apresentados de ferro na água, em todos os pontos, reforçam que a presença da vegetação ciliar, preservada ou até mesmo perturbada, constitui fatores que influenciam nas concentrações baixas desse parâmetro. Por sua vez, os pontos com presença de pastagem (PSM 01) e (PSM 02) corroboraram o estudo mostrado por Marmontel e Rodrigues, (2015) onde a ausência ou somente uma faixa da vegetação ciliar em estado degradado contribui para a elevação dos valores de ferro nas águas.

Há que se ter uma atenção quanto a esse parâmetro mesmo que ele esteja dentro dos padrões da resolução CONAMA. O resultado era de se esperar devido às características geológicas dos terrenos da região, o intemperismo das rochas e a lixiviação dos solos, que são ricos em Fe e contribuem para o escoamento do metal na água. O gráfico 4 resume os valores de ferro encontrados nos pontos de estudo.

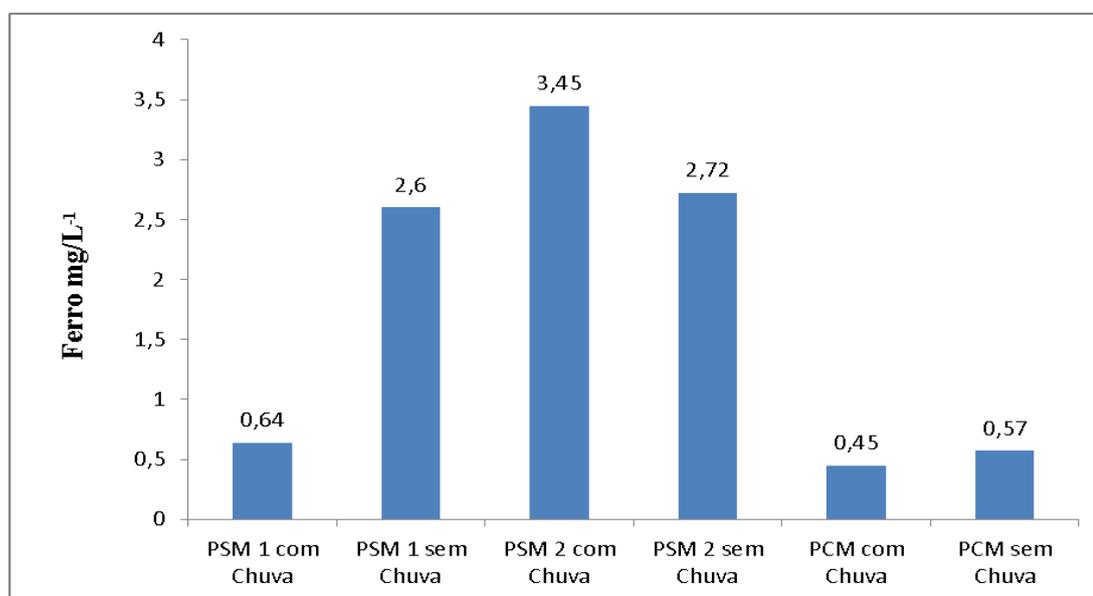


Gráfico 4 – Médias dos valores de ferro observadas nas amostras de água. Valor máximo permitido pela Resolução 357 - CONAMA 5,0 mg/L⁻¹

Fonte: Autor

4.5 ZINCO

O zinco apresentou as menores médias nos pontos com mata ciliar (0,15 mg/L⁻¹ sem chuva e 0,17 com chuva) e no ponto sem mata ciliar 01 sem chuva (0,1 mg/L⁻¹). Seu maior valor foi no ponto sem mata ciliar 01, com chuva, atingindo 0,36 mg/L⁻¹. No ponto sem mata ciliar 02, com chuva, atingiu 0,29 mg/L⁻¹ e no ponto sem mata ciliar 02 sem chuva, atingiu 0,2 mg/L⁻¹. Todos os resultados ficaram dentro dos valores máximos recomendados pela resolução CONAMA (BRASIL, 2005). Os pontos com mata ciliar mais uma vez apresentaram valores baixos. O zinco tende a acumular-se na superfície da camada do solo, devido à sua baixa mobilidade (BERTOL et al., 2010). Portanto, em geral, ele apresenta baixo potencial de lixiviação. Segundo Horowitz e Dantas (1976) o Zn permanece vários anos na superfície e seu movimento lateral é bastante reduzido. O gráfico 5 resume os valores de zinco encontrados nos pontos de estudo.

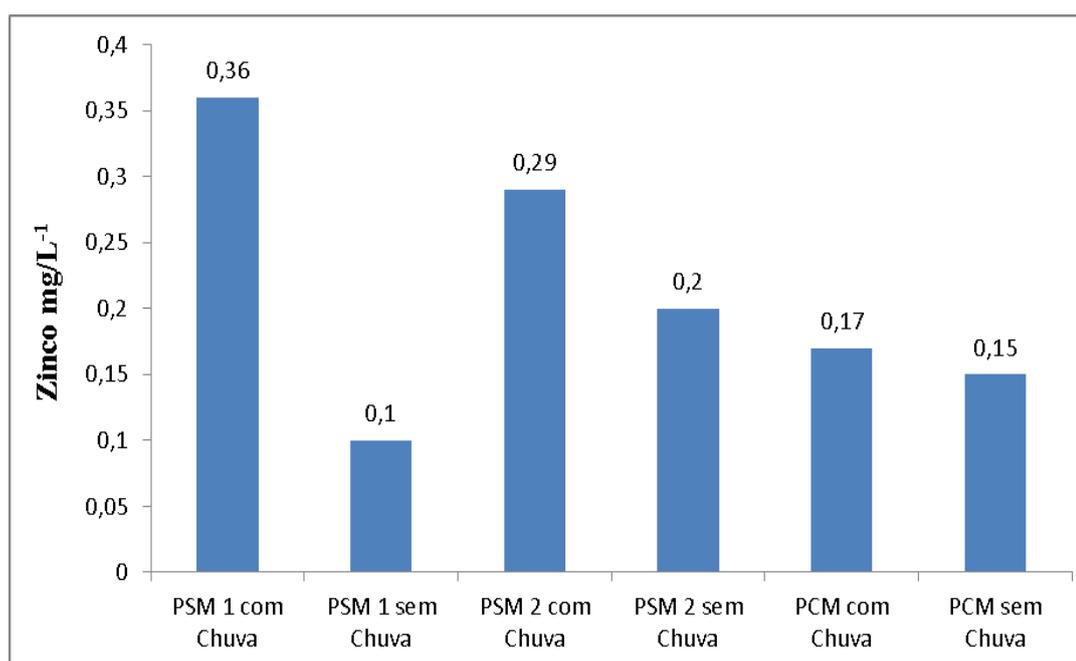


Gráfico 5 – Médias dos valores de zinco observadas nas amostras de água. Valor máximo permitido pela Resolução 357 - CONAMA 5,0 mg/L⁻¹

Fonte: Autor

4.6 COBRE

O cobre apresentou as menores médias nos pontos com mata ciliar (0,010 mg/L⁻¹ sem chuva e 0,012 com chuva). Somente esses dois pontos ficaram dentro dos valores máximos recomendados pela resolução CONAMA (BRASIL, 2005). Todos os outros

resultados superaram os valores máximos recomendados por ela. Os pontos com mata ciliar mais uma vez apresentaram valores baixos. O maior valor do cobre foi no ponto sem mata ciliar 02, topografia íngreme, sem chuva, atingindo $0,135 \text{ mg/L}^{-1}$. No ponto sem mata ciliar 01, sem chuva, atingiu $0,051 \text{ mg/L}^{-1}$, no ponto sem mata ciliar 01 com chuva ($0,053 \text{ mg/L}^{-1}$) e no ponto sem mata ciliar 02 com chuva, atingiu $0,038 \text{ mg/L}^{-1}$. De acordo com Silva e Mendonça (2007), entre os micronutrientes, o cobre é um dos menos móveis no solo, devido à sua forte adsorção sobre os colóides orgânicos e inorgânicos do solo e difusão é um dos principais meios de transporte deste elemento. Mesmo assim, pode-se observar que o cobre carregou pelo solo chegando aos corpos d'água em níveis altos, menos no Açude Limeira onde prevalece a mata ciliar. O aumento dos teores de cobre nas águas superficiais indica que a capacidade de adsorção e infiltração do solo está saturada, provavelmente devido ao fato do cobre ser muito utilizado nas atividades agropecuárias. O gráfico 6 resume os valores de manganês encontrados nos pontos de estudo.

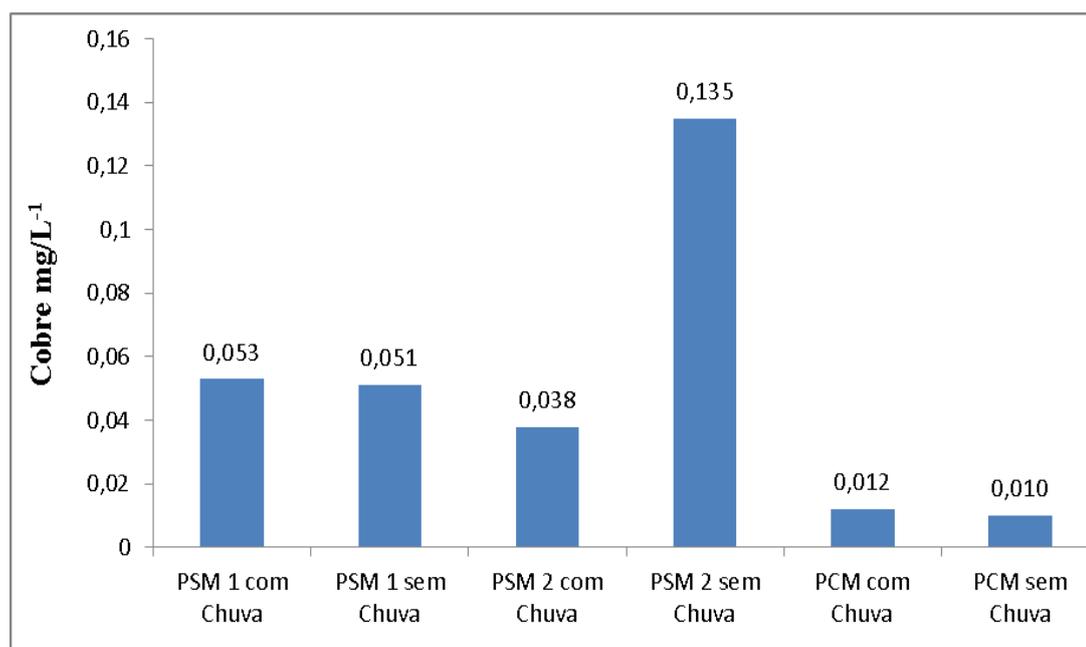


Gráfico 6 – Médias dos valores de Cobre observadas nas análises de água. Valor máximo permitido pela Resolução 357 - CONAMA $0,013 \text{ mg/L}^{-1}$

Fonte: Autor

4.7 MANGANÊS

As médias do manganês apresentaram os menores valores nos pontos com mata ciliar ($0,015 \text{ mg/L}^{-1}$ com chuva e $0,035 \text{ mg/L}^{-1}$ sem chuva) e no ponto sem mata ciliar 01 com chuva ($0,004 \text{ mg/L}^{-1}$). Sua maior média foi no ponto sem mata ciliar 01, sem chuva, atingindo $0,47$

mg/L⁻¹. No ponto sem mata ciliar 02 com chuva atingiu 0,144 e no ponto sem mata ciliar 02 sem chuva, atingiu 0,125 mg/L⁻¹. Todos os resultados ficaram dentro dos valores máximos recomendados pela resolução CONAMA de 2005. Os pontos com mata ciliar mais uma vez apresentaram valores baixos com exceção do PSM 01 com chuva que teve o menor valor. Nascentes (2006) observou que a mobilidade de manganês praticamente não depende da condutividade hidráulica do solo. Em um estudo avaliando as formas de manganês em solos do estado de Pernambuco, Oliveira e Nascimento (2006) observaram que matéria orgânica foi o principal responsável pela retenção e disponibilidade de manganês no solo, tais como o cobre e o zinco que tendem a acumular-se na superfície da camada do solo devido a sua baixa mobilidade (BERTOL et al., 2010). Portanto, em geral, eles apresentam baixo potencial de lixiviação. O gráfico 7 resume os valores de manganês encontrados nos pontos de estudo.

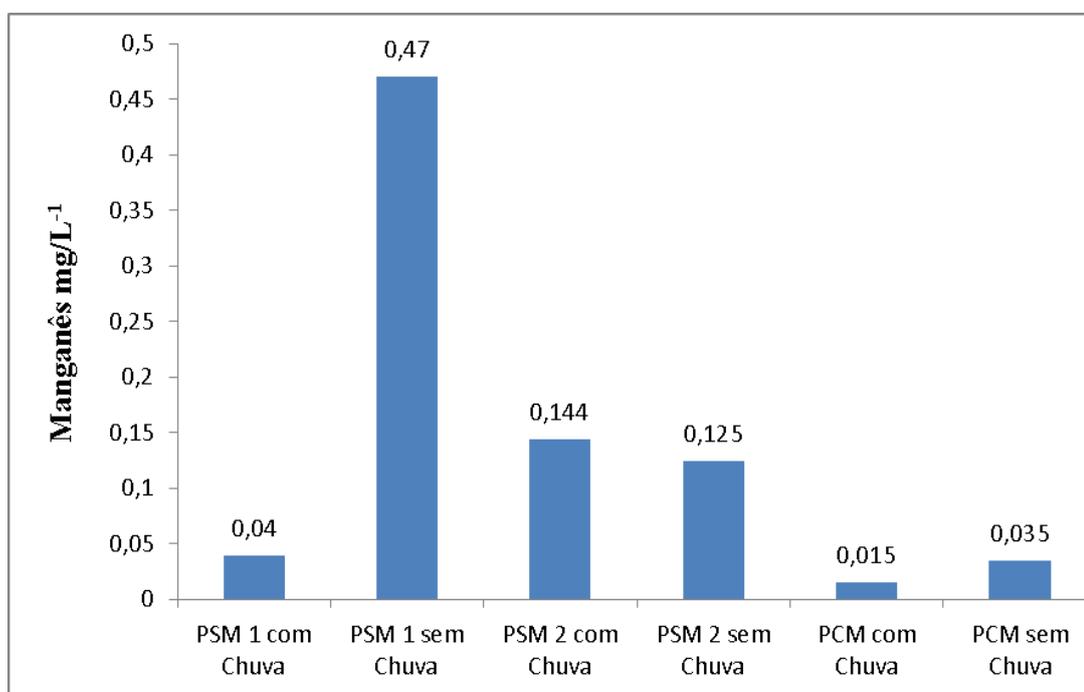


Gráfico 7 – Médias dos valores de Manganês observadas nas amostras de água. Valor máximo permitido pela Resolução 357 - CONAMA 0,5 mg/L⁻¹

Fonte: Autor

4.8 pH

As médias do pH nos seis pontos analisados sofreram poucas alterações nos locais de estudo. O PSM 01 com chuva atingiu 6,38. O PSM 02 com chuva atingiu 6,03, foi menor valor do estudo. O PCM com chuva ficou em 6,37 enquanto o PCM com chuva atingiu 6,83. O PSM 01 com chuva atingiu 6,60 e o PSM 02 com chuva atingiu 6,64 que foi o maior valor

que o pH assumiu nos seis pontos e evidenciou-se que os valores maiores ocorreram no período das chuvas. Carvalho, Schlittler e Tornisielo (2000) afirmam que com o aumento das chuvas, o pH tende a subir e aproximar-se da neutralidade, pois ocorre maior diluição dos compostos dissolvidos e escoamento mais rápido. Isso é causado pelo aumento no volume de água que faz com que a acidez da água diminua. Esteves (1998) diz que na maioria das águas naturais o pH é influenciado pela concentração de H^+ originado da dissociação do ácido carbônico, que gera valores baixos de pH, e das reações de íons carbonato e bicarbonato com a molécula de água, que elevam os valores de pH para a faixa alcalina. Apesar de se inter-relacionarem as variáveis físico-químicas podem ser influenciadas do meio externo, como a ocorrência de precipitação. Segundo Maier (1987) uma pequena diminuição no pH pode estar associada ao aumento no teor de matéria orgânica que leva a conseqüente queda na quantidade de oxigênio dissolvido disponível no corpo d'água. Para essa autora o pH nas águas dos rios brasileiros varia de neutro a ácido e pode se alterar ao longo do rio. Um exemplo dessa variação é o rio Amazonas que apresenta elevação gradativa do pH 4,0 atingindo o máximo de 7,8 praticamente em águas marinhas (MAIER, 1987). Todos os valores do pH estão de acordo com a Resolução CONAMA de 2005. O gráfico 8 resume os valores do pH encontrado nos pontos de estudo.

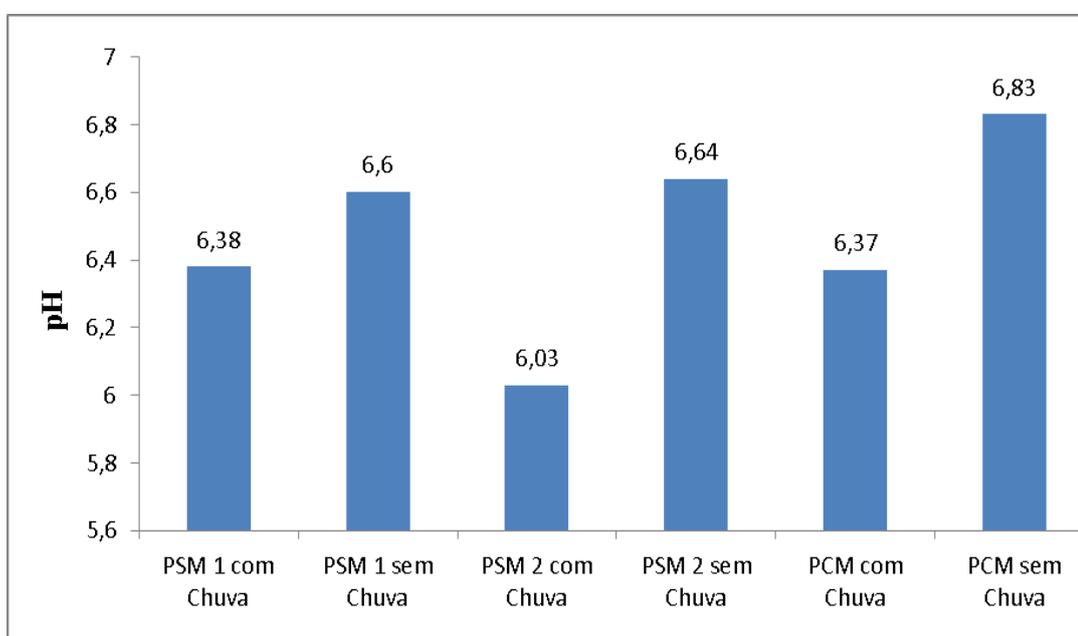


Gráfico 8 – Médias dos valores de pH observadas nas análises de água. Valor Resolução CONAMA permitido entre 6,0 e 9,0

Fonte: Autor

4.9 CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

As médias da condutividade elétrica apresentaram valores diferentes em relação aos períodos estudados, sendo que os maiores foram na época das chuvas nos pontos sem mata ciliar. Foram eles: PSM01 com chuva (79100 $\mu\text{S}/\text{cm}$); PSM01 sem chuva (52300 $\mu\text{S}/\text{cm}$); PSM 02 com chuva (48100 $\mu\text{S}/\text{cm}$); PSM02 sem chuva (30600 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Os pontos com mata ciliar apresentaram as menores médias de condutividade elétrica não se diferenciando em valores altos, ou seja, PCM com chuva (6700 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e PCM sem chuva (7200 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Evidenciou-se que os pontos sem mata ciliar em declive apresentaram valores maiores. A razão mais provável deste elevado valor da condutividade elétrica reside na migração de antigas fezes de gado e/ou devido à oxidação da água rica em sólidos ferrosos, que aliado aos sais de sódio das fezes aumentam a condutividade dessas águas (SOUZA, et al., 2012). Para Esteves (1998) a condutividade elétrica pode ser influenciada pelo volume de chuvas. Com baixa precipitação e predominância de rochas magmáticas na bacia de drenagem, a composição da água é, geralmente, determinada por produtos de intemperismo destas rochas. Com alta pluviosidade e predominância de rochas sedimentares, a composição iônica da água é determinada pela composição das rochas aumentando a condutividade elétrica. Como os pontos com mata ciliar tiveram os menores valores e não se alteraram entre os períodos, subentende-se que as vegetações ripárias controlam as variações de condutividade elétrica. Apesar de não ser determinada pela Resolução CONAMA (BRASIL, 2005), a condutividade elétrica apresentou valores altos em relação ao que se pede para vários tipos de águas: água deionizada (0,5 a 3 $\mu\text{S}/\text{cm}$); água da chuva (<15 $\mu\text{S}/\text{cm}$); água do mar (51.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e águas industriais (100-10.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$). O gráfico 9 resume os valores da condutividade elétrica encontrados nos pontos de estudo.

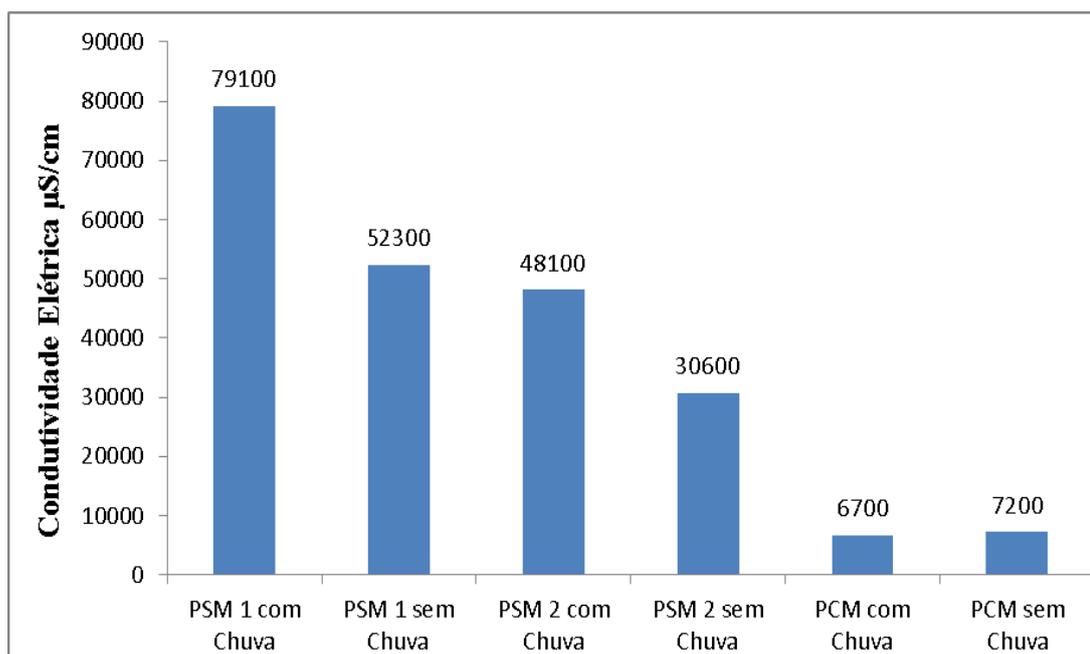


Gráfico 9 – Médias dos valores de condutividade elétrica observadas nas amostras de água. Valor Resolução 357 CONAMA não determinado

Fonte: Autor

4.10 TURBIDEZ

A turbidez apresentou médias diferentes em relação aos períodos estudados, sendo que as maiores foram na época das chuvas nos pontos sem mata ciliar. Esses estão em desacordo com a Resolução CONAMA (BRASIL, 2005) que limita o valor máximo da turbidez em 100 UNT para o tipo de corpo hídrico estudado. Foram eles: PSM01 com chuva (739 UNT); PSM 02 com chuva (333,33 UNT) em contraste com PSM01 sem chuva (13,35 UNT) e PSM02 sem chuva (18,81 UNT). Os pontos com mata ciliar apresentaram os menores valores de turbidez não se diferenciando em valores altos, ou seja, PCM com chuva (3,23 UNT) e PCM sem chuva (1,38 UNT). Águas superficiais podem conter impurezas, particularmente na estação chuvosa, pois a água carrega sedimentos, partículas em suspensão, dissolvidas e coloidais, além de micro-organismos e outros contaminantes passíveis de causar danos à saúde humana (ARANTES; RIBEIRO; PATERNIANI, 2012). Sendo assim, amostras com valores de 739 UNT no PSM01 e 333 UNT no PSM02 mostram que locais sem mata ciliar, principalmente em épocas chuvosas, existem maiores variações da turbidez de águas superficiais devido à topografia. Locais desprotegidos de mata ciliar em declive são mais propensos a terem seus níveis altos de turbidez. Há que se distinguir entre a matéria suspensa ou sedimento, que precipita rapidamente, daquela que se precipita vagarosamente e que

provoca a turbidez. O gráfico 10 resume os valores de turbidez encontrados nos pontos de estudo.

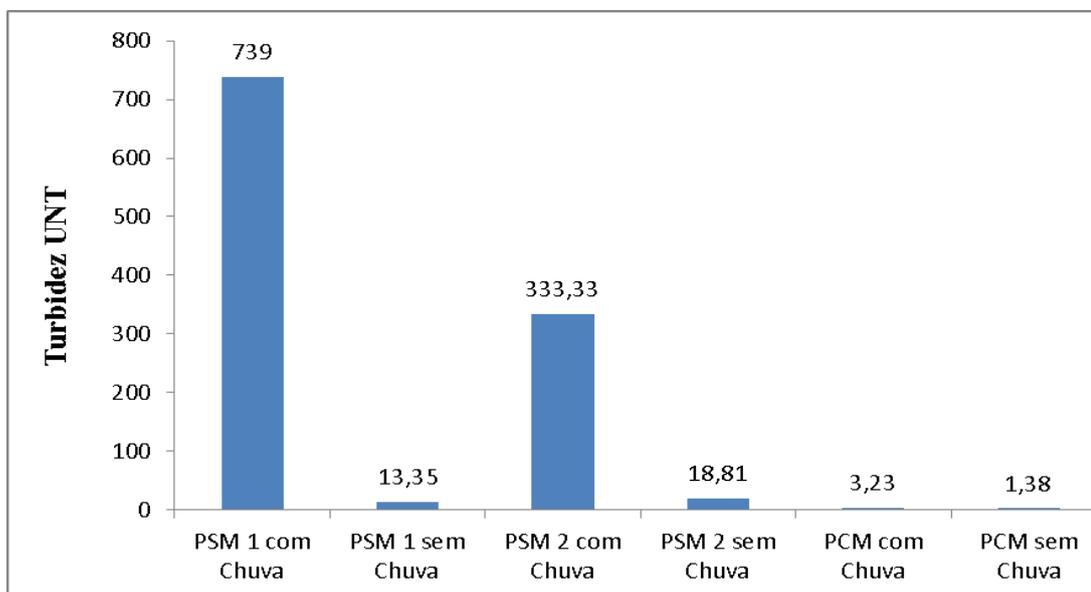


Gráfico 10 – Médias dos valores de turbidez observadas nas amostras de água. Valor máximo permitido pela Resolução 357 - CONAMA 100 UNT
Fonte: Autor

Sugere-se que a manutenção da mata ciliar é muito importante para a qualidade das águas. A cobertura da terra com mata ciliar preservada contribuiu para uma melhor qualidade da água nos parâmetros de nitrogênio, fósforo, ferro, zinco, manganês, cobre, turbidez e condutividade elétrica, enquanto a pastagem sem mata ciliar não contribuiu para uma melhor qualidade da água. Em relação à resolução CONAMA (BRASIL, 2005), os valores de nitrogênio, fósforo, ferro, zinco, manganês, cobre, pH e turbidez, no local protegido por mata ciliar estão de acordo com a legislação, ao contrário do local sem vegetação ripária que ultrapassou os valores máximos permitidos nos parâmetros fósforo, cobre e turbidez. A topografia íngreme exerceu uma variação maior apenas nos itens ferro, nitrogênio, condutividade elétrica e turbidez nos pontos sem mata ciliar. Espécies arbóreas como as citadas anteriormente podem ser uma opção de formação de mata ciliar, o que poderia estimular o envolvimento dos agricultores e de comunidades ribeirinhas nos processos de restauração e recuperação, sempre visando readquirir a biodiversidade. Enquanto a restauração da mata ciliar não é uma cura para todos os males a fim de sanar todos os problemas de qualidade da água, a recuperação delas melhoraria substancialmente as condições de fauna, flora, habitat para biota aquática nativa, corredores ecológicos e proteção das águas.

5 CONCLUSÃO

Conclui-se que a mata ciliar protege um corpo hídrico lacustre contra o carreamento de macro e micronutrientes mostrando-se eficiente na retenção dos sedimentos estudados e que dentre os indicadores coadjuvantes, apenas a turbidez se altera entre os períodos de seca e de chuva. Recomenda-se a formação e a manutenção desse tipo de vegetação como parâmetro mitigador dos impactos da agricultura sobre os corpos hídricos.

REFERÊNCIAS

- ADDISCOTT, T. M. A critical review of the value of buffer zone environments as a pollution control tool. **Quest Environment**, Hertfordshire, v. 23, n. 2, p. 236-243, 1997.
- AIDAR, M. P. ; JOLY, C. A. Dinâmica da produção e decomposição da serapilheira do araribá (*Centrolobium tomentosum* Fuill. Ex Benth. - Fabaceae) em uma mata ciliar, rio Jacaré-Pepira, São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 26, n. 2, p. 193-202, 2003.
- ALDER, L. ; GREULICH, K. ; KEMPE, G. Residue analysis of 500 high priority pesticides: better by GC-MS or LC-MS/MS. **Mass Spectrometry Reviews**, v. 25, n. 6, p. 838-865, 2006.
- ALEXANDRATOS, N. ; BRUINSMA, J. World agriculture towards 2030/2050: The 2012 revision. **ESA Working Paper**, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, v. 1, n. 1, p. 12-23, 2012.
- ANGERMEIER, P. L. ; KARR, JR. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical stream. **Environmental Biology of Fishes**, v. 9, n. 54, p. 117-135, 1983.
- ARAIA, E. Água doce: o ouro do século 21. **Revista Planeta**, São Paulo, 2009. Disponível em: <<http://www.revistaplaneta.com.br/agua-doce-o-ouro-do-seculo-21>>. Acesso em: 15 jul. 2015.
- ARANTES, C. C. ; RIBEIRO, T. A. ; PATERNIANI, J. E. S. Processamento de sementes de Moringa oleifera utilizando-se diferentes equipamentos para obtenção de solução coagulante. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 16, n. 6, p. 661-666, 2012.
- AUGUSTUS, E. **Guia Ecológico Blog: A importância das matas ciliares**, São Paulo, 2012. Disponível em: <<https://guiaecologico.wordpress.com/2012/04/04/a-importancia-das-matas-ciliares>>. Acesso em: 20 nov. 2015.
- AVIGLIANO, L. et al. Effects of glyphosate on growth rate, metabolic rate and energy reserves of early juvenile crayfish, *Cherax quadricarinatus* M. **Bull. Environ. Contam. Toxicol**, vol. 92, p. 631-635, 2014.
- BABCOCK, B. A. et al. **Adoption subsidies and environmental impacts of alternative energy crops**. 4. ed. Iowa. State University: Center of Agricultural and Rural Development, 2007.
- BAIRD, C. ; CANN, M. **Revista química ambiental**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011. p. 589-593.
- BARBOSA, L. M. **Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares**. 2. ed. São Paulo: FAPESP, 2000.

BARRETO, G. **A avifauna como indicadora de qualidade de reflorestamento ciliar no Alto São Francisco, MG.** 2002. 86f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002.

BARRETO, P. ; ARAÚJO, E. **O Brasil atingirá sua meta de redução do desmatamento?** 2. ed. Belém: Imazon, 2012.

BELTRÃO, G. B. M.; MEDEIROS, E. S. F.; RAMOS, R. T. C. Effects of riparian vegetation removal on the structure of the marginal aquatic habitat and the associated fish fauna in a tropical Brazilian reservoir. **Biotra Neotrop**, v. 9, n. 4, p. 37-43, 2009.

BENITES, L. M. et al. Revista do centro de ciências naturais e exatas – UFSM. **Revista Ciência e Natura**, Santa Maria, v. 36, n. 2, mai./ago. p. 107–113, 2014.

BERTOL, O. J. et al. **Mobilidade de P, Cu e Zn em colunas de solo sob sistema de semeadura direta submetido às adubações mineral e orgânica.** 3. ed. Belo Horizonte: Editora 34, 2010. p. 1841-1850.

BERTONI, J. ; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo.** São Paulo: Ícone, 1990, 355p.

BETRIE, G. D. et al. Sediment management modelling in the Blue Nile Basin using SWAT model. **Hydrol. Earth Syst. Sci**, v. 15, n. 3, p. 807–818, 2011.

BITTENCOURT, A. V. L. Transporte de sólidos na bacia hidrográfica do rio Ivaí (Solids transport in the hydrographic basin of the Ivaí river). **Bol. Parana. Geociência**, v. 35, n. 2, p. 1-54, 1982.

BLINN, C. R.; KILGORE, M. A. Riparian management practices: a summary of state guidelines. **Journal of Forestry**, v. 99, n. 8, p. 11–17, 2001.

BOJSEN, B. H. ; BARRIGA, R. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 5, p. 2246-2260, 2002.

BORIN, M. ; et al. Performance of a narrow buffer strip in abating agricultural pollutants in the shallow subsurface water flux. **Environ Pollut**, v. 131, p. 313-321, 2004.

BRAGA, R. A. P. **Avaliação dos instrumentos de Políticas Públicas na Conservação Integrada de Florestas e Águas, com Estudo de Caso na Bacia do Corumbataí – SP,** 2005. 285f. Tese (doutorado em hidráulica e saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

BRASIL. **Código Florestal Brasileiro.** Lei N. 12.651 de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília, DF, 2012.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes minerais, orgânicos, organominerais e corretivos / Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.** Secretaria de Defesa Agropecuária.

Coordenação-Geral de Apoio Laboratorial; Murilo Carlos Muniz Veras (Org.) – Brasília, 2014, 220 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 2011.

BRASIL. **Resolução CONAMA 357/2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências." - Data da legislação: 17/03/2005 - Publicação DOU nº 053, 18/03/2005, p. 58-63, 2005.

BROADMEADOW S. B. et al. The influence of riparian shade on lowland stream water temperatures in southern England and their viability for brown trout. **River Research and Applications**, v. 27, p. 226–237, 2011

BROOKS, A; P. et al. Experimental reintroduction of woody debris on the Williams River, NSW: Geomorphic and ecological responses. **River Research & Applications**, v. 20, p. 513-536, 2004.

BROSOFKSKE, K. D. et al. Harvesting effects on microclimatic gradients from small streams to uplands in western Washington. **Ecological Applications**, v. 7, n. 2, p.1188–1200, 1997.

BROWN Jr., K. S. **Insetos indicadores da história, composição, diversidade e integridade de matas ciliares tropicais**. São Paulo: Edusp, 2001.

BUNN, S. E. ; DAVIES, P. M. ; KELLAWAY, D. M. Contributions of sugar cane and invasive pasture grass to the aquatic food web of a tropical lowland stream. **Marine and Freshwater Research**, v. 48, n. 2, p. 173-179, 1997.

CADENASSO, M. L. ; TRAYNOR, M. M. ; PICKETT, S. T. A. Functional Location of Forest Edges: Gradients of Multiple Physical Factors. **Canadian Journal of Forest Research** v. 27, n. 5, p. 774-782, 1997.

CARVALHO, A. R.; SCHLITTLER, F. H. M.; TORNISIELO, V. L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. **Revista Química Nova**, v. 23, n. 5, p. 618-622, 2000.

CARVALHO, V. G. B. de ; NASCIMENTO, C. W ; BIONDI, D. A. C. M. Potencial de fertilizantes e corretivos no aporte de micronutrientes ao solo. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, v. 36, n. 3, p. 931-938, 2012.

CASATTI, L. ; LANGEANI, F. ; CASTRO, R. M. C. Peixes de riacho do parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto Rio Paraná, SP. **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1, p. 1-15, 2001.

CASATTI, L. ; LANGEANI, F.; FERREIRA, C. P. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. **Environmental Management**, v. 38, n. 5, p. 974- 982, 2006.

CASSATI, L. ; et al. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 1, p. 205-214, 2012.

CASTELLE, A. J. ; JOHNSON, A. W. Bulletin no. 799 (National Council for Air and Stream Improvement. **Research Triangle Park**, v. 14, n. 9, p. 56-84, 2000.

CASTRO, M. N. ; MARTINEZ CASTRO, R. ; SOUZA, P. C. A importância da mata ciliar no contexto da conservação do solo. **Revista Eletrônica de Educação da Faculdade Araguaia**, v. 25, n. 4, p. 230-241, 2013.

CAVALCANTI, G. G. ; LOCKABY, B. G. Effects of sediment deposition on aboveground net primary productivity, vegetation composition, and structure in riparian forests. **Wetlands**, v. 26, n. 6, p. 400-409, 2006.

CENEVIVA-BASTOS, M. ; CASATTI, L. Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): uma espécie abundante em riachos do noroeste do Estado de São Paulo, **Iheringia**, Brasil, v. 97, p. 7-15, 2007.

CERDAN, O. et al. Rill erosion on cultivated hillslopes during two extreme rainfall events in Normandy, France. **Soil Tillage Res**, v. 1716, p. 01-10, 2002.

CERRATI, K; M. América Latina deve cuidar da água para saciar sua 'sede' de energia. **El PAIS**, Brasil, 11 ago. 2014. Disponível em: <http://brasil.elpais.com/brasil/2014/08/11/sociedad/1407783232_479244.html>. Acesso em: 11 ago. 2014.

CHEN, J. ; FRANKLIN, J. F. ; SPIES, T. A. Growing-Season Microclimatic Gradients from Clearcut Edges Into Old-Growth Douglas-Fir Forests. **Ecological Applications**, v. 5, p. 74-86, 1995.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, (CETESB). **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2012**. 2. ed. São Paulo, 2013.

COLLINS, A. L. et al. A preliminary investigation of the efficacy of riparian fencing schemes for reducing contributions from eroding channel banks to the siltation of salmonid spawning gravels across the southwest. **J. Environmental Management**, UK, v. 91, n. 5, p. 1341-1349, 2010.

CORRELL, D. L. Buffer zones and water quality protection: general principles. Their processes and potential in water protection. **Environmental Research Center**, Edgewater, Smithsonian, v. 24, p. 7-20, 2001

COSTELLO, C. et al. Impact of biofuel crop production on the formation of hypoxia in the Gulf of Mexico. **Environmental Magazine. Science. Technol**, v. 43, p. 7985-7991, 2009.

CROKE, B. F. W.; MERRIT, W. S.; JAKEMAN, A. J. A dynamic model for predicting hydrologic response to land cover changes in gauged and ungauged catchments. **Journal of Hydrology**, v. 291, n.1-2, p.115-131, 2004. Disponível em: <https://www.researchgate.net/signup.SignUp.html.ev=su_popup>. Acesso em: 25 nov. 2015.

CUSTÓDIO, E. ; LLAMAS, M. R. **Hidrologia subterrânea**. 4. ed. Barcelona : Ediciones Omega, 1983. 2 v.

DANELON, J. R. B.; LUZ NETTO, F. M. ; RODRIGUES, S. C. Análise do nível de fósforo total, nitrogênio amoniacal e cloretos nas águas do córrego Terra Branca no município de Uberlândia (MG). **Revista Geonorte**, v.1, n. 4, p. 412 – 421, 2012. Edição Especial.

DAVIES-COLLEY R. J. ; PAYNE, G. W. ; VAN ELSWIJK, M. Microclimate gradients across a forest edge. **New Zealand Journal of Ecology**, v. 24, p. 111-121, 2000.

DRECHSEL, P. et al. Population density, soil nutrient depletion, and economic growth in sub-Saharan Africa. **Ecology Economic Magazine**, v. 38, n. 6, p. 251-258, 2001.

DRISCOLL, G. **Groundwater and wells**. 2. ed. St. Paul: Johnson Division, 1987.

DUFECH, A. P. S. ; AZEVEDO, M. A. ; FIALHO, C. B. Comparative dietary analysis of two populations of *Mimagoniates rhocharis* (Characidae: Glandulocaudinae) from two streams of southern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 1, p. 67-74, 2003.

ECKHARDT, R. R., LIMA, D. F. B; DIEDRICH, V. L. **Mapeamento da mata ciliar do rio Taquari utilizando imagens de satélite**. Lajeado: Centro Universitário Univates, 2008.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. (EMBRAPA). **Sistema brasileiro de classificação do solo**. 3 ed. Brasília, 2007.

EMMETT B. A. et al. The impact of a riparian wetland on streamwater quality in a recently afforested upland catchment. **Journal of Hydrology**, v. 162, n. 4, p. 337-353, 1994

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. p. 27-28.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. p. 56-58.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, (FAO). **The wealth of waste: the economics of wastewater use in agriculture**. 2. ed. Rome, 2010.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, (FAO). **Project intégré Keita. Rapport terminal du project**. 2011. Disponível em <<http://www.fao.org/docrep/017/i1688e/i1688e.pdf>>. 2011. Acesso em: 14 ago. 2015.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, (FAO). **State of the world's forests**. 2012. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/016/i3010e/i3010e.pdf>>. 2012. Acesso em: 02 jun. 2015.

FERREIRA, C. P. ; CASATTI, L. Integridade biótica de um córrego na bacia do alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 3, p. 1-25, 2006.

FERREIRA, J. et al. Towards environmentally sustainable agriculture in Brazil: challenges and opportunities for applied ecological research: towards sustainable agriculture in Brazil. **Journal of Applied Ecology**, v. 49. n. 8, p. 535–541, 2012.

FILIPPE, J. **Avaliação da largura ideal de florestas ribeirinhas considerando modelagem matemática, estimativa de erosão por 137Cs e aspectos ecológicos**. 2006. 144f. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

FILIZOLA, H. F. ; FERRACINI, V. L. ; SANS, L. M. A. Monitoramento e avaliação do risco de contaminação por pesticidas em água superficial e subterrânea na região de Guaíra. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, p. 659-667, 2003.

FIORI, J. P. de O.; CAMPOS, J. E. G.; ALMEIDA, L. Variabilidade da condutividade hidráulica das principais classes de solos do estado de Goiás. **Geociências**, São Paulo, v. 29, n. 2, p. 229-235, 2010.

FRANCO, J. G. O. **Direito ambiental matas ciliares: conteúdo jurídico e biodiversidade**. 2. ed. Curitiba: Juruá Editora, 2005.

GARCIA, R. et al. Forrageiras utilizadas no sistema integrado agricultura-pecuária. **Manejo Integrado**, Viçosa, v. 2, n. 1, p. 332-337, 2004.

GEVAERT, V. et al. SWAT developments and recommendations for modelling agricultural pesticide mitigation measures in river basins. Special issue: Advances in Ecohydrological Modelling with SWAT. **Hydrolog. Sci. J. des Sci. Hydrolog**, v. 53, n. 5, p. 1075–1089, 2008.

GOOGLE EARTH. Mapas. Disponível em: <<http://mapas.google.com>>. 2015. Acesso em: 14 dez. 2015.

GORSEVSKI P. V. et al. Dynamic riparian buffer widths from potential nonpoint source pollution areas in forested watersheds. **Forest Ecology Management**, v. 256, n. 2, p. 664-673, 2008.

GREENPEACE. **Carvoaria Amazônia - Como a indústria de aço e ferro gusa está destruindo a floresta com a participação de governos**. 2012. Disponível em: <http://www.greenpeace.org/brasil/Global/brasil/documentos/2012/423%20-%20Pig%20Iron%20D3_portugues.pdf>. Acesso em: 19 set. 2015.

GREGORY, S. V. et al. An ecosystem perspective of riparian zones. **BioScience**, v. 41, n. 8, p. 540-551, 1991.

GRIZZETTI, B. et al. Nitrogen as a threat to European water quality. European Nitrogen Assessment. **Cambridge University Press**, v. 21, n.8, p. 154-164, 2011.

GROWNS, I. ; GEHRKE, C. A comparison of fish assemblages associated with different riparian vegetation types in the Hawkesbury- Nepean river system. **Fisheries Management and Ecology**, v. 10, p. 209-220, 2003.

HANSEN, M. C. ; et al. High resolution global maps of 21st-century forest cover change. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 850–853, 2013.

HARRIS, G. L. ; FORSTER, A. Pesticide contamination of surface waters – the potential role of buffer zones. Their processes and potential in water protection. St. Albans, **Herts. Ass. Lim.**, UK, v. 16, n. 3, p. 62-69, 2001.

HESTER, E. T. ; DOYLE, M. W. Human impacts to river temperature and their effects on biological processes: a quantitative synthesis. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 47, p. 571–587, 2011.

HICKS, B. J. et al. Responses of salmonids to habitat changes. **American Fisheries Society Special Publication**, v. 19, p. 483–518, 1991.

HOOVER, T. M. ; PINTO, X. ; RICHARDSON, J. S. Riparian canopy type, management history, and successional stage control fluxes of plant litter to streams. – **Can. J. For. Res.**, v. 41, n. 2, p. 1394 –1404, 2011.

HOROWITZ, A.; DANTAS, H.S. Geoquímica dos elementos menores nos solos de Pernambuco. IV. Zinco na zona Litoral- Mata. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 11, n. 12, p. 27-35, 1976.

INTERNATIONAL POTASH INSTITUTE. **Potássio um nutriente essencial para a vida**. Horgen, 2013. Disponível em: <<http://www.ipipotash.org/udocs/397-potassio-um-nutriente-essencial-para-a-vida.pdf>>. Acesso em 22 dez. 2015.

JACOBS, J. M. ; VOGUEL, R. M. Optimal allocation of water withdrawals in a river basin. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 124, n. 6, p. 142-158, 1998.

JAWORSKI, A. N. et al. A Watershed nitrogen and phosphorus balance: The upper Patomac River Basin. **Estuaries**, v. 15, p. 83-95, 1992.

JOHANSSON, R.C.; et al. Metamodelling phosphorus bestmanagement practices for policy use: a frontier approach. **Agricultural Economy**, v. 30, p. 63–74, 2004.

JOHNSON, S. L. ; JONES, J. A. Stream temperature response to forest harvest and debris flows in western Cascades. **Can. J. Fish. Aquat. Science**, Oregon, v. 57, p. 1–10, 2000.

KABATA-PENDIAS A. **Trace elements in soils and plants**. 4. ed. Boca Raton: Chemical Rubber Company, 2011.

KAGEYAMA, P.Y. et al. **Restauração da mata ciliar – Manual para recuperação de áreas ciliares e microbacias**. Brasília: Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, 2002.

KAUSHAL S. S. et al. ; Rising stream and river temperatures in the United States. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 8, p. 461–466, 2010.

KELLY, D. J., BOTHWELL, M. L.; SCHINDLER, D. W. Effects of solar ultraviolet radiation on stream benthic communities: an intersite comparison. **Ecology**, v. 84, n. 10, p. 2724–2740, 2003.

KRAUSKOPF, K. B.; BIRD, D. K. **Introduction to geochemistry**, 3. ed. New York: McGraw-Hill, 1995.

LAL, R. Agronomic consequences of soil erosion. Soil erosion at multiple scales: Principles and methods for assessing causes and impacts. **CAB International**, London, v. 25, n.11, p. 149-160, 1998.

LAMBIN, E. F. ; GEIST, H. J. ; LEPERS, E. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 28, n. 25, p. 205-241, 2003.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. 2. ed. São Carlos: Rima, 2004.

LAVORENTI, A. Comportamento dos herbicidas no meio ambiente. In: WORKSHOP SOBRE DEGRADAÇÃO, 11, 1996, Campinas. **Anais...Jaguariúna**, SP: Embrapa-CNPMA, 1996. p. 81-115.

LE SANN, J. G. **Atlas escolar de Lagoa da Prata**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2002.

LEE, P. ; SMYTH, C. ; BOUTIN, S. Quantitative review of riparian buffer width guidelines from Canada to the United States. **Journal of Environmental Management**, v. 70, p. 165–180, 2004.

LIBARDI, P.L. **Dinâmica da água no solo**. 2. ed. Piracicaba: O Autor, 2000.

LISS, M. et al. Determination of insecticide contamination in agricultural headwater streams. **Water Resources**, v. 33, p. 239- 247, 1999.

LIMA, P. W. Função hidrológica da mata ciliar. In. BARBOSA, L.M., coord. In: Simpósio sobre Mata Ciliar, Campinas, 1998. **Anais...** Campinas: Fundação Cargil, 1998. p. 25-42.

LORENZI, H. **Arvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 6. ed. São Paulo: Plantarum, 2013. v. 1.

LORION, C. M. ; KENNEDY, B. P. Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. **Ecological Applications**, v. 19, n. 2, p. 468-479, 2009.

LOURENSONI, G. A importância do reflorestamento para garantir a qualidade de vida. **Painel Florestal**. 2013. Disponível em: <<http://www.painelflorestal.com.br/noticias/silvicultura/a-importancia-do-reflorestamento-para-garantir-a-qualidade-de-vida>>. 2013. Acesso em 14 maio 2015.

LOWRANCE, R. et al. Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds. **Environmental Management**, v. 21, n. 7, p. 687–712, 1997.

LUÍS E. A. et al. Ecologia trófica de peixes em dois riachos da bacia do rio Paraná. **Brazilian Journal of Biology**, v. 58, n. 2, p. 273-285, 1998.

MAIER, M. H. Ecologia da bacia do rio Jacaré Pepira - Brasil: qualidade da água do rio principal. **Ciência e Cultura**, v. 39, n. 2, p. 164-185, 1987.

MANAHAN, S. E. **Environmental chemistry**. 6. ed. Boca Raton: Lewis Publishers, 1994.

MARGULIS, S. **Causes of deforestation of the Brazilian Amazon. Report. The International Bank for Reconstruction and Development**. 5. ed. Washington, DC: World Bank Publication, 2003.

MARMONTEL, C. V. F. ; RODRIGUES, V. A. Parâmetros indicativos para qualidade da água em nascentes com diferentes coberturas de terra e conservação da vegetação ciliar. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 2, p. 171-181, 2015

MARTINEZ, C. B. R.; CÓLUZ, I. M. S. Biomarcadores em peixes neotropicais para o monitoramento da poluição aquática na bacia do rio Tibagi. **A Bacia do Rio Tibagi**, Londrina, v. 29, n. 1, p. 551-577, 2002.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares: no contexto do Novo Código Florestal**. 3. ed. Viçosa, MG: Editora Aprenda Fácil, 2014.

MARTIUS, C. et al. Litterfall, litter stocks and decomposition rates in rainforest and agroforestry sites in central Amazonia. **Nutr. Cycl. Agroecos**, v. 68, n. 2, p. 137-154, 2004.

MAZZONI, R. ; NERY, L. L. ; IGLESIAS-RIOS, R. Ecologia e ontogenia da alimentação de *Astyanax janeiroensis* (Osteichthyes, Characidae) de um riacho costeiro do Sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 3, p. 53-60, 2010.

McKERGON, L. A. et al. Before and after riparian management: Sediment and nutrient exports from a small agricultural catchment. **Journal of Hydrology**, Western Australia, v. 270, n. 1, p. 253–272, 2003.

MELLINA, E. ; HUNCH, S. G. Influences of riparian logging and in-stream large wood removal on pool habitat and salmonid density and biomass: ameta-analysis. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 39, n. 7, p. 1280–1301, 2009.

MELO, C. E. ; MACHADO, F. A. ; PINTO-SILVA, V. Feeding habits of fish from a stream in the savanna of Central Brazil, Araguaia basin. **Neotropical Ichthyology**, v. 2, n. 1, p. 37-44, 2004.

MENEZES, N. A.; et al. **Peixes de água doce da Mata Atlântica: lista preliminar das espécies e comentários sobre conservação de peixes de água doce neotropicais**. 2. ed. São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 2007.

MICHALAKOS, G. D. et al. Removal of iron from potable water using a trickling filter. **Water Research**, v. 31, n. 5, p. 991-996, 1997.

- MOORE, R. ; SPITTLEHOUSE, D. L. ; STORY, A. Riparian microclimate and stream temperature response to forest harvesting: A review. **J. Am. Water Resour. Assoc**, v. 41, n. 4, p. 813 – 834, 2005.
- MORUZZI, R. B.; REALI, M. A. P. Oxidação e remoção de ferro e manganês em águas para fins de abastecimento público ou industrial – uma abordagem geral. **Engenharia e Tecnologia**, v. 4, n. 1, p. 29-43, 2012.
- MOURA, D. C. ; SCHLINDWEIN, C. Mata ciliar do Rio São Francisco como biocorredor para Euglossini (Hymenoptera: Apidae) de florestas tropicais úmidas. **Neotrop. Entomology**, v. 38, n. 2, p. 281-284, 2009.
- MUGODO, J. et al. Local stream habitat variables predicted from catchment scale characteristics are useful for predicting fish distribution. **Hydrobiologia**, v. 572, n. 1, p. 59-70, 2006.
- MWANGI, H. M. ; et al. **Evaluation of agricultural conservation practices on ecosystem services in Sasumua watershed, Kenya using swat model**. Nairobi: University of Agriculture, 2013. Disponível em: <<http://elearning.jkuat.ac.ke/journals/ojs/index.php/jscp/article/viewFile/861/770>>. Acesso em: 28 nov. 2015.
- NAIMANN, R. J.; DECHAMPS, H. ; FOURNIER, F. **Role of land/inland water ecotones in landscape management and restoration: a proposal for collaborative research**. 3. ed. Paris: UNESCO, 1990.
- NAIMANN, R. J.; DECHAMPS, H. ; MCCLAIN. M. E. ; Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities. **Elsevier Academic Press**, San Diego, v. 23, n. 2, p. 214-245, 2005.
- NASCENTES, R. **Estudo da mobilidade de metais em solos residual compactados**. 2006. 87f. Tese (Doutorado em Geotecnia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.
- NEITSCH, S. L. et al. Soil and water assessment tool input/output file documentation: Texas. **Water Resources Institute Technical Report**, Texas, v. 12, n. 7, p. 836-852, 2011
- NELSON, K. C. ; PALMER, M. A. Stream temperature surges under urbanization and climate change: data, models and responses. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 43, n. 2, p. 440–452, 2007.
- NEWBOLD, J. D. et al. Water quality functions of a 15-Year-Old riparian forest buffer system. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 46, n. 2, p. 299-310, 2010.
- NUNES, E. N.; et al. Pitaia (*Hylocereus* sp.): uma revisão para o Brasil. **Gaia Scientia, Arcia**, v. 8, n. 1, p. 90-98, 2014.
- NUNES, F. P. ; PINTO, M. T. C. Decomposição do folheto em reflorestamento ciliar na bacia hidrográfica do rio São Francisco, Minas Gerais. **Revista Cerne**, Lavras, v. 18, n. 3, p. 423-431, 2012

_____. Produção de serapilheira em mata ciliar nativa e reflorestada no alto São Francisco, Minas Gerais. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, p. 234-236, 2007.

OLIVEIRA, E. C. **Introdução à biologia vegetal**. São Paulo: EDUSP, 1996.

OLIVEIRA, J. B. DE. **Pedologia aplicada**. 2. ed. Piracicaba: ESALQ, 2005

OLIVEIRA, A. B. ; NASCIMENTO, C. W. Formas de manganês e ferro em solos de referência de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 30, p. 99-110, 2006

ONGLEY, E. D. ; XIAOLAN, Z. ; TAO, Y. Current status of agricultural and rural non-point pollution assessment in China. **Environmental Pollution**, v. 158, n. 5, p. 1159–1168, 2010.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). **International decade for action, 2005-2015**. Disponível em <<http://www.un.org/waterforlifedecade/index.shtml>>. 2015. Acesso em: 28 abr. 2015.

OSBORNE, L. L. ; KOVACIC, D. A. Riparian vegetated buffer strips in water quality restoration and stream management. **Freshwater Biology**, v.59, n. 2, p. 243-258, 1993.

PARAJULI, P. B.; MANKIN, K. R. ; BARNES, P. L. Applicability of targeting vegetative filter strips to abate fecal bacteria and sediment yield using SWAT. **Agricultural Water Management**, v. 95, n. 10, p. 1189–1200, 2008.

PARK, Y. S. et al. Hydrologic response unit routing in SWAT to simulate effects of vegetated filter strip for South-Korean conditions based on VFSMOD. **Water Magazine**, v. 3, n. 3, p. 819–842, 2011.

PHILLIPS, J.D. An evaluation of the factors determining the effectiveness of water quality buffer zones. **Journal of Hidrology**, v. 107, n. 1-4, p. 133-145, 1989.

PIGNATARO NETO, I. T. **Qualidade física e química de um latossolo vermelho-amarelo sob pastagens com diferentes períodos de uso**. 2008. 80f. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrícolas) - Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

PRIMO, D. C. ; VAZ, L. M. S. Degradação e perturbação ambiental em matas ciliares: estudo de caso do rio Itapicuru-açu em Ponto Novo e Filadélfia Bahia. **Diálogos & Ciência**, v.7, n. 7, p. 1-11, 2006.

PROCHNOW, T. R. ; PROCHNOW, E. A. ; LIBERMAN, B. Efeitos antrópicos sobre concentrações de metais alcalinos na região da microbacia do Arroio Araçá, Canoas, Rio Grande do Sul. **Revista Química Nova**, v. 32, n. 7, p. 1782-1786, 2009.

PUSEY, B. J. ; ARTHINGTON, A. H. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. **Marine and Freshwater Research**, v. 54, n. 1, p. 1-16, 2003.

RESENDE, M. et al. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. 5. ed. Lavras: UFLA, 2007.

- REZENDE, J. L. P. **Decomposição de folhas de espécies arbóreas nativas de Mata Atlântica e de folhas de *Eucalyptus urophylla* em área de mata e de eucaliptal.** 2001. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2001.
- REZENDE, C. F. ; MAZZONI, R. Seasonal variation in the input of allochthonous matter in an Atlantic rain forest stream, Ilha Grande-RJ. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, n. 2, p. 167-175, 2005.
- RICHARDSON, J. S. ; NAIMAN R. J. ; BISSON P. A. How did fixed-width buffers become standard practice for protecting freshwaters and their riparian areas from forest harvest practices? **Freshwater Science**, v. 31, n. 1, p. 232–238, 2012.
- RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETTO, J. M. de. **Tratamento de água: tecnologia atualizada.** São Paulo: Edgard Blücher, 1991.
- RITCHIE, J. C. ; McCARTY, G. W. 137 Cs and soil in a small agricultural watershed. **Soil & Tillage Research**, v. 69, n. 1, p. 45-51, 2003.
- RITTER, W .F. ; SHIRMOHAMMADI, A. **Agricultural nonpoint source pollution.** Boca Raton: CRC Press, 2001.
- RIVAS-UBACH, A. et al. Strong relationship between elemental stoichiometry and metabolome in plants. **Proc. Natl. Acad. Sci**, Stanford, U.S.A., v. 109, p. 4181–4186, 2012.
- RODRIGUES, V. A. **Morfometria e mata ciliar da microbacia hidrográfica.** Workshop em manejo de bacias hidrográficas. 2. ed. Botucatu, 2004.
- RODRIGUES, R. R.; FILHO, H. F. L. **Matas ciliares. Conservação e recuperação.** 2. ed. São Paulo: EDUSP, 2014.
- ROLDÃO, A. F. ; SANTOS, J. G. S. ; OLIVEIRA, L. A. Correlação entre as variáveis climáticas (altitude, temperatura e precipitação) na mesorregião sul e sudoeste de Minas Gerais–MG. **Revista Geonorte**, v. 1, n. 5, p. 515 – 525, 2012. Edição Especial 2.
- ROSA, A. H. ; FRACETO, L. F. ; MOSCHINI-CARLOS, V. **Meio ambiente e sustentabilidade.** Porto Alegre: Bookman, 2012.
- ROSE, S. C. et al. The leaching of agrochemical under different agricultural land uses and its effect on Water Quality. **IAHS Publication**, v. 203, n. 1, p. 249-257, 1991.
- ROSENSTEEL, B. A.; STROM, P. F. River phosphorus dynamics and reservoir eutrophication potencial. **Journal of American Water Resources Association**, v. 27, n. 6, p. 957-965, 1991.
- ROSSI, G. et al. Dependence of YPT1 and SEC4 membrane attachment on BET2. **Nature**, v. 351, n. 6322, p. 158-161, 1991.
- RUTHERFORD, J. C. et al. **Stream shade: towards a restoration strategy.** Wellington, Department of Conservation Report, 1999.

SABBAG, A. F.; ZINA, J. Anurofauna de uma mata ciliar no município de São Carlos, estado de São Paulo, Brasil, **Biota Neotrop**, v.11, n. 3, p. 179-188, 2011.

SANTOS NETO, A. J. ; de SIQUEIRA, M. E. P. B. ; Análise de praguicidas organofosforados em água por extração em fase sólida (SPE) utilizando discos C18 e cromatografia em fase gasosa: avaliação da contaminação do reservatório de Furnas (MG-BRASIL). **Quim Nova**, v. 28, n. 5, p. 747-750, 2005.

SANTOS, E. A.; CORREIA, N. M. ; BOTELHO, R. G. Resíduos de herbicidas em corpos hídricos - Uma revisão. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 12, n. 2, p. 188-201, maio/ago. 2013.

SANTOS, D.S. ; SPAROVEK, G. Retenção de sedimentos removidos de área de lavoura pela mata ciliar, em Goiatuba (GO). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 5, p. 1811-1818, 2011.

SARDANS, J. et al. Stoichiometry of potassium is largely determined by water availability and growth in Catalonian forests. **Funct. Ecol**, v. 26, n. 5, p. 1077–1089, 2012.

SARDANS, J. ; PEÑUELAS, J. The role of plants in the effects of global change on nutrient availability and stoichiometry in the plant–soil system. **Plant Physiol**, v. 160, n. 7, p. 1741–176, 2012.

_____. Climate and taxonomy underlie different elemental concentrations and stoichiometries of forest species: the optimum “biogeochemical niche”. **Plant Ecol**, v. 215, p. 441–455, 2014.

SEMLITSCH, R. D. et al. Effects of timber harvest on amphibian populations: understanding mechanisms from forest experiments. **BioScience**, v. 59, n. 9, p. 853–862, 2009.

SEQUI, P. ; CIAVATTA, C.; ANTISARI, L. V. Phosphate fertilizers loading to river and seawater. **Agrochimica**, v. 35, n. 1-3, p. 200-211, 1991.

SHARMA, R. H. ; SHAKYA, N. M. Hydrological changes and its impact on water resources of Bagmati watershed, Nepal. **Journal of Hydrology**, v. 11, n. 51, p. 315-322, 2006.

SHI, P. et al. The effect of land use/cover change on surface runoff in Shenzhen region, China, **Catena**, v. 69, n.5, p. 31-35, 2007.

SILVA, A. M. ; MORAES, M. L. T. ; BUZETTI, S. Propriedades químicas de solo sob reflorestamento ciliar após 20 anos de plantio em área de cerrado. **Revista Árvore**, v. 35, n. 1, p. 97-106, 2011.

SILVA I. R. ; MENDONÇA, E. S. Matéria orgânica do solo. Fertilidade do solo. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 12, n. 2, p. 275-374, 2007.

SIMÕES, L. B. **Integração entre um modelo de simulação hidrológica e sistema de informação geográfica na delimitação de zonas tampão ripárias**. 2011. 125f. Tese (

Doutorado em Agronomia) - Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho, Botucatu, 2001.

SIRTOLI, A. E. et al. **Diagnóstico e recomendações de manejo do solo : aspectos teóricos e metodológicos**. 3. ed. Curitiba: UFPR/Setor de Ciências Agrárias, 2006.

SOUZA, F. D. et al. Classificação CONAMA das limitações de uso da água superficial da lagoa maior, Três Lagoas/MS. **Revista Geonorte**, v. 3, n. 4, p. 771-780, 2012. Edição Especial.

SPAROVEK, G. et al. Organochloride compounds in a Brazilian watershed with sugarcane and intense sediment redistribution. **J. Environ. Qual.**, v. 30, n. 2, p. 2006-2010, 2001a.

_____. A conceptual framework for the definition of the optimal width of riparian forests. **Agric. Ecosyst. Environ**, v. 90, n. 7, p. 169-175, 2001b.

SPERLING, M. V. – **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental UFMG, 1996.

SPITTLEHOUSE, D. L. ; ADAMS, R. S. ; WINKLER, R. D. **Forest, Edge, and Opening Microclimate at Sycamorous Creek**. 3. ed. Victoria: Editora, Research Report, 2004.

SWEENEY B. W, et al. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 101, n. 2, p. 14132–14137, 2004.

TIAN, H. et al. Pattern and variation of C:N:P ratios in China's soils: a synthesis of observational data. **Biogeochemistry**, v. 98, n. 2, p. 139–151, 2010.

TOLEDO, L. O. ; PEREIRA, M. G. ; MENEZES, C. E. G. Produção de serapilheira e transferência de nutrientes em florestas secundárias localizadas na região de Pinheiral, RJ. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 12, n. 2, p. 9-16, 2002.

TRINDADE, M. E. de J. et al. Variation in the diet of a small characin according to the riparian zone coverage in an Atlantic Forest stream, northeastern Brazil. **Acta Limnol. Bras**, v. 25, n. 1, p. 34-41, 2013.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

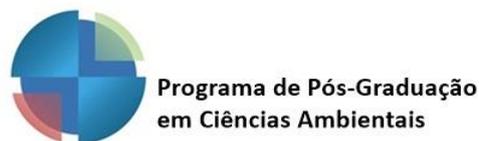
UFRRJ. UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO (UFRRJ). Instituto de Limnologia **Parâmetros Físicos**. 2015. Disponível em: <<http://www.ufrrj.br>>. Acesso em: 25 ago. 2015.

UNITED STATES CENSUS BUREAU (USCB). **International Programs**. World Population, 2012. Disponível em: <<http://www.census.gov/population/international/data/worldpop/table/population.php>>. 2012. Acesso em: 01 out. 2015.

- USÓN, A. ; RAMOS, M. C. An improved rainfall erosivity index obtained from experimental interrill soil losses in soils with a Mediterranean climate. **Catena**, v. 43, n. 2, p. 293-305, 2001.
- VAITSMAN, D. S. ; AFONSO, J. C.; DUTRA, P. B. ; **Para que servem os elementos químicos**. Rio de Janeiro: Ed. Interciência, 2001.
- VAN MUYSEN, W.; GOVERS, G. Soil displacement and tillage erosion during secondary tillage operations: the case of rotary harrow and seeding equipment. **Soil Tillage Res**, v. 65, n. 3, p. 185-191, 2002.
- VITAL, A. R. T. et al. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 6, p. 793-800, nov./dez. 2004.
- VESILIND, P. A.; MORGAN, S. M. **Introdução à engenharia ambiental**. 2. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2013.
- VIEIRA, I. Reflorestamento é solução para salvar bacias hidrográficas do Rio. **Agência Brasil**, 2015. Disponível em: <<http://agenciabrasil.etc.com.br/geral/noticia/2015-02/reflorestamento-e-solucao-para-salvar-bacias-hidrograficas-do-rio>>. Acesso em: 25 maio. 2015
- VONO, V. ; BARBOSA, F. A. R. Habitats and littoral zone fish community structure of two natural lakes in southeast Brazil. **Environ. Biol. Fish**, v. 61, n. 4, p. 371-379, 2001.
- WANG, X. H. ; YIN, C. Q. ; SHAN, B. Q. The role of diversified landscape buffer structures for water quality improvement in an agricultural watershed, North China. **Agricultural Ecosystem And Environment**, v. 107, n. 2, p. 381-396, 2005.
- WITHERS, P. J. A. ; LORD, E. I. Agricultural nutrient inputs to rivers and groundwaters in the UK: policy, environmental management and research needs. **Sci. Total Environ**, v. 23, n. 2, p. 09-24, 2002.
- WWF BRASIL. **O que são as matas ciliares?** [s. l. : s. n.], 2013. Disponível em: <http://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/questoes_ambientais/matias_ciliares/>. 2012. Acesso em: 15 dez. 2015.
- YAVITT, J. B. ; WRIGHT, S. J.; WIEDER, R. K. Seasonal drought and dry-season irrigation influence leaf-litter nutrients and soil enzymes in a moist, lowland forest in Panama. **Austral Ecol**, v. 29, n. 2, p. 177-188, 2004.
- YOUNG, A. ; MITCHELL, N. Microclimate and Vegetation Edge Effects in a Fragmented Podocarp-broadleaf Forest in New Zealand. **Biological Conservation Magazine**, v. 67, n. 2, p. 63-72, 1994.
- ZHOU, X. et al. Environmental and economic analysis of using SWAT to simulate the effects of switchgrass production on water quality in an impaired watershed. **Agric. Water Management**, v. 160, n. 6, p. 1-13, 2015.

ZHOU, J. ; ZHU, J. Runoff loss ways of nutrients in non-irrigated farmland in Hefei outskirts.
The J. App. Ecol., v. 12, n. 3, p. 391-394, 2001.

APÊNDICE 1 – RESULTADO DAS ANÁLISES DE ÁGUA



Média das Análises de Água – Período Úmido

Realizada por: Armando Mendes Nogueira

Data: 05/12/2015

Local: Açude Marolândia – PSM 01 com Chuva

Horário: 10h00min

Repetições: 04

Potencial Hidrogeniônico (pH)	6,38
Condutividade Elétrica ($\mu\text{S/cm}$)	79100
Turbidez (UNT)	739
Nitrogênio (mg/L^{-1})	0,9
Fósforo (mg/L^{-1})	0,154
Potássio (mg/L^{-1})	Ausente
Ferro (mg/L^{-1})	0,58
Cobre (mg/L^{-1})	0,053
Zinco (mg/L^{-1})	0,36
Manganês (mg/L^{-1})	0,004

Padrões Estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 - Águas de Classe III

pH	6,0 a 9,0
Condutividade Elétrica	ND
Turbidez	até 100 UNT
Nitrogênio	13,3 mg/L
Fósforo	0,15 mg/L
Potássio	ND
Ferro	5,0 mg/L
Cobre	0,013 mg/L
Zinco	5,0 mg/L
Manganês	0,5 mg/L

Média das Análises de Água – Período Úmido

Realizada por: Armando Mendes Nogueira

Data: 05/12/2015

Local: Açude Marolândia – PSM 02 com Chuva

Horário: 11h00min

Repetições: 04

Potencial Hidrogeniônico (pH)	6,03
Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	48100
Turbidez (UNT)	333,33
Nitrogênio (mg/L^{-1})	1,3
Fósforo (mg/L^{-1})	0,346
Potássio (mg/L^{-1})	Ausente
Ferro (mg/L^{-1})	3,5
Cobre (mg/L^{-1})	0,038
Zinco (mg/L^{-1})	0,29
Manganês (mg/L^{-1})	0,144

Padrões Estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 - Águas de Classe III

pH	6,0 a 9,0
Condutividade Elétrica	ND
Turbidez	até 100 UNT
Nitrogênio	13,3 mg/L
Fósforo	0,15 mg/L
Potássio	ND
Ferro	5,0 mg/L
Cobre	0,013 mg/L
Zinco	5,0 mg/L
Manganês	0,5 mg/L

Média das Análises de Água – Período Úmido

Realizada por: Armando Mendes Nogueira

Data: 05/12/2015

Local: Açude Limeira – PCM com Chuva

Horário: 13h00min

Repetições: 04

Potencial Hidrogeniônico (pH)	6,37
Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	6700
Turbidez (UNT)	3,23
Nitrogênio (mg/L^{-1})	0,4
Fósforo (mg/L^{-1})	0,007
Potássio (mg/L^{-1})	Ausente
Ferro (mg/L^{-1})	0,45
Cobre (mg/L^{-1})	0,012
Zinco (mg/L^{-1})	0,17
Manganês (mg/L^{-1})	0,015

Padrões Estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 - Águas de Classe III

pH	6,0 a 9,0
Condutividade Elétrica	ND
Turbidez	até 100 UNT
Nitrogênio	13,3 mg/L
Fósforo	0,15 mg/L
Potássio	ND
Ferro	5,0 mg/L
Cobre	0,013 mg/L
Zinco	5,0 mg/L
Manganês	0,5 mg/L

Média das Análises de Água – Período Seco

Realizada por: Armando Mendes Nogueira

Data: 01/08/2015

Local: Açude Marolândia – PSM 01 sem Chuva

Horário: 10h00min

Repetições: 04

Potencial Hidrogeniônico (pH)	6,60
Condutividade Elétrica ($\mu\text{S/cm}$)	52300
Turbidez (UNT)	13,35
Nitrogênio (mg/L^{-1})	0,1
Fósforo (mg/L^{-1})	0,734
Potássio (mg/L^{-1})	Ausente
Ferro (mg/L^{-1})	2,6
Cobre (mg/L^{-1})	0,051
Zinco (mg/L^{-1})	0,10
Manganês (mg/L^{-1})	0,47

Padrões Estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 - Águas de Classe III

pH	6,0 a 9,0
Condutividade Elétrica	ND
Turbidez	até 100 UNT
Nitrogênio	13,3 mg/L
Fósforo	0,15 mg/L
Potássio	ND
Ferro	5,0 mg/L
Cobre	0,013 mg/L
Zinco	5,0 mg/L
Manganês	0,5 mg/L

Média das Análises de Água – Período Seco

Realizada por: Armando Mendes Nogueira

Data: 01/08/2015

Local: Açude Marolândia – PSM 02 sem Chuva

Horário: 11h00min

Repetições: 04

Potencial Hidrogeniônico (pH)	6,64
Condutividade Elétrica ($\mu\text{S/cm}$)	30600
Turbidez (UNT)	18,81
Nitrogênio (mg/L^{-1})	0,1
Fósforo (mg/L^{-1})	0,768
Potássio (mg/L^{-1})	Ausente
Ferro (mg/L^{-1})	2,71
Cobre (mg/L^{-1})	0,135
Zinco (mg/L^{-1})	0,20
Manganês (mg/L^{-1})	0,125

Padrões Estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 - Águas de Classe III

pH	6,0 a 9,0
Condutividade Elétrica	ND
Turbidez	até 100 UNT
Nitrogênio	13,3 mg/L
Fósforo	0,15 mg/L
Potássio	ND
Ferro	5,0 mg/L
Cobre	0,013 mg/L
Zinco	5,0 mg/L
Manganês	0,5 mg/L

Média das Análises de Água – Período Seco

Realizada por: Armando Mendes Nogueira

Data: 01/08/2015

Local: Açude Limeira – PCM sem Chuva

Horário: 13h00min

Repetições: 04

Potencial Hidrogeniônico (pH)	6,83
Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	7200
Turbidez (UNT)	1,38
Nitrogênio (mg/L^{-1})	Ausente
Fósforo (mg/L^{-1})	Ausente
Potássio (mg/L^{-1})	Ausente
Ferro (mg/L^{-1})	0,57
Cobre (mg/L^{-1})	0,010
Zinco (mg/L^{-1})	0,15
Manganês (mg/L^{-1})	0,035

Padrões Estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 - Águas de Classe III

pH	6,0 a 9,0
Condutividade Elétrica	ND
Turbidez	até 100 UNT
Nitrogênio	13,3 mg/L
Fósforo	0,15 mg/L
Potássio	ND
Ferro	5,0 mg/L
Cobre	0,013 mg/L
Zinco	5,0 mg/L
Manganês	0,5 mg/L

APÊNDICE 2 – DADOS FORNECIDOS PELA EMPRESA

ANO/year
2015 PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA - SETOR C – CIA MONTE ALEGRE
daily rainfall (mm)

DIA/MÊS day/month	JAN jan	FEV feb	MAR mar	ABR apr	MAI may	JUN jun	JUL jul	AGO aug	SET sep	OUT oct	NOV nov	DEZ dec	TOTAL
1	-	8	-	-	-	-	-	-	-	-	18	-	26
2	-	-	-	-	-	3	-	-	-	2	48	45	98
3	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	18	15	43
4	-	10	8	-	5	-	-	-	-	-	3	6	32
5	-	11	10	13	-	-	-	-	-	-	-	6	30
6	-	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12	20
7	-	6	2	-	-	-	-	-	15	-	60	10	93
8	-	50	23	-	-	-	10	-	60	-	15	6	164
9	-	-	13	-	-	-	-	-	-	-	6	3	22
10	-	40	4	-	24	-	-	-	45	-	-	10	123
11	-	-	6	-	2	-	-	-	14	-	-	-	22
12	-	-	3	-	-	-	-	-	15	-	-	3	21
13	-	-	7	-	-	-	-	-	3	-	5	-	15
14	-	-	33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	33
15	-	12	-	-	-	5	-	-	-	-	-	-	17
16	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	7	24	36
17	-	2	7	-	-	-	-	-	-	-	6	-	15
18	-	33	30	-	-	4	-	-	-	-	3	38	108
19	-	2	3	-	-	-	-	-	-	-	8	15	28
20	-	-	1	-	-	-	-	-	-	7	1	4	13

ANO/year
2015

PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA - SETOR C – CIA MONTE ALEGRE
daily rainfall (mm)

DIA/MÊS day/month	JAN jan	FEV feb	MAR mar	ABR apr	MAI may	JUN jun	JUL jul	AGO aug	SET sep	OUT oct	NOV nov	DEZ dec	TOTAL
21	-	-	1	10	-	-	-	-	-	3	-	19	33
22	6	-	73	18	-	-	-	-	-	30	10	2	139
23	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	22	-	25
24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	60	-	11
25	-	2	-	-	-	-	-	12	-	-	-	-	14
26	4	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	26	32
27	2	10	-	-	-	-	-	-	3	2	-	15	32
28	-	8	1	-	2	-	-	-	5	-	3	13	32
29	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	22	-	27
30	-	-	5	-	8	-	-	-	-	-	5	-	18
31	3	-	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	8
TOTAL	33	207	220	41	46	12	10	12	160	46	271	272	1.330