

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE GOIÁS
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
MESTRADO EM ECOLOGIA E PRODUÇÃO SUSTENTÁVEL

LUCAS CASSIANO GONÇALVES PRUDENTE SILVA

**AVALIAÇÃO BIO-FÍSICO-QUÍMICA DA ÁGUA E INTERAÇÃO COM A
ICTIOFAUNA EM SUB-BACIAS DO RIO PARANÁ, BRASIL CENTRAL**

GOIÂNIA
2015

LUCAS CASSIANO GONÇALVES PRUDENTE SILVA

**AVALIAÇÃO BIO-FÍSICO-QUÍMICA DA ÁGUA E INTERAÇÃO COM A
ICTIOFAUNA EM SUB-BACIAS DO RIO PARANÁ, BRASIL CENTRAL**

Dissertação apresentada ao Mestrado em Ecologia e Produção Sustentável da Pontifícia Universidade Católica de Goiás – PUC Goiás, Goiânia-GO, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Francisco Leonardo Tejerina Garro

GOIÂNIA

2015

Dados Internacionais de Catalogação da Publicação (CIP)
(Sistema de Bibliotecas PUC Goiás)

Silva, Lucas Cassiano Gonçalves Prudente.

S586a Avaliação bio-físico-química da água e interação com a ictiofauna em sub-bacias do rio Paraná, Brasil Central [manuscrito] / Lucas Cassiano Gonçalves Prudente Silva – Goiânia, 2015.
42 f. : il. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Programa de Pós-Graduação *Strito Senso* em Ecologia e Produção Sustentável, 2015.

“Orientador: Prof. Dr. Francisco Leonardo Tejerina Garro”.
Bibliografia.

1. Peixe. 2. Nitratos. 3. Fosfatos. 4. Alga. I. Título.

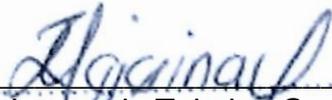
CDU 639.3(043)

LUCAS CASSIANO GONÇALVES PRUDENTE SILVA

**AVALIAÇÃO BIO-FÍSICO-QUÍMICA DA ÁGUA E INTERAÇÃO COM A
ICTIOFAUNA EM SUB-BACIAS DO RIO PARANÁ, BRASIL CENTRAL**

Dissertação apresentada ao Mestrado em Ecologia e Produção Sustentável da Pontifícia Universidade Católica de Goiás – PUC Goiás, Goiânia-GO, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre.

Aprovado em 25 de Fevereiro de 2015.



Prof. Dr. Francisco Leonardo Tejerina Garro / PUC Goiás
(Presidente-Orientador)



Prof. Dr. Rodrigo Assis de Carvalho / Unievangélica
(Avaliador-Externo)



Prof. Dr. Jales Teixeira Chaves Filho / PUC Goiás
(Avaliador-Interno)

***Dedico a Deus, a minha família
e aos amigos que me incentivaram***

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Francisco Leonardo Tejerina Garro pela confiança, paciência, dedicação e prontidão a mim oferecida.

Aos meus pais Claudio Alberto e Sayonara Magalhães por acreditarem neste sonho juntamente comigo.

A minha esposa Paula Prudente e ao meu Filho Davi Lucas por suportar os momentos de crise sempre me apoiando e me ajudando.

Fundação de Amparo a Pesquisa de Goiás (FAPEG) pela concessão por um período de sete meses de bolsa.

E por fim aos meus colegas e amigos que trilharam comigo toda essa caminhada, especialmente, Hugo Marques, Daniela Gislane e Diogo Breseghello.

*“ Fala-se tanto da necessidade de deixar um planeta melhor para os nossos filhos e,
esquece-se da urgência de deixarmos filhos melhores para o nosso planeta”*

Herivelto Biondo

RESUMO

Alterações no ambiente aquático no que tange à qualidade da água tende a gerar um desequilíbrio ambiental que influencia nos seres dependentes desse ambiente. Este trabalho objetiva avaliar e comparar em 31 riachos pertencentes às sub-bacias dos rios Meia Ponte, Piracanjuba e Santa Maria as características físico-químicas (nitrato, fosfato, condutividade, pH, turbidez, temperatura, oxigênio dissolvido), hidrológicas (velocidade da água) e os componentes biológicos da água (biomassa de algas) por sub-bacia, avaliar a relação entre a biomassa das algas, com a concentração de nitrato e fosfato, e por fim avaliar a relação entre a abundância de peixes com o nitrato, fosfato, condutividade, pH, turbidez, biomassa de algas, temperatura, oxigênio dissolvido e velocidade da água, considerando todas as sub-bacias amostradas. Em cada riacho foi determinado um trecho de 100m, onde foram realizadas as medições das características da água utilizando-se equipamentos portáteis, exceto para o nitrato, fosfato e biomassa de algas (clorofila α) cujas concentrações foram determinadas em laboratório a partir de amostras de água através do método de espectrofotometria. Os resultados obtidos mostraram que existem diferenças significativa para o pH (entre a sub-bacia do rio Santa Maria e esta do Piracanjuba e Meia Ponte) e para a turbidez (entre as sub-bacias Santa Maria e Meia Ponte), porém não foi encontrada nenhuma relação entre a biomassa de algas com os aspectos físico-químicos e hidrológico, contudo, foi evidenciado uma relação da abundância de peixes com pH e a condutividade.

Palavras-chave: Peixes; Nitrato; Fosfato; Biomassa de algas.

ABSTRACT

Changes in the aquatic environment with respect to water quality tends to generate an environmental imbalance that influences us dependent beings that environment. This study aims to evaluate and compare 31 streams belonging to the sub-basins of the Meia Ponte, Piracanjuba and Santa Maria the physicochemical characteristics (nitrate, phosphate, conductivity, pH, turbidity, temperature, dissolved oxygen), hydrological (water speed) and biological components of water (algal biomass) by sub-basin evaluate the relationship between algal biomass, with the concentration of nitrate and phosphate, and finally to evaluate the relationship between the abundance of fish with nitrate, phosphate , conductivity, pH, turbidity, algal biomass, temperature, dissolved oxygen and water velocity, considering all the sampled sub-basins. In each stream was given a 100m stretch where were the measurements of water features using handheld devices, except for nitrate, phosphate and algal biomass (chlorophyll α) whose concentrations were determined in the laboratory from samples water through the spectrophotometry method. The results showed that there are significant differences in the pH (between the sub-basin of the river Santa Maria and this Piracanjuba and the Half Bridge) and turbidity (between sub-basins Santa Maria and Meia Ponte), but was not found no relationship between algal biomass with the physical, chemical and hydrological aspects, however, was shown a relative abundance of fish with pH and conductivity.

Key-words: Fish; Nitrate; Phosphate; Algal biomass.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	12
2 OBJETIVOS.....	18
2.1 Geral.....	18
2.2 Específicos.....	18
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	19
3.1 Área de estudo.....	19
3.2 Protocolos amostrais.....	21
3.3 Análises estatística dos dados.....	22
4 RESULTADOS.....	24
5 DISCUSSÃO.....	29
CONCLUSÃO E PERSPECTIVAS.....	34
REFERÊNCIAS.....	35

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Localização dos pontos de coleta nas sub-bacias do Rio Meia Ponte, Piracanjuba e Santa Maria, alto da bacia do rio Parana, Brasil Central, área em preto representa o reservatório da usina hidrelétrica de Itumbiara.	20
Figura 2- Média e desvio padrão por sub-bacias das variáveis pH (A) e turbidez (B).	27

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Média e desvio padrão das variáveis por grupo e por sub-bacia do alto da bacia do rio Parana, Brasil Central.	25
Tabela 2- Estatísticas da ANOVA e do teste <i>post-hoc</i> de Tukey para as variáveis medidas neste estudo considerando o fator sub-bacia. Valores significativos em negrito >0,05.	26
Tabela 3- Estatísticas das regressões múltiplas para a biomassa de algas e abundância de peixes com as variáveis amostradas. Valores significativos ($p < 0,05$) estão apresentados em negrito.	28

LISTA DE ABREVIATURAS

NO ₃ ⁻	Nitrato
NO ₂ ⁻	Nitrito
NH ₄ ⁺	Amônio
NH ₃	Amônia
N	Nitrogênio
P	Fósforo
OD	Oxigênio Dissolvido
T	Temperatura
pH	Potencial Hidrogeniônico
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez

1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional da espécie humana e o aumento das suas atividades potencialmente geradoras de impactos ambientais elevaram a preocupação de estudiosos com relação à contaminação de águas, que acaba envolvendo os organismos presentes nesses ambientes bem como a própria população humana visto que é usuária dessas águas para fins diversos (RONALDO et al., 2009). Uma dessas preocupações diz respeito à entrada de nutrientes nas bacias hidrográficas, a qual é influenciada pela geologia, relevo, clima, cobertura vegetal e a presença de ações antrópicas no entorno da bacia (ARCOVA; CICCO, 1999).

Os nutrientes têm uma função primordial na manutenção e sustentação das atividades metabólicas dos organismos (ANDREW; JACKSON, 1996). Este é o caso do nitrogênio, o qual é disponibilizados nos ambientes aquáticos de água doce através da fixação biológica (processo de conversão do elemento nitrogênio através de bactérias especializadas em compostos nitrogenados, que é a forma utilizada por plantas e animais) e/ou proveniente de fora do sistema aquático como por exemplo, o lançamento de esgotos industriais ou domésticos e atividades agropecuárias desenvolvidas no entorno desses ambientes e pelas chuvas (SILVA, 2005). Fields (2004), Neto e Korn (2006) também traz a mesma ideia complementando ainda que dependendo das atividades realizadas no entorno da bacia, como à aplicação de fertilizantes ricos em nitrogênio no solo, descarga de efluentes domésticos nos rios e uso intensivo de pecuária nas proximidades de rios e lagos, alteram os níveis de concentração das formas dissolvidas do nitrogênio.

A forma de nitrogênio mais encontrada nos sistemas aquáticos estão sob a forma de amônia (NH_3), amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) e as diversas formas orgânicas dissolvidas e particuladas (ESTEVES; PANOSSO, 2011). Contudo, o nitrogênio no meio aquático é mais amplamente encontrado e utilizado na forma de nitrato, originado principalmente na bacia de drenagem nas águas de superfície e subterrâneas (WETZEL, 1993), uma vez que na forma de amônia e nitrito é considerado tóxico para a maioria dos organismos, exceto bactérias especializadas que utilizam esse para conversão em nitrato (PINAY et al., 2002). O nitrato é a forma de nitrogênio mais importante para os organismos, pois uma vez assimilado é utilizado na formação de proteínas, sendo um dos componentes básicos da

biomassa. Quando ele se apresenta em baixos níveis de concentração nos ambientes aquáticos, ele se torna um fator limitante na produção primária (NEVES et al., 2006).

A formação do nitrato na água ocorre através do processo conhecido como nitrificação. Esse processo é proveniente da decomposição aeróbica e anaeróbica de matéria orgânica onde ocorrerá a formação de compostos nitrogenados reduzidos como o amônio, que serão convertidos através de bactérias nitrificantes resultando em nitrato que é a forma mais assimilada pelos organismos produtores (ESTEVES; PANOSSO, 2011). Curtis et al. (1975) mostra que o processo de nitrificação ocorre principalmente nos sedimentos e o favorecimento de sua formação se dá principalmente pelo enriquecimento de nutrientes, bactérias nitrificantes presentes (BRION; BILLE, 2000), alta disponibilidade de amônia ou nitrito, pH entre 7,5 e 7,8 e concentração adequada de carbono orgânico dissolvido (STRAUSS et al., 2002).

Outro nutriente também importante no meio aquático é o fósforo, cujo ingresso neste meio se dá por intemperismo, através da ciclagem interna de sedimentos no substrato do curso de água, pelo escoamento superficial a partir das práticas realizadas no entorno da bacia (p. ex., agricultura) e através do lançamento de esgotos nos corpos d'água (HOUSE, 2003). É importante salientar que a presença das moléculas do fósforo na água é aumentada em períodos chuvosos e de acordo com a forma em que o nutriente vai ser encontrado (biodisponibilidade) (STUTTER et al., 2008).

O fósforo pode ser encontrado no meio aquático em várias formas, como, fosfato particulado, fosfato orgânico dissolvido, fosfato total, fosfato total dissolvido e ortofosfato, sendo este último a forma de maior relevância para os organismos aquáticos, visto que é a principal forma de assimilação de fósforo por algas e bactérias (BOSTROM et al., 1988).

Dentre as várias funções do fósforo nas quais se relacionam com as mais diversas formas de vida, está na regulação do metabolismo dos organismos, atuando no armazenamento de energia e na estruturação da membrana celular (ESTEVES; PANOSSO, 2011), e no que diz respeito ao meio aquático o fósforo atua no crescimento e proliferação das plantas aquáticas e algas, o que o torna um fator

limitante de produtividade nestes ecossistemas, principalmente por se apresentar no ambiente natural em baixa disponibilidade (JARVIE et al., 2008; WETZEL, 1993; ALVAREZ-COBELAS et al., 2009; HILTON et al., 2006).

No meio aquático o fósforo é encontrado no sedimento (BOSTROM et al., 1988) e na coluna d'água, advindo principal da agricultura, pecuária e do despejo de esgotos domésticos e industriais nesses ambientes (MAINSTONE; PARR, 2002). Ao contrário do nitrato, o fósforo se apresenta com pouca mobilidade na maioria dos solos, o que dificulta sua entrada no ambiente aquático via intemperismo visto que todo fósforo se movimenta por difusão e a sua mobilidade acontece de forma lenta e dependente da umidade (VAN-RAIJ, 1991).

Conforme argumenta Meyer et al. (1988), os impactos gerados no ambiente terrestre acabam afetando o ambiente aquático, como por exemplo, através da poluição de águas por excesso de nutrientes resultantes das atividades agropecuárias e despejo de esgotos em águas, normalmente influenciam o meio aquático, e uma das principais influências é o aumento da disponibilidade de nutrientes encontrados em rio e lagos, que por sua vez geram prejuízos à biota.

Existem duas formas de classificar as fontes de poluição: fontes pontuais e difusas. No caso das fontes pontuais, os rejeitos são lançados em locais específicos dos corpos d'água, que é o caso dos esgotos domésticos não tratados ou parcialmente tratados, bem como rejeitos industriais, de minas subterrâneas e dos navios petroleiros, sendo de fácil identificação, monitoramento e regulamentação (NOVOTNY; OLEM, 1993; MILLER, 2007). As fontes difusas ou não pontuais se apresentam como atividades ou ações espalhadas numa bacia hidrográfica tornando a localização de um único ponto de despejo improvável; abrangem uma grande área, como aquela provinda das chuvas das áreas urbanas e das áreas agrícolas, onde um grande número de poluentes é carregado para dentro dos cursos d'água; apresentam diversas origens e formas de procedência (solo, atmosfera, águas subterrâneas); são difíceis de serem mensuradas e identificadas, apresentando incremento representativo em períodos chuvosos (TOMAZ, 2006).

Withers e Jarvie (2008) afirmam também que as atividades realizadas pelo homem têm de fato acarretado um aumento nas concentrações de fósforo e nitrogênio no ambiente aquático, argumentando ainda que essa introdução de

nutrientes está presente de forma pontual, principalmente com o despejo de efluentes domésticos e industriais (FERREIRA et al., 2005; JARVIER et al., 2006), e por formas não pontuais que estão mais ligadas à agricultura e outras atividades humanas (ANDRADE et al., 2010 ; CARPENTER et al., 1998).

Os efluentes agrícolas e de animais tem refletido em alterações ambientais. Tanto a pecuária como a agricultura necessitam de espaço físico, o que leva ao desmatamento deixando assim o solo descoberto e mais vulnerável à lixiviação superficial (acarretando a deposição orgânica de vegetais e sua microfauna associada) e à lixiviação profunda (fazendo uma lavagem de nutrientes de forma profunda no solo); tais métodos promovem o empobrecimento do solo e carregam os nutrientes para áreas mais baixas, que em geral acabam se destinando aos rios e lagos, facilitando o uso de fertilizantes no solo, desequilibrando-o com relação aos nutrientes e expondo-o a contaminação química (CARVALHO et al., 2000), e mesmo havendo conhecimento que as atividades agrícolas contribuem para a degradação dos recursos hídricos, muitas vezes ela é ignorada (MERTEN; MINELLA, 2002).

Por outro lado, é também observado que a exploração de animais pode contaminar o meio aquático através da liberação de efluentes diretamente nos rios e lagos ou até mesmo no solo. Um exemplo é a prática de confinamento de suínos, na qual a água utilizada no processo se torna contaminada pelos dejetos (urina e fezes). Por sua vez, esses dejetos contêm inúmeros contaminantes que são fontes de degradação do meio aquático, como os nitratos, fósforo dentre outros compostos (TELLES; DOMINGUES, 2006).

Desta maneira, o ambiente aquático é um receptor de efluentes provenientes de atividades antrópicas nas bacias hidrográficas (MARGALEF, 2012), o que torna um dos maiores problemas encontrados nos ecossistemas aquáticos o excesso da disponibilidade de nutrientes advindos desses efluentes (DOODS, 2006; BARROS, 2008).

De acordo com Hecky e Kilham (1988) a produtividade no ambiente aquático está intimamente ligada à disposição de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo que alteram a abundância de algas e plantas aquáticas (SMITH, 2003).

Horne e Goldman (1994) também afirmam que tanto o nitrato como o fosfato estão entre os principais nutrientes que controlam e limitam a produtividade primária

no ambiente aquático, interferindo principalmente na abundância e variedade de organismos dentro do sistema. Wetzel (1983) e Edmondson (1957) concordam salientando que quando o fósforo é adicionado no meio aquático se observa um rápido aumento da produtividade das algas, que muitas vezes leva à eutrofização do ambiente.

Por definição a eutrofização é o enriquecimento de nutrientes na água (ANDERSEN et al., 2006) que muitas vezes se encontra relacionado principalmente ao nitrato e o fosfato. Sendo importante salientar que esse processo pode levar a ocorrer uma proliferação excessiva de plantas aquáticas (principalmente algas), o que acaba gerando interferências tanto em aspectos físico-químicos do ambiente como biológicos.

Com a disposição excessiva de biomassa vegetal causada pela eutrofização, os micro-organismos passam a consumir essa biomassa, o que acarreta uma queda nos níveis de oxigênio dissolvido na água (OD), levando o fitoplâncton a atuar como poluente, originando uma maior demanda bioquímica de oxigênio (DBO), aumento de sedimentos orgânicos e favorecimento de anaerobicidade no ambiente (DE ALENCAR et al., 2006).

Um fato importante é que com o aumento das algas, a penetração de luz no ambiente diminui (SMITH, 2003). Esta diminuição se torna um fator limitante na produção primária, mesmo com uma alta concentração de nutrientes como fosfato e nitrato (MADSEN; ADAMS, 1988).

E se pensando na fauna o nitrato como o fosfato em excesso causam diversos problemas que afetam principalmente os peixes, dentre eles a acidificação dos sistemas, eutrofização, formação de condições de hipóxia ou anóxia levando a formação de algas tóxicas e sulfeto de hidrogênio, comprometendo e causando empobrecimento da biota (CAMARGO; ALONSO, 2006).

Dependendo dos níveis de concentrações de nitrato no ambiente aquático, pode ocasionar toxicidade e possível letalidade aos peixes (CAMARGO; WARD, 1995). Esta toxicidade pode aumentar de acordo com tempo de exposição e com os níveis de concentração, entretanto esta pode diminuir conforme a adaptação, tamanho corporal do indivíduo e a salinidade da água (uma vez que os organismos de água doce são mais sensíveis a intoxicação por nitrato) (CAMARGO et al., 2005).

A eutrofização acaba afetando os peixes (SMITH et al., 2006), alterando a estrutura da comunidade dos mesmos através da qualidade da água e toxinas resultantes do processo (BUCKUP, 1999; SMITH et al., 1999). Ainda, com o aumento da biomassa de algas diminui o OD causando assim situações de hipóxia ou anóxia no ambiente acarretando na morte de peixes (SMITH, 2003). Nestas condições, a biodiversidade de peixes fica comprometida, uma vez que os peixes mais sensíveis a essa variação de OD podem ser mortos (VILLIERS; THIART, 2007).

Casatti et al. (2006) mostra que o oxigênio dissolvido, turbidez, pH, condutividade, nitrato e fósforo no ambiente influencia nas comunidades aquáticas, porém traz da ideia de que estas variáveis acarretam mudanças na alimentação dos peixes ou até mesmo na estrutura trófica com um todo.

De acordo com Winemiller (1989) e Hahn et al. (1997), analisando os processos de interação nas comunidades de peixes, mostram que os hábitos alimentares destes são influenciados pela própria biologia de cada espécie ou pelas circunstâncias encontradas no ambiente. Por exemplo, as algas servem de alimento para muitos peixes, e o aumento ou diminuição destas, podem alterar a abundância e a riqueza de espécies, visto que, alguns peixes têm hábitos alimentares muito restritos se alimentando exclusivamente de algas.

Contudo as variáveis ambientais possuem um papel relevante não somente no controle de biomassa, mas também na organização e abundâncias das espécies, como observado por Vannote et al. (1980) e Dyer et al. (1998) estudando a influência dos aspectos físico-químicos na distribuição e abundância de peixes em riachos. Honnen et al.(2001) corroboram com a ideia quando encontram as concentrações de nutrientes e oxigênio dissolvido na água afetando a abundância da ictiofauna. Para Fausch et al.(1990) e Reash & Berra (1987) as mudanças nas condições ambientais podem favorecer algumas espécies afetando assim os organismos mais sensíveis podendo até em casos mais extremos extingui-los do ambiente em questão.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar as características físico-químicas (nitrato, fosfato, condutividade, pH, turbidez, temperatura, oxigênio dissolvido), hidrológicas (velocidade da água) e o componente biológico (biomassa de algas) da água de riachos pertencente às sub-bacias dos rios Meia Ponte, Piracanjuba e Santa Maria, localizados no alto da bacia do rio Parana, sul do estado de Goiás e a relação destes aspectos e componentes com a abundância de peixes local.

2.2 Específicos

- Avaliar e comparar as características físico-químicas, hidrológicas e o componente biológico da água por sub-bacia;
- Avaliar a relação entre a biomassa das algas e a concentração de nitrato, fosfato considerando todas as sub-bacias amostradas;
- Avaliar a relação entre a abundância de peixes com o nitrato, fosfato, condutividade, pH, turbidez, biomassa de algas, temperatura, oxigênio dissolvido, velocidade da água considerando todas as sub-bacias amostradas.

3 MATERIAS E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

A bacia do Paraná é uma área que abrange $1,5 \cdot 10^6$ km², englobando parte do continente sul-americano, com porções no território brasileiro, Paraguai oriental, nordeste da Argentina e norte do Uruguai (MILANI et al., 2007). No estado de Goiás esta bacia está localizada na região sul do estado e compreende a área localizada entre o rio Verde ao leste e o rio Aporé ao oeste (LATRUBESSE; CARVALHO, 2006), ambos os rios delimitando a área administrativa do estado de Goiás. A área de estudo apresenta parte da sua vegetação original (Cerrado) degradada devido à monocultura e à pecuária que ocupam grandes extensões do território. O clima é considerado quente e subúmido, que em média permanece de quatro a cinco meses secos, caracterizando estiagem no período de maio a setembro e período chuvoso de Novembro a Março (NASCIMENTO, 1991).

A região que compreende a área de estudo, aborda as sub-bacias do rio Meia Ponte, Piracanjuba e Santa Maria localizados no alto da bacia do rio Paraná em Goiás. Os pontos de coletas estão distribuídos entre as sub-bacias citadas acima (Figura 1) em 31 propriedades caracterizadas como regiões de atividade leiteira, sendo todos georeferenciados com o aparelho GPS (Channel, modelo 12).

Os dados coletados foram realizados em riachos de 1ª e 2ª ordem de acordo com a classificação de Strahler (1957), isto é o de primeira ordem não recebe nenhum afluente e o de segunda recebe os de primeira ordem.

A sub-bacia do Piracanjuba e Santa Maria apresentaram dados médios de profundidade de 0,33 metros e vegetação arbórea nas margens dos riachos, apresentando cobertura ripária total na maioria dos trechos, já a sub-bacia do Meio Ponte apresentou dados médios de profundidade 0,31 metros e uma vegetação arbórea em alguns pontos do tipo ripária coberta e em outros arbórea porém do tipo ripária descoberta.

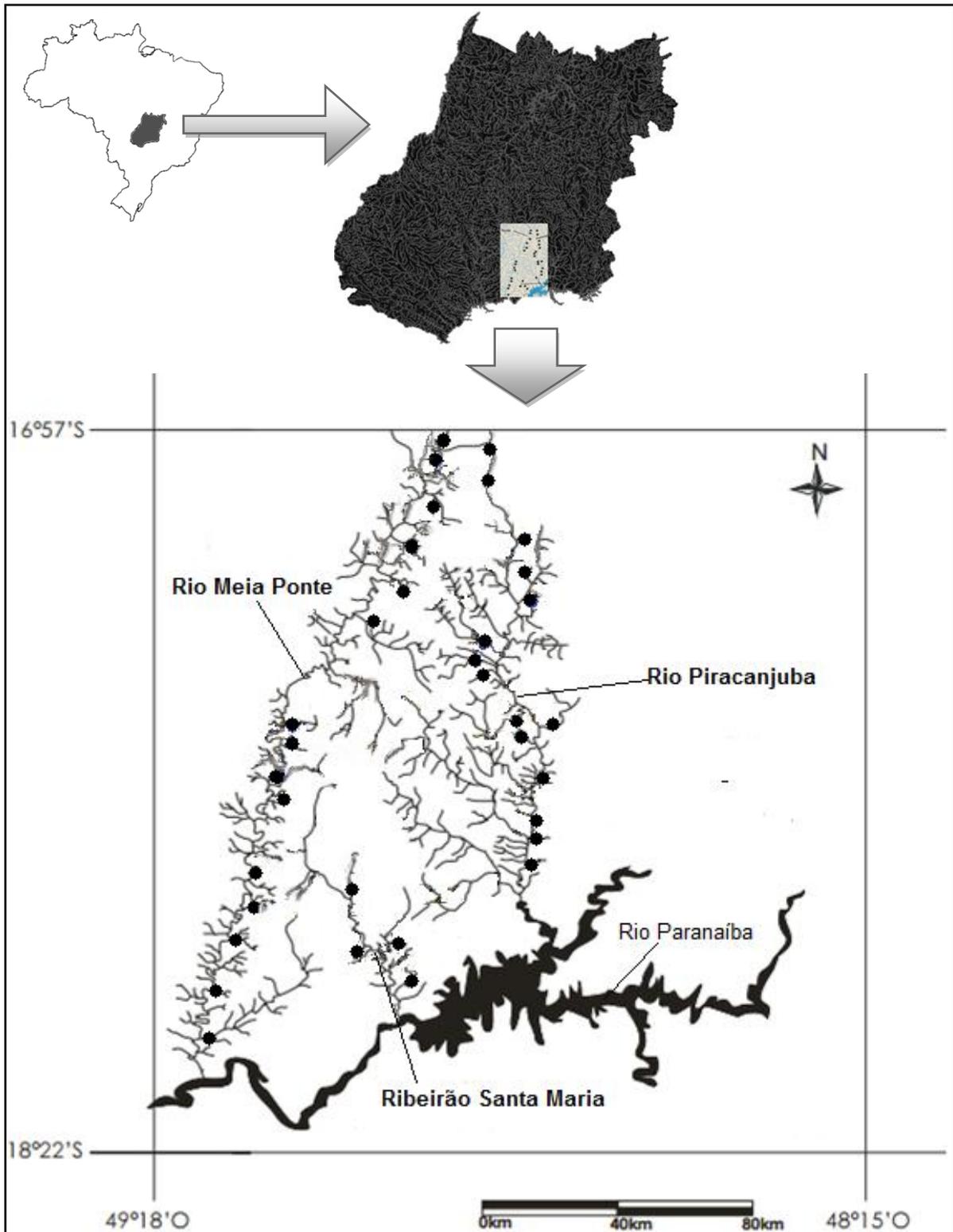


Figura 1 - Localização dos pontos de coleta nas sub-bacias do Rio Meia Ponte, Piracanjuba e Santa Maria, alto da bacia do rio Parana, Brasil Central, área em preto representa o reservatório da usina hidrelétrica de Itumbiara.

3.2 Protocolos amostrais

Os dados utilizados neste estudo foram retirados do banco de dados do Centro de Biologia Aquática (CBA) da Pontifícia Universidade Católica de Goiás.

Para evitar problemas de diluição induzidos pelos períodos chuvosos no que tange aos aspectos físico-químicos, as coletas foram feitas no período de estiagem (maio a setembro) de 2009. Todas as medições físico-químicas foram realizadas na camada superficial da água.

A extensão de cada ponto amostral foi de 100 m correspondendo à categoria trecho como proposto por Frissell et al. (1986) e dividido em transectos de 10 em 10m. No centro dos transectos localizados no início, meio e fim de cada trecho foram mensurados em campo, utilizando-se equipamentos portáteis, os para parâmetros: oxigênio dissolvido (oxímetro Lutron Modelo YK-22DO), temperatura da água (termômetro digital Modelo Gurtem-180), condutividade (condutivímetro WTW 315-I), turbidez (turbidímetro LaMotte 2020), pH (medidor de pH Lutron modelo pH-206) e velocidade da água (fluxômetro general oceanic modelo 2030 series).

As coletas da água em campo para a análise de nitrato e fosfato foram feitas na camada superficial da água, armazenadas em recipientes pré-lavados, identificadas com o local, data e horário sendo então posteriormente armazenadas em caixas de isopor com gelo a uma temperatura aproximada de 4 °C. A determinação das concentrações de nitrato e fosfato por espectrofotometria foram feitas no laboratório de Química da PUC Goiás seguindo os protocolos descritos no Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1992).

Para a coleta das algas foi realizado o bombeamento de água (5 min.) através de uma rede de plâncton, estas amostras foram condicionadas em frascos âmbar (1 litro contendo 1 ml de carbonato de magnésio). Em laboratório, a amostra foi filtrada (filtro 0,45 μ e 25 mm de diâmetro), e a partir desse filtrado foi mensurado a biomassa de algas através da clorofila alfa extraída com metanol e lida em espectrofotômetro (VARIAN-CARY-50 CONC) como sugerido por Schwarzbald et al. (1999).

As medições das concentrações de nitrato, fosfato e clorofila alfa foram realizadas em espectrofotômetro UV/VIS, modelo Lambda 25, da marca Perkin Elmer.

A coleta de peixes em riachos foi realizada através da pesca elétrica, que é eficiente na captura de peixes de pequeno porte (SEVERI et al., 1995), gerando um campo elétrico na água que facilita a captura dos peixes ao percorrer o trecho amostrado no sentido foz-cabeceira como sugerido no protocolo de Esteves e Lobón-Cervia (2001).

Os peixes coletados foram fixados (formol 10%), colocado em sacos plásticos identificados e imersos em tambores plásticos contendo formol 20%. Em laboratório, estes foram lavados e conservados em álcool 70% para posteriormente serem identificados com o auxílio de diferentes chaves de classificação taxonômica e parte desse material foi enviado a Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul para confirmação da classificação.

3.3 Análises estatística de dados

Inicialmente os dados foram organizados em três matrizes no Excel© 2007, sendo que na primeira foram (ponto amostral vs variáveis físico-químicas, hidrológicas e componente biológico); Segunda (ponto amostral vs componente biológico, nitrato e fosfato); E na terceira (ponto amostral vs abundância de peixes, variáveis físico-químicas, hidrológicas e componente biológico).

Para testar a normalidade das variáveis físico-químicas, biológicas e hidrológicas foi realizado o teste de Shapiro-Wilk e feita as transformações para \log_{10} quando necessário. Para comparar as variáveis físico-químicas (nitrato, fosfato, condutividade, pH, oxigênio dissolvido, temperatura, turbidez), hidrológicas (velocidade da água) e o componente biológico (biomassa de algas) por sub-bacia foi aplicado o teste de ANOVA fatorial (fator sub-bacia) seguido do teste *post hoc* de Tukey para determinar entre quais sub-bacias estavam as possíveis diferenças.

Para determinar se existia uma relação entre o componente biológico (biomassa de algas); variável dependente com o nitrato e fosfato (variáveis independentes) foi aplicado o primeiro teste de regressão múltipla.

Para determinar se existia uma relação entre a abundância de peixes (variável dependente) e o nitrato, fosfato, condutividade, pH, oxigênio dissolvido, temperatura, turbidez, velocidade da água e biomassa de algas (variáveis independentes) foi aplicado um segundo teste de regressão múltipla. Todas as análises estatísticas executadas foram realizadas no programa STATISTICA 7.0.

4 RESULTADOS

A ANOVA fatorial indica que existem diferenças significativas para as variáveis consideradas entre as sub-bacias (Tabela 2; Figura 2a e 2b). Estas diferenças são explicadas pelo teste de post hoc de Tukey mostrou que existem diferenças entre as médias dos valores das concentrações por sub-bacia para as variáveis pH entre a sub-bacia do rio Santa Maria (média = 7,5) e esta do Piracanjuba (média = 6,69) e Meia Ponte (média = 6,89) (Tabela 1 e 2; Figura 2a), e também para a turbidez entre a sub-bacia do Santa Maria (média = 6,716 UNT) e Meia Ponte (média = 18,630 UNT) (Tabela 1 e 2; Figura 2a e 2b), com o valor de significância do teste de 0,005 %.

Tabela 1. Média e desvio padrão das variáveis por grupo e por sub-bacia do alto da bacia do rio Parana, Brasil Central.

Grupo	Variável	Sub-bacia					
		Meia Ponte		Piracanjuba		Santa Maria	
Biológico	Biomassa de algas (mg/l)	0,000186	(0,000302)	0,001536	(0,005117)	0,000035	(0,000023)
	Condutividade $\mu\text{S/cm}$	66,32	(50,02)	52,70	(38,30)	94,85	(25,74)
	Fosfato (mg/l)	0,087308	(0,020064)	0,303750	(0,662523)	0,090833	(0,013934)
	Nitrato (mg/l)	0,023692	(0,016449)	0,015917	(0,007477)	0,020833	(0,003764)
Físico-químico	Oxigênio Dissolvido (mg/l)	6,59	(0,98)	6,47	(1,11)	6,08	(0,37)
	pH	6,89	(0,46)	6,69	(0,33)	7,50	(0,09)
	Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$)	21,11	(2,08)	21,46	(2,79)	20,25	(1,86)
	Turbidez (UNT)	18,63	(13,60)	13,66	(6,70)	6,72	(1,34)
Hidrológico	Velocidade da água cm/s	27,69	(22,98)	44,72	(56,12)	44,06	(22,25)

Tabela 2. Estatísticas da ANOVA e do teste *post-hoc* de Tukey para as variáveis medidas neste estudo considerando o fator sub-bacia. Valores significativos em negrito >0,05.

Variável	ANOVA		Tukey			
	F	P	Meia Ponte	Piracanjuba	Santa Maria	
Biomassa de algas	(18;40); 3,4807	0,05	Meia Ponte	-	-	-
			Piracanjuba	0,99990	-	-
			Santa Maria	0,78541	0,783988	-
Condutividade			Meia Ponte	-	-	-
			Piracanjuba	0,652589	-	-
			Santa Maria	0,264562	0,074708	-
Fosfato			Meia Ponte	-	-	-
			Piracanjuba	0,199368	-	-
			Santa Maria	0,982661	0,441506	-
Nitrato			Meia Ponte	-	-	-
			Piracanjuba	0,19972	-	-
			Santa Maria	0,996522	0,309635	-
Oxigênio Dissolvido	Meia Ponte	-	-	-		
	Piracanjuba	0,949843	-	-		
	Santa Maria	0,535825	0,6950780	-		
pH	Meia Ponte	-	-	-		
	Piracanjuba	0,38661	-	-		
	Santa Maria	0,007550	0,006140	-		
Temperatura da água	Meia Ponte	-	-	-		
	Piracanjuba	0,92988	-	-		
	Santa Maria	0,739283	0,566733	-		
Turbidez	Meia Ponte	-	-	-		
	Piracanjuba	0,442704	-	-		
	Santa Maria	0,045518	0,307853	-		
Velocidade da água	Meia Ponte	-	-	-		
	Piracanjuba	0,349503	-	-		
	Santa Maria	0,184687	0,789508	-		

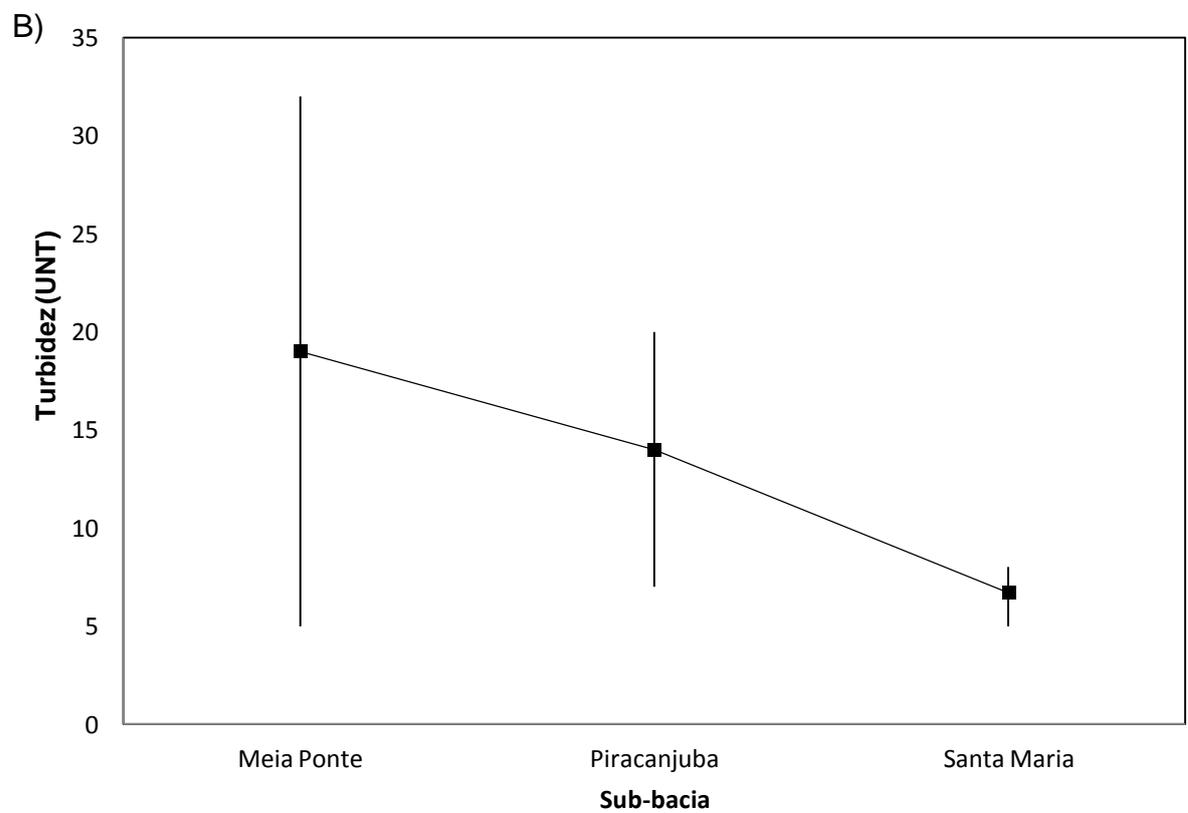
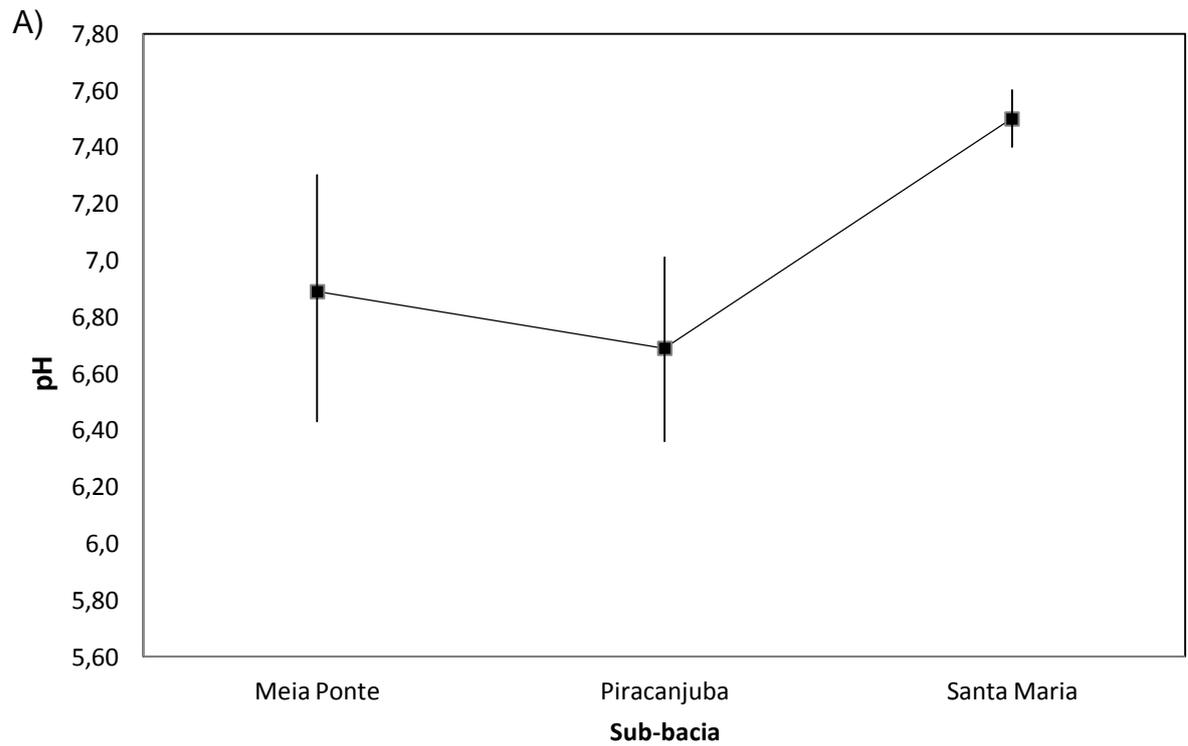


Figura 2- Média e desvio padrão por sub-bacias das variáveis pH (A) e turbidez (B).

A análise de regressão múltipla indica que não existe uma relação entre a biomassa de algas, nitrato e o fosfato (Tabela 3). Entretanto, a análise apresentou uma relação estatisticamente significativa entre a abundância de peixes para as variáveis condutividade ($p=0,000670$) e pH ($p=0,046266$) como observado na Tabela 3.

Tabela 3. Estatísticas das regressões múltiplas para a biomassa de algas e abundância de peixes com as variáveis amostradas. Valores significativos ($p<0,05$) estão apresentados em negrito.

Variável dependente	R ²	F	P	Variáveis independentes	p
Biomassa de algas	0,122103	(2;28)=1,947205	0,16151	-	-
Abundância de peixes	0,62363	(4;26)=10,77017	0,00003	Condutividade pH	0,000670 0,046266

5 DISCUSSÃO

Neste estudo foi observado que as águas da sub-bacia do Santa Maria difere das sub-bacias do Piracanjuba e Meia Ponte com relação ao pH, e o Meia Ponte em relação ao Santa Maria em turbidez. Arcova e Cicco (1997) observam em seu trabalho que os desequilíbrios no que tange aos aspectos físico-químicos encontrados dentro de uma mesma região (bacia ou sub-bacia), são causados ou por ações antrópicas envolvendo principalmente regiões para fins agropecuários, aumentando, por exemplo, os níveis de fosfato e nitrato tanto a partir do lançamento direto ou indireto dos dejetos provenientes do gado nos corpos d'água quanto os naturais, abrangendo o clima que pode interferir na temperatura da água, a cobertura vegetal e topografia que funcionam como barreiras para entrada de nutrientes e que podem influenciar, por exemplo, a turbidez do corpo hídrico, e a geologia que pode vir a interferir na condutividade da água devido ao tipo de rocha encontrada no ambiente, ou até mesmo as próprias características do tipo de solo encontrado na bacia hidrográfica que influencia principalmente o pH (VAZHEMIN, 1972; PEREIRA, 1997; DONADIO et al., 2005).

Com relação ao tipo de cobertura vegetal das sub-bacias estudadas, ao analisarmos o mapa elaborado pelo Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG), é observado que basicamente toda a região estudada esta situada em área de pastagem e agricultura, com apenas algumas poucas manchas de cerrado. Contudo, os pontos de coletas da sub-bacia do Santa Maria chamam atenção devido a todos estarem exclusivamente dentro de áreas agrícolas, situação a qual não é observada nas sub-bacias do Piracanjuba e nem do Meia Ponte, que apresentam uma cobertura vegetal entre variações de pastagem, agricultura e cerrado, fato este, que pode explicar parcialmente o fato da sub-bacia do Santa Maria ser diferente das demais sub-bacias no que tange aos aspectos pH e turbidez.

Primavesi et al. (2002) buscando avaliar a qualidade da água, encontraram que, tanto o pH como a turbidez em nascentes com matas, se apresentaram com maior qualidade (pH básico), que as nascentes com uso agrícola, remetendo então a relação manejo e tipo de solo, com a flutuação dessas variáveis. Como a região de estudo deste trabalho é caracterizada por ser de intensas atividades agropecuárias,

a explicação para as diferenças encontradas para o pH e turbidez podem advir do nível de desenvolvimento ou uso dos solos para essas práticas.

No trabalho de Maia (2004), ao fazer uma análise multielementar das águas da bacia do Rio Meia Ponte, notou que existe oscilações do pH e principalmente da turbidez. Os resultados encontrados podem ser parcialmente explicados, posto que, as sub-bacia amostradas possuem diferentes formas de utilização das terras e diferentes graus de atividades realizadas no seu entorno, sendo algumas mais utilizadas para fins pecuários e outras para agricultura, podendo ainda ser levado em consideração que as utilizações citadas podem variar com o tipo de solo, o que condiz com Arcova et al. (1998) quando diz que, a qualidade da água pode ser afetada por esses processos, gerando desarmonia no ecossistema uma vez que, essa qualidade da água está ligada a um frágil equilíbrio, que pode ser desordenado até mesmo pelas atividades desenvolvidas no entorno.

Como indicado acima, a topografia também é importante para explicar o cenário das águas. Ao analisarmos o mapa de altimetria do Estado de Goiás, elaborado pelo Instituto Mauro Borges de Estatísticas e Estudos Socioeconômicos (IMB), é possível constatar que a região estudada predominantemente está entre 703 à 846 metros , exceto para o Santa Maria, que estão em um nível mais baixo variando de 552 a 702; isto pode explicar parcialmente os resultado obtidos, visto que, por este terreno ser menos elevado que os demais, as barreiras naturais não são de tanta valia, tornando a região susceptível a entrada de nutrientes e como consequência desequilibrando os aspectos físico-químicos da água.

Em um estudo da qualidade da água e uso do solo em Goiás, Bonnet et al. (2008) encontraram valores até mesmo aquém dos padrões legalmente exigidos para as variáveis pH e turbidez, salientando ainda que a turbidez poderia estar associada muitas vezes a processos erosivos, que de acordo com Oliveira-Filho et al. (1994) são associados a processos de assoreamento. O desequilíbrio dos padrões da água é abordado também por Moita e Cudo (1991) trazendo a ideia que o lançamento de esgotos domésticos e industriais e agrotóxicos utilizados em lavouras e a pecuária são os principais contribuintes para esta situação. Alves (2010) ao pesquisar níveis de contaminação de pesticidas organoclorados no estado de Goiás, incluindo as regiões abordadas neste estudo (ribeirão Santa Maria e rio

Meia Ponte), encontra elevadas concentrações de agrotóxicos prejudiciais à fauna e flora. Isto pode explicar as diferenças encontradas entre as sub-bacias, posto que, dependendo das atividades desenvolvidas no entorno poderiam estar causando essas oscilações das variáveis medidas (pH e turbidez) dentro das mesmas.

Neste estudo foi encontrada uma variação do pH (6,8 no Meia Ponte; 6,6 no Piracanjuba; 7,5 no Santa Maria). De maneira similar, Donadio et al. (2005) e Borges (2001), também encontram em águas de riachos uma oscilação do pH semelhante, isto é variando entre 6,0 e 7,0 dentro de um mesmo período da coleta (estiagem). Matheus et al. (1995) indica que no ambiente natural, a água tem suas concentrações de íons fortemente influenciadas por sais, ácidos e bases encontrados no meio. Os resultados encontrados por estes autores corroboram com os obtidos neste estudo, visto que, as coletas de água ocorreram também no período de estiagem e em riachos.

Um fator considerado por muitos autores é o tipo de solo, que em muitas vezes aparece ligado às características físico-químicas da água, principalmente o pH. Porém, no caso deste estudo o tipo de solo não parece ser o responsável pelas diferenciações de pH encontradas entre as sub-bacias do Meia Ponte e Piracanjuba (apresentaram águas ácidas) e o Santa Maria (apresentou águas básicas), uma vez que toda a região estudada, de acordo com o mapa de solos elaborado pelo SIEG, apresenta predominantemente solos do tipo Latossolos, com apenas algumas manchas de Cambissolos.

De Oliveira (2007) corrobora com os resultados encontrados neste estudo na relação abundância de peixes com pH e condutividade, visto que no seu trabalho realizado no Rio Meia Ponte, ele afirma que a abundância de peixes é influenciada pela pressão antropogênica exercida no ambiente aquático, através das características físico-químicas da água como pH e condutividade da água. Neste estudo, a elevada abundância de peixes é encontrada no ribeirão Santa Maria, a qual está associada com águas de pH básico.

O controle do pH é fundamental pois ele influencia diretamente na fisiologia dos peixes, e o desequilíbrio deste no meio aquático pode comprometer a abundância dos peixes, e em casos extremos pode até mesmo levar os mesmos à morte (DE OLIVEIRA e GOULART, 2008). De acordo com Fromm (1980), os efeitos

deletérios para os peixes que estão expostos a um pH ácido na água doce se traduzem na diminuição do potencial reprodutivo, pelo fato de ocorrerem falhas no metabolismo de cálcio e ausência de proteínas nos oócitos, na perda de sal corpóreo, na destruição/lesão nas membranas e no muco das brânquias, e na diminuição da eficiência da hemoglobina em transportar o oxigênio. Jones et al. (1985) acrescenta que como consequência a essas respostas fisiológicas, o peixe pode sofrer com mudanças comportamentais como atenuação da locomoção e alimentação.

Cruz (2014) ao analisar a abundância de peixes de algumas espécies nativas constatou que os altos valores da condutividade da água, juntamente com a baixa concentração de oxigênio dissolvido limitava a abundância de algumas espécies, *in loco* ela observou que os elevados valores da condutividade estavam ligados ao fato do local servir como passagem e bebedouro de animais. Da mesma forma que Cruz (2014), Harding et al. (2006) na Nova Zelândia encontrou elevados níveis de condutividade em águas associadas a áreas de intensa agricultura.

Zanatta (2011) também encontrou uma relação entre a alta condutividade e a abundância das assembleias de peixes na bacia do Alto Paraná, corroborando assim com os resultados obtidos neste estudo.

Apesar que neste estudo não se observou uma relação entre a biomassa de algas com o nitrato e fosfato, vários autores já trabalham esse tipo de associação. Por exemplo, Figueirêdo et al. (2007) indica que essa associação acontece devido o fosfato ser um nutriente chave no processo da produção de fitoplâncton, tendo como a principal fonte de entrada natural desse nutriente o intemperismo das rochas e como artificial o lançamento de esgotos domésticos e industriais e por fertilizantes utilizados em lavouras que acabam sendo escoados para o meio aquático (SHARPLEY et al., 2003).

Da mesma forma acontece com o nitrato que é estudado por Clair et al. (1994), sendo considerado também como fator crucial na produção de biomassa fitoplanctônica, possuindo como principal fonte esgotos domésticos e industriais e fontes agropecuárias (VITOUSEK et al., 1997; PAERL, 1997).

Como esses compostos (nitrato e fosfato) são nutrientes fundamentais na reprodução de algas, se é encontrado em grandes quantidades é provável que a biomassa de algas também esteja elevada, como indicado por Azevedo et al. (2008). No caso deste trabalho existe um fator crucial que foi o período das coletas, caracterizado por um período seco, onde as concentrações desses nutrientes não sofreram interferências das chuvas, o que pode explicar em partes o motivo por não encontrar uma relação significativa da biomassa de algas com o nitrato e fosfato as quais eram prováveis.

CONCLUSÃO E PERSPECTIVAS

Este trabalho mostra que há diferenças entre a água das sub-bacias consideradas devido ao pH e turbidez. Estas características parecem estar ligadas tanto à influências das atividades antropogênicas presentes na região estudada, se destacando principalmente a prática agropecuária que é considerada uma fonte pontual de poluição do ambiente aquático, quanto às características naturais, como altimetria e cobertura vegetal da bacia.

Apesar de não ter sido encontrada nenhuma relação da biomassa de algas com nitrato e fosfato neste estudo, esta já é uma relação conhecida, sendo na maioria das vezes evidenciadas principalmente pela eutrofização.

Foi observado uma relação da abundância de peixes com o pH (básico) e a condutividade (elevada) da água. Esta relação parece ser influenciada também pelas características agropecuárias das sub-bacias. Esta relação é frequente no meio aquático, podendo induzir uma diminuição do potencial reprodutivo das espécies, razão a qual caberia um novo estudo para descobrir, de que forma essa relação é expressa.

A região estudada neste trabalho é caracterizada principalmente por ser uma região de alta criação de gado e agricultura, fazendo-se necessário novos estudos aprofundados no que tange aos aspectos limnológicos e a geologia das sub-bacias, com finalidade de proteção e diminuição da pressão antrópica exercida nos ambientes estudados.

REFERÊNCIAS

ALVAREZ-COBELAS, Miquel et al. Phosphorus export from catchments: a global view. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 28, n. 4, p. 805-820, 2009.

ALVES, Maria Isabel Ribeiro et al. Avaliação da contaminação por pesticidas organoclorados em recursos hídricos do Estado de Goiás. **Diretoria da ABRH**, p. 67, 2010.

ANDERSEN, Jesper H.; SCHLÜTER, Louise; ERTEBJERG, Gunni. Coastal eutrophication: recent developments in definitions and implications for monitoring strategies. **Journal of Plankton Research**, v. 28, n. 7, p. 117-143, 2006.

ANDRADE, Tatiana MB et al. Dynamics of dissolved forms of carbon and inorganic nitrogen in small watersheds of the coastal atlantic forest in Southeast Brazil. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 214, n. 1-4, p. 393-408, 2010.

ANDREW, Jackson R.W.; JACKSON, Julie M. The Natural Environment and Human Impact. **Environmental Science**. England: *Longman* Group, p.370, 1996.

APHA, A. W. W. A. WEF,. Standard methods for examination of water and wastewater. **American Public Health Association**. Washington, EUA, 2012.

ARCOVA, F. C. S.; CESAR, S. F.; CICCO, V. Qualidade da água em microbacias recobertas por floresta de Mata Atlântica, Cunha, São Paulo. **Revista do Instituto Florestal de São Paulo**, v. 10, n. 2, p. 185-96, 1998.

ARCOVA, F.C.S.; CICCO, V. Características do deflúvio de duas microbacias hidrográficas no laboratório de hidrologia florestal Walter Emmench, Cunha - SP. **Revista do Instituto Florestal de São Paulo**, São Paulo, v.9, n.2, p.153-70, 1997.

ARCOVA, FCS; CICCO, V. de. Water quality in small watersheds with different land uses in Cunha region, State of São Paulo. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, n. 56, p. 125-134, 1999.

AZEVEDO, ACG de; FEITOSA, Fernando A. Nascimento; KOENING, Maria Luise. Distribuição espacial e temporal da biomassa fitoplanctônica e variáveis ambientais no Golfão Maranhense, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 3, p. 870-877, 2008.

BARROS, AM de L. **Modelagem da poluição pontual e difusa: aplicação do modelo MONERIS à bacia hidrográfica do rio Ipojuca, Pernambuco**. Tese de Doutorado. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Geociências e Tecnologia, Recife, PE, 218p, 2008.

BONNET, Barbara Rocha Pinto; FERREIRA, Laerte Guimarães; LOBO, Fabio Carneiro. Relações entre qualidade da água e uso do solo em Goiás: uma análise à escala da bacia hidrográfica. **Revista Árvore**, v. 32, n. 2, p. 311-322, 2008.

BORGES, M. J. **Avaliação de parâmetros de qualidade de solo e da água em áreas dos córregos Cerradinho e Jaboticabal, como subsídio para o planejamento ambiental. 2001. 114 f.** 2001. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado Conservação e Manejo de Recursos)-Centro de Estudos Ambientais, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2001.

BOSTRÖM, Benqt; PERSSON, Gunnar; BROBERG, Brita. Bioavailability of different phosphorus forms in freshwater systems. **Hydrobiologia**, v. 170, n. 1, p. 133-155, 1988.

BRION, Natacha; BILLEN, Gilles. Wastewater as a source of nitrifying bacteria in river systems: the case of the River Seine downstream from Paris. **Water Research**, v. 34, n. 12, p. 3213-3221, 2000.

BUCKUP, Paulo Andreas. Sistemática e biogeografia de peixes de riachos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 6, n. 1, p. 3, 1999.

CAMARGO, J. A.; WARD, J. V. Nitrate (NO₃-N) toxicity to aquatic life: A proposal of safe concentrations for two species of nearctic freshwater invertebrates. **Chemosphere**, v. 31, n. 5, p. 3211-3216, 1995.

CAMARGO, Julio A.; ALONSO, Alvaro; SALAMANCA, Annabella. Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. **Chemosphere**, v. 58, n. 9, p. 1255-1267, 2005.

CAMARGO, Julio A.; ALONSO, Álvaro. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. **Environment international**, v. 32, n. 6, p. 831-849, 2006.

CARPENTER, Stephen R. et al. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological applications**, v. 8, n. 3, p. 559-568, 1998.

CARVALHO, Adriana Rosa; SCHLITTLER, Flávio Henrique Mingante; TORNISIELO, Valdemar Luiz. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. **Química Nova**, v. 23, n. 5, p. 618-622, 2000.

CASATTI, Lilian; LANGEANI, Francisco; FERREIRA, Cristiane P. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. **Environmental management**, v. 38, n. 6, p. 974-982, 2006.

CLAIR, T. A.; POLLOCK, T. L.; EHRMAN, J. M. Exports of carbon and nitrogen from river basins in Canada's Atlantic Provinces. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 8, n. 4, p. 441-

450, 1994.

CRUZ, Khamila Tondinelli Souza. **Padrões de diversidade beta de assembleias de peixes em ribeirões submetidos a diferentes graus de conservação.** Monografia para conclusão de curso Bacharelado em Engenharia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Londrina, 2014.

CURTIS, E. J. C.; DURRANT, K.; HARMAN, M. M. I. Nitrification in rivers in the Trent basin. **Water Research**, v. 9, n. 3, p. 255-268, 1975.

DE ALENCAR, Maria de Nasaré Bona et al. Efeito do Cultivo de Peixes em Tanques Rede sobre o Aporte de Fósforo para o Ambiente. **Revista Científica de Produção Animal**, v. 8, n. 2, 2006.

DE OLIVEIRA, Edson Fontes; GOULART, Erivelto. Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. **Acta Scientiarum**. v. 22, p. 445-453, 2008.

DE OLIVEIRA, Monique Pazete. **Distribuição e estrutura da assembleia de peixe em um rio sob influência antropogênica: O caso do rio Meia Ponte, alto da bacia do rio Paraná-Brasil Central.** Dissertação de Mestrado. Universidade Católica de Goiás Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação Programa de Mestrado em Ecologia e Produção Sustentável. 2007

DODDS, Walter K. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. **Limnology and Oceanography**, v. 51, n. 1, p. 671-680, 2006.

DONADIO, Nicole Maria Marson; GALBIATTI, João Antônio; PAULA, RC de. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 1, p. 115-125, 2005.

DYER, S. D. et al. Determining the influence of habitat and chemical factors on instream biotic integrity for a Southern Ohio watershed. **Journal of aquatic ecosystem stress and recovery**, v. 6, n. 2, p. 91-110, 1998.

EDMONDSON, W. T. Trophic relations of the zooplankton. **Trans. am. microsc. Soc.**, v. 76, p. 225-245, 1957.

ESTEVES, de Assis Francisco; PANOSSO, R. **Fundamentos de limnologia.** Interciência, Rio de Janeiro: 2011, 259 p.

ESTEVES, Katharina Eichbaum; LOBÓN-CERVIÁ, Javier. Composition and trophic structure of a fish community of a clear water Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. **Environmental Biology of fishes**, v. 62, n. 4, p. 429-440, 2001.

FAUSCH, Kurt D. et al. Fish communities as indicators of environmental degradation. In: **American fisheries society symposium**. 1990. p. 123-144.

FERREIRA, R. M. et al. Caminhos do Fósforo em Ecossistemas Aquáticos Continentais. In: ROLAND, F; CESAR, D; MARINHO, M. **Lições de Limnologia**. São Carlos - SP, Rima, 2005, p. 517.

FIELDS, Scott. Global nitrogen: cycling out of control. **Environmental Health Perspectives**, v. 112, n. 10, p. 556, 2004.

FIGUEIRÊDO, Maria C. B de et al. Evaluation of reservoirs environmental vulnerability to eutrophication. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 12, n. 4, p. 399-409, 2007.

FRISSELL, C. A et al. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. **Environ. Manage.**, v.10, p.199-214, 1986.

FROMM, Paul O. A review of some physiological and toxicological responses of freshwater fish to acid stress. **Environmental Biology of fishes**, v. 5, n. 1, p. 79-93, 1980.

HAHN, N. Segatti.; VAZZOLER, AEA de M.; AGOSTINHO, A. A.:. **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: Eduem, p.209-228, 1997.

HARDING, Jon S.; CLAASSEN, Koen; EVERS, Niels. Can forest fragments reset physical and water quality conditions in agricultural catchments and act as refugia for forest stream invertebrates?. **Hydrobiologia**, v. 568, n. 1, p. 391-402, 2006.

HECKY, R. E.; KILHAM, P. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: a review of recent evidence on the effects of enrichment. **Limnology and Oceanography**, v. 33, n. 4, p. 796-822, 1988.

HILTON, John et al. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. **Science of the Total Environment**, v. 365, n. 1, p. 66-83, 2006.

HONNEN, Wolfgang et al. Chemical analyses of water, sediment and biota in two small streams in southwest Germany. **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery**, v. 8, n. 3-4, p. 195-213, 2001.

HORNE, H.J.; GOLDMAN, C.R. Limnology. **McGraw-Hill**, New York, p.480, 1994

HOUSE, William A. Geochemical cycling of phosphorus in rivers. **Applied Geochemistry**, v. 18, n. 5, p. 739-748, 2003.

JARVIE, Helen P.; NEAL, Colin; WITHERS, Paul JA. Sewage-effluent phosphorus: a greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus?. **Science of the Total Environment**, v. 360, n. 1, p. 246-253, 2006.

JARVIE, Helen P. et al. Influence of rural land use on streamwater nutrients and their ecological significance. **Journal of Hydrology**, v. 350, n. 3, p. 166-186, 2008.

JONES, Keith A.; HARA, Toshiaki J.; SCHERER, Eberhardt. Behavioral modifications in arctic char (*Salvelinus alpinus*) chronically exposed to sublethal pH. **Physiological zoology**, p. 400-412, 1985.

LATRUBESSE, E.; CARVALHO, T. M. Geomorfologia de Goiás e Distrito Federal. **Superintência de Geologia e Mineração, Estado de Goiás**, 2006, 127p.

MADSEN, John D.; ADAMS, Michael S. The seasonal biomass and productivity of the submerged macrophytes in a polluted Wisconsin stream. **Freshwater Biology**, v. 20, n. 1, p. 41-50, 1988.

MAIA, Yara Lúcia Marques. **Análise multielementar em água e sedimentos de corrente da bacia hidrográfica do rio Meia Ponte na região metropolitana de Goiânia e sua relação com a saúde**. Tese de Doutorado. Goiânia: Universidade Católica de Goiás. 2004

MAINSTONE, Chris P.; PARR, William. Phosphorus in rivers-ecology and management. **Science of the Total Environment**, v. 282, p. 25-47, 2002.

MARGALEF, Ramon. Algas de água dulce de Donana. **Oecologia aquática**, v.2, n.2, 2012

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

MERTEN, Gustavo H.; MINELLA, Jean P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, v. 3, n. 4, p. 33-38, 2002.

MEYER, Judy L. et al. Elemental dynamics in streams. **Journal of the North American Benthological Society**, p. 410-432, 1988.

MILANI, Edison José et al. Bacia do Paraná. **B. Geoci. Petrobras**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 2, p. 265-287, 2007.

MILLER, George Tyler. **Ciencia ambiental: Desarrollo sostenible, un enfoque integral**. São Paulo: Thomson, 2007, p 123.

MOITA, R.; CUDO, K. Aspectos gerais da qualidade da água no Brasil. **Reunião técnica sobre qualidade da água para consumo humano e saúde no Brasil**, p. 1-6, 1991.

NASCIMENTO, M. A. L. S. Geomorfologia do estado de Goiás. **Boletim Goiano de Geografia**. Goiânia, v.12, n.1, 1991.

NETO, Astério Ribeiro Pessôa; KORN, G. M. Os nutrientes nitrato e nitrito como contaminantes ambientais e alternativas de determinação. **Candombá-Revista Virtual**, p. 90-97, 2006.

NEVES, Fernando Frachone; SILVA, Fernando Das Graças Braga da; CRESTANA, Silvio. Uso do modelo AVSWAT na avaliação do aporte de nitrogênio (N) e fósforo (P) aos mananciais de uma microbacia hidrográfica contendo atividade avícola. **Eng. sanit. ambient**, v. 11, n. 4, p. 311-317, 2006.

NOVOTNY, Vladimir; OLEM, Harvey. **Water quality: prevention, identification, and management of diffuse pollution**. New York: Van Nostrand Reinhold, p.1054, 1993.

OLIVEIRA-FILHO, A.T de et al. Estrutura fitossociológica e variáveis ambientais em um trecho da mata ciliar do córrego dos Vilas Boas, Reserva Biológica do Poço Bonito, Lavras (MG). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 17, n. 1, p. 67-85, 1994.

PAERL, Hans W. Coastal eutrophication and harmful algal blooms: Importance of atmospheric deposition and groundwater as "new" nitrogen and other nutrient sources. **Limnology and oceanography**, v. 42, n. 5, p. 1154-1165, 1997.

PEREIRA, V.P. Solo: **Manejo e controle de erosão hídrica**. Jaboticabal FCAV, 1997. 56p

PINAY, Gilles; CLÉMENT, Jean Christophe; NAIMAN, Robert J. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes on nitrogen cycling in fluvial systems. **Environmental Management**, v. 30, n. 4, p. 481-491, 2002.

PRIMAVESI, Ana Cândida et al. Adubação de aveia em dois sistemas de plantio. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, n. 12, p. 1773-1778, 2002.

REASH, Rob J.; BERRA, Tim M. Comparison of fish communities in a clean-water stream and an adjacent polluted stream. **American Midland Naturalist**, p. 301-322, 1987.

RONALDO, F.; ANTONIO, T. de M.; PAULO, C.C.; ORLANDO, P.R. Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, Rs, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v.4 n.1, p.132-141, 2009.

SCHWARZBOLD, A. et al. Verificação e adequação das metodologias de análise espectrofotométrica para a identificação de Clorofila a em amostras de água. **Acta Limnol. Bras**, v. 7, p. 63-71, 1999.

SEVERI, W.; HICKSON, R. G.; MARANHÃO, T. C. F. Use of electric fishing for fish fauna survey in Southern Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 4, p. 651-660, 1995.

SHARPLEY, Andrew N, et al. Agricultural Phosphorus and Eutrophication. **Agricultural Research Service**, 2ed., 38p, 2003.

SILVA, Daniela Mariano Lopes da. **Dinâmica de nitrogênio em microbacias no Estado de São Paulo**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo (USP). Centro de Energia Nuclear na Agricultura 2005.

SMITH, Val H.; TILMAN, G. David; NEKOLA, Jeffery C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Environmental pollution**, v. 100, n. 1, p. 179-196, 1999

SMITH, Val H. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 10, n. 2, p. 126-139, 2003.

SMITH, Val H. et al. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. **Limnology and Oceanography**, v. 51, n. 1, p. 351-355, 2006.

STRAUSS, Eric A.; MITCHELL, Nicole L.; LAMBERTI, Gary A. Factors regulating nitrification in aquatic sediments: effects of organic carbon, nitrogen availability, and pH. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 59, n. 3, p. 554-563, 2002.

STUTTER, M. I.; LANGAN, S. J.; COOPER, R. J. Spatial and temporal dynamics of stream water particulate and dissolved N, P and C forms along a catchment transect, NE Scotland. **Journal of Hydrology**, v. 350, n. 3, p. 187-202, 2008.

TELLES, Dirceu D'alkimin.; DOMINGUES, Antônio Félix. Água na agricultura e pecuária. In: REBOUÇAS, A. da C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil: Capital ecológico, uso e conservação**. 3. ed. São Paulo: Escrituras Editora, p. 325-365, 2006.

TOMAZ, Plínio. Poluição difusa. **São Paulo: Navegar Editora**, 2006, 446p.

STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions of the American Geophysical Union**, v. 38, p.913 – 920, 1957.

VAN-RAIJ, B. van. Fertilidade do solo e adubação. **Fertilidade do solo e adubação**, Céres:

Potafos, 1991.

VANNOTE, Robin L. et al. The river continuum concept. **Canadian journal of fisheries and aquatic sciences**, v. 37, n. 1, p. 130-137, 1980.

VAZHEMIN, I.G. Chemical composition of natural waters in the VYG river basin in relation to the soil of Central Karelia. **Soviet Soil Science**, Silver Spring, v.4, n.1, p.90-101, 1972.

VILLIERS, S. de; THIART, C. The nutrient status of South African rivers: concentrations, trends and fluxes from the 1970s to 2005. **South African Journal of Science**, v. 103, n. 7-8, p. 343-349, 2007.

VITOUSEK, Peter M. et al. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. **Ecological applications**, v. 7, n. 3, p. 737-750, 1997.

WETZEL, R.G. **Limnologia**. Lisboa. 2ª Edição, Fundação Calouste Gulbenkian, 1983.

WETZEL, R. G. **Limnologia**. Lisboa. Fundação Calouste Gulbenkian, 1993, p.919

WINEMILLER, Kirk, .O. Ontogenetic diet shifts and resource partitioning among piscivorous fishes in the Venezuelan llanos. **Environ. Biol. Fishes**, Dordrecht, v. 26, p. 177-199, 1989.

WITHERS, P. J. A.; JARVIE, H. P. Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. **Science of the total environment**, v. 400, n. 1, p. 379-395, 2008.

ZANATTA, Augusto S. **As interferências das pisciculturas em tanques-rede a assembleia de peixe em grandes reservatórios do rio paranapanema (Bacia doAlto Paraná)**. Tese (doutorado). Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Botucatu, 2011.