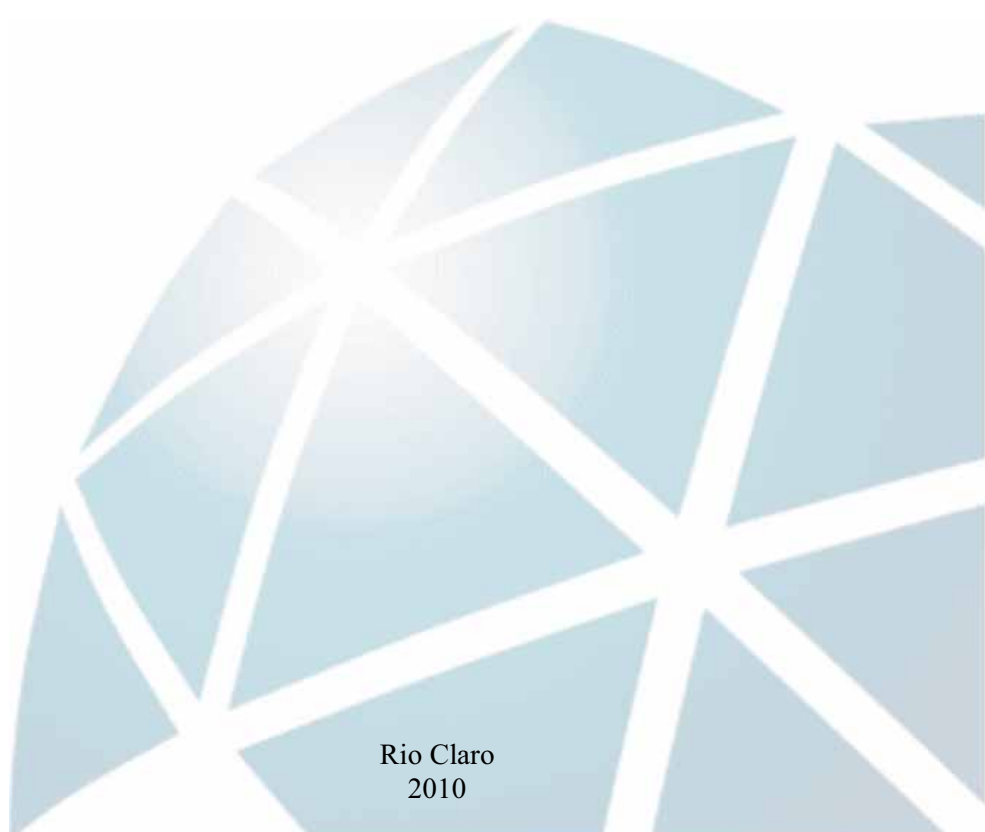


Gisele Biem Mori

**A influência do uso da terra nas características
limnológicas da água em microbacias: um estudo de
caso na bacia do rio Corumbataí, SP.**



Rio Claro
2010

Gisele Biem Mori

**A influência do uso da terra nas características
limnológicas da água em microbacias: um estudo de caso
na bacia do rio Corumbataí, SP.**

Orientador: Silvio Frosini de Barros Ferraz

Co-orientador: Antonio Fernando Monteiro Camargo

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao
Instituto de Biociências da Universidade Estadual
Paulista “Júlio de Mesquita Filho” - Campus de Rio
Claro, para obtenção do grau de Licenciatura e
Bacharelado em Ciências Biológicas.

Rio Claro
2010

574.5263 Mori, Gisele Biem

M854i A influência do uso da terra nas características limnológicas da água
em microbacias: um estudo de caso na bacia do rio Corumbataí, SP /
Gisele Biem Mori. - Rio Claro : [s.n.], 2010
47 f. : il., figs., gráfs., tabs., fots., mapas

Trabalho de conclusão de curso (licenciatura e bacharelado - Ciências
biológicas) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de
Rio Claro

Orientador: Silvio Frosini de Barros Ferraz

Co-Orientador: Antonio Fernando Monteiro Camargo

1. Ecologia aquática. 2. Ecologia da paisagem. 3. Uso do solo. 4.
Estrutura da paisagem. 5. Limnologia. I. Título.

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP
Campus de Rio Claro/SP

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais e à minha irmã.

À todos os amigos e aos companheiros de casa.

À Pameli, Manu, Aline, Babi e Sean pela imensa amizade durante estes anos de graduação.

À Maíra, Ligia, Melina e Deborah, minhas grandes amigas de Bauru.

À toda a minha turma, pelos bons momentos que passamos juntos, e pelo apoio durante dificuldades que enfrentamos com a reestruturação do curso.

Ao Prof. Dr. Silvio Frosini de Barros Ferraz, pela orientação, dedicação e confiança neste trabalho.

Ao Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo por ter viabilizado o material e transporte para as coletas de campo, o Laboratório de Ecologia Aquática da UNESP para realização das análises laboratoriais e também pela orientação.

Ao Felipe Rossetti de Paula pela ajuda e dedicação na execução de todo trabalho, além da paciência e amizade.

Ao Técnico do Laboratório de Ecologia Aquática, Carlos Fernando Sanches, pela ajuda nas coletas de campo e análises no laboratório, além do imenso bom humor sempre.

À FAPESP pelo financiamento do projeto.

À todos os funcionários da UNESP que, com muita dedicação, fazem este espaço funcionar.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	iv
LISTA DE TABELAS.....	vi
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	5
2.1. Área de estudo.....	5
2.2. Mapeamento do uso e cobertura do solo e das classes de solos das microbacias.....	7
2.3. Caracterização da paisagem das microbacias.....	8
2.4. Amostragem.....	9
2.5. Análise dos dados.....	12
3. RESULTADOS	15
3.1. Porcentagem das principais categorias de uso e cobertura do solo.....	15
3.2. Variáveis físicas e estruturais da paisagem.....	16
3.2.1. Altitude e declividade média.....	16
3.2.2. Distância média da floresta em relação à rede hidrográfica.....	17
3.2.3. Área total de mata nativa.....	18
3.2.4. Índice do maior fragmento.....	18
3.2.5. Classes de solo predominantes.....	19
3.3. Variáveis limnológicas da água.....	19
3.4. Análises estatísticas.....	22
3.4.1. Regressão linear múltipla.....	22
3.4.2. Análise de agrupamento.....	24
3.4.3. Teste de Kruskal-Wallis.....	25
3.4.4. Comparação das variáveis limnológicas entre os grupos de microbacias.....	26
3.4.5. Gráfico <i>Biplot</i>	32
4. DISCUSSÃO.....	37
5. CONCLUSÕES.....	42
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	43

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização das microbacias em estudo na bacia do rio Corumbataí, Estado de São Paulo.....	6
Figura 2 - Exemplo de mapa de uso e cobertura do solo gerado a partir de fotointerpretação de fotografias aéreas (Microbacia #5).....	7
Figura 3 - Mapa de classes de solo predominantes (microbacia #5). a) Microbacia; b) Faixa de 30m ao redor da rede hidrográfica.....	9
Figura 4 – Obtenção de medidas físicas da água em campo, através do equipamento Water Quality Checker.....	10
Figura 5 – Obtenção de medidas de largura e profundidade do canal.....	11
Figura 6 – Coleta de amostras de água em campo.....	11
Figura 7 - Porcentagem das principais categorias de uso e cobertura do solo em cada microbacia.....	15
Figura 8 - Porcentagem das principais categorias de uso e cobertura do solo em uma faixa de 30 metros em torno da rede hidrográfica.....	16
Figura 9 – Dendograma dos grupos de microbacias segundo o uso do solo predominante.....	25
Figura 10 – “Boxplot” da variável fósforo total (estação chuvosa) entre os grupos de uso predominante na microbacia.....	27
Figura 11 - “Boxplot” da variável fósforo total (estação seca) entre os grupos de uso predominante na microbacia.....	27
Figura 12 - “Boxplot” da variável nitrogênio total (estação chuvosa) entre os grupos de uso predominante na microbacia.....	28
Figura 13 - “Boxplot” da variável nitrogênio total (estação seca) entre os grupos de uso predominante na microbacia.....	28
Figura 14 - “Boxplot” da variável nitrato (estação chuvosa) entre os grupos de uso predominante na microbacia.....	29
Figura 15 - “Boxplot” da variável nitrato (estação seca) entre os grupos de uso predominante na microbacia.....	29
Figura 16 - “Boxplot” da variável material em suspensão (estação chuvosa) entre os grupos de uso predominante na microbacia.....	30

Figura 17 - “Boxplot” da variável material em suspensão (estação seca) entre os grupos de uso predominante na microbacia.....	30
Figura 18 - “Boxplot” da variável turbidez (estação chuvosa) entre os grupos de uso predominante na microbacia.....	31
Figura 19 - “Boxplot” da variável turbidez (estação seca) entre os grupos de uso predominante na microbacia.....	31
Figura 20 - Gráfico Biplot entre as variáveis limnológicas da água das estações chuvosa e seca, e entre as porcentagens de principais usos do solo na microbacia e na rede hidrográfica.....	32
Figura 21 – Presença de sedimentos em suspensão em trecho da microbacia #1, Corumbataí, SP.....	33
Figura 22 – Presença de sedimentos em suspensão em trecho da microbacia #4, Itirapina, SP.....	34
Figura 23 - Entorno com pastagem e crescimento de plantas aquáticas no trecho da microbacia #14, Charqueada, SP.....	34
Figura 24 - Entorno com pastagem em trecho da microbacia #15, Analândia, SP.....	35
Figura 25 – Trecho florestado da microbacia #9, Ipeúna, SP.....	35
Figura 26 – Trecho florestado da microbacia #11, Piracicaba, SP.....	36

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Variáveis limnológicas da água.....	12
Tabela 2 - Variáveis de estrutura da paisagem.....	12
Tabela 3 - Classes de solo predominantes na microbacia e na rede hidrográfica.....	13
Tabela 4 - Altitude e declividade média do terreno em cada microbacia em estudo e na faixa de 30 metros em torno da rede hidrográfica.....	17
Tabela 5 - Distância média da floresta em relação à rede hidrográfica de cada microbacia em estudo.	17
Tabela 6 - Área total de mata nativa em cada microbacia em estudo e na faixa de 30 metros em torno da rede hidrográfica.....	18
Tabela 7 - Índice do maior fragmento em cada microbacia em estudo e na faixa de 30 metros em torno da rede hidrográfica.....	18
Tabela 8 - Proporção das classes de solo predominantes na microbacia e na faixa de 30 metros em torno da rede hidrográfica.....	19
Tabela 9 - Variáveis da água obtidas em trabalho de campo em cada microbacia em estudo, na estação chuvosa.....	20
Tabela 10 - Variáveis da água obtidas em laboratório para cada microbacia em estudo na estação chuvosa.....	20
Tabela 11 - Variáveis da água obtidas em trabalho de campo em cada microbacia em estudo na estação seca.	21
Tabela 12 - Variáveis da água obtidas em laboratório para cada microbacia em estudo na estação seca.....	22
Tabela 13 - Análise de regressão linear múltipla entre as variáveis da água e as variáveis de estrutura da paisagem na microbacia.....	23
Tabela 14 - Análise de regressão linear múltipla entre as variáveis da água e as variáveis de estrutura da paisagem na rede hidrográfica.....	24
Tabela 15 - Resultado do teste de Kruskal-Wallis entre as variáveis limnológicas da água nas duas estações e os grupos de microbacias.....	26

1. Introdução:

As mudanças no uso e cobertura do solo têm grande influência na composição e na disponibilidade de água em bacias hidrográficas, principalmente quando não se considera um plano de manejo que vise a utilização dos recursos naturais de forma menos degradante e que diminua os impactos ambientais nos ecossistemas adjacentes e em sua biodiversidade (Ferraz et al, 2004). O impacto do uso do solo na saúde de uma bacia depende e difere com relação ao tipo de uso e sua magnitude, tendo seus reflexos na composição química e física da água, no regime de vazão e na biota aquática. (Ranzini & Lima, 2002).

A cobertura florestal atua de diferentes formas na conservação da água e do solo. A presença de floresta funciona na interceptação da água da chuva, otimizando as condições de infiltração e reduzindo o escoamento superficial. A sua retirada aumenta o escoamento superficial local e conseqüentemente diminui a infiltração da água e o estoque de água subterrânea, causando a erosão do solo e o assoreamento dos corpos d'água e alterando o regime de vazão dos rios (Pinto, 2007). Também ocasiona o aumento da temperatura do ambiente local e modificações na quantidade de sedimentos carregados, alterando o transporte de nutrientes e material orgânico para os corpos d'água (Osborne & Kovacic, 1993; Goodwin, 1997; Tabacchi, 1998). Além disso, a alteração da vegetação florestal nativa e a degradação e poluição do ambiente compromete a capacidade destes ambientes de servirem como habitat para as espécies animais e vegetais, ocasionando a diminuição da biodiversidade local (Sweeney et al, 2004; Attanasio et al, 2006; Krusche et al., 2006; Pereira & Pinto, 2007).

Na escala da microbacia, a zona ripária caracteriza-se como uma área de grande complexidade, dinâmica e diversidade, tendo assim, fundamental importância para a manutenção e conservação da saúde da bacia, inclusive na conservação das características limnológicas da água. A zona ripária pode ser definida, basicamente, como a comunidade biótica que se estende ao longo de rios e lagos. Ela é formada por mosaicos de vegetação e comunidades de organismos que ajudam a compreender a dinâmica da bacia e sua organização e diversidade (Naiman & Décamps, 1997). Leonardo (2003) a define como sendo a área que abrange desde a ribanceira do rio até a sua planície de inundação, com características edáficas próprias e vegetação característica (comumente denominada de mata ciliar, mata de galeria ou floresta ripária). A zona ripária ocupa uma posição importante como área de transição entre o ecossistema aquático e o ecossistema terrestre, desempenhando diversas funções ecológicas que garantem a proteção do ecossistema aquático e de sua

biodiversidade. Ela influencia em diversas características do funcionamento da bacia hidrográfica, como a ciclagem de nutrientes, o microclima e o fluxo de energia e organismos. Além disso, ela proporciona a estabilização de ribanceiras, consideradas áreas críticas do ponto de vista hidrológico, pelo desenvolvimento e manutenção de um emaranhado radicular. Em alguns casos, ela pode funcionar como filtro de nutrientes e materiais provenientes de áreas mais altas e fornece alimento e cobertura para a fauna aquática (Johnson & Gage, 1997; Johnson, 1997; Wissmar & Beschta, 1998; Leonardo, 2003).

As atividades antrópicas tais como a industrialização, a urbanização, e principalmente as atividades agropecuárias, aumentam a demanda de água e também aumentam a quantidade de contaminantes despejados nos cursos d'água (Richards et al, 1996; Toledo & Ballaster, 2001; Brito et al., 2005; Ahearn et al, 2005; Filho et al., 2005; Vieira et al., 2005; Li et al, 2008). Com o avanço da atividade industrial e o aumento da produção agrícola nas últimas décadas, vieram as preocupações acerca da qualidade e disponibilidade da água decorrente da rápida degradação dos cursos d'água. Através destes fatos pode-se perceber a influência que os sistemas socioeconômicos atuais podem provocar nos ecossistemas aquáticos e a necessidades da conservação destes (Marques et al, 2007).

A conversão de áreas de florestas para áreas de agricultura e pastagem ocasiona diversas alterações nos sistemas aquáticos. Com o aumento destas atividades pode-se observar alterações na temperatura, diminuição da integridade biológica e da qualidade dos habitats e mudanças no regime hidrológico. Alterações deste último, como a diminuição do escoamento superficial e do regime de fluxo podem atingir negativamente características do ecossistema aquático como habitats, interações da rede alimentar e oportunidades para peixes (Allan et al, 2002). A agricultura, uma das principais fontes de degradação do ambiente, contribui para o lançamento de diversas substâncias químicas (orgânicas e inorgânicas) para os corpos d'água, além de sua prática intensiva acelerar a erosão do solo e diminuir a extensão das áreas ripárias. Além disso, com o desenvolvimento industrial houve a mecanização da agricultura que contribuiu para agravar ainda mais a degradação destes ambientes (Zalidis et al, 2002; Hunter & Walton, 2008).

O termo qualidade da água é bastante discutido entre os pesquisadores. Segundo a resolução do CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005 a classificação das águas de acordo com a qualidade é baseada apenas no consumo humano. Utilizando esta classificação, acabaríamos enquadrando ambientes bem preservados na mesma classe que ambientes muito poluídos pelo impacto humano. A Comunidade Européia adotou, em sua nova legislação, o termo qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos, visando à conservação do ambiente em

seu estado natural. Para se estabelecer esta qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos deve-se considerar tanto as características físicas e químicas da água como o estado de conservação da bacia, que é realizado através do estudo do uso e cobertura do solo.

Originalmente, a paisagem da bacia do rio Corumbataí era predominantemente composta por diferentes formações vegetais naturais, como floresta estacional decidual, floresta estacional semidecidual, florestas ripárias, florestas paludosas e cerrado. Entretanto, o processo de degradação florestal da bacia teve início com a implantação da cultura do café e culturas de subsistência no início do século XX, sendo posteriormente substituídas por pastagens. Mais recentemente, tem-se observado a expansão da cultura de cana-de-açúcar (Valente, 2001; Jardim, 2004; Zambetta, 2006; Garcia et al., 2006). Atualmente, a bacia do rio Corumbataí situa-se em uma área de elevado desenvolvimento econômico no Estado de São Paulo, apresentando um elevado nível de fragmentação da cobertura florestal nativa e uma matriz de uso e cobertura do solo constituída principalmente por cana-de-açúcar e pastagens (Grande et al., 2003). Com isso, tem-se a diminuição das áreas ocupadas por florestas e o aumento da fragmentação florestal (Valente, 2001). Com o intenso processo de desmatamento ocorrido na bacia, a cobertura florestal remanescente ficou restrita em grande parte a terrenos declivosos e trechos isolados de matas próximas aos corpos da água. Segundo Valente (2001), a maioria das microbacias da bacia do rio Corumbataí apresenta elevada fragmentação de sua cobertura florestal, entretanto, algumas microbacias apresentam-se em melhores condições de conservação, sendo assim necessária a sua proteção.

Sendo as áreas de floresta não perturbadas as que promovem um estado de maior conservação natural, o monitoramento de bacias com maior cobertura vegetal natural serve como referência para comparação com as microbacias impactadas (Donadio; Galbiatti; Paula, 2005).

O monitoramento de uma microbacia, a partir de medição dos indicadores limnológicos da água, tem-se mostrado muito eficiente para evidenciar as relações de causa e efeito entre o uso e cobertura do solo e a composição físico-química das águas e o regime de vazão dos corpos d'água, sendo estes fatores de fundamental importância para a verificação do uso e manejo sustentável da bacia (Venturieri et al, 2005; Garcia et al. 2006). Para Leonardo (2003), a causa da degradação dos ambientes aquáticos, bem como a solução para este problema, não será encontrada focando os esforços apenas nos indicadores físico-químicos da água, mas sim pelo gerenciamento de toda bacia, pois é o uso de seus recursos naturais de maneira incorreta que degrada não apenas os riachos, mas toda a bacia.

A definição dos limites espaciais da microbacia torna possível um estudo mais detalhado sobre a influência do uso da terra e seus impactos nas características limnológicas da água, pois sendo o funcionamento de uma microbacia similar a um ecossistema, ou seja, um sistema natural aberto, ela vivencia uma constante troca de energia e matéria com a paisagem ao redor, onde a composição final da água é resultado da integração de todos os fatores e processos que ocorrem dentro da bacia (Lima & Zakia, 1996).

Estudos anteriores mostram uma abordagem focada na composição dos tipos de uso do solo, porém poucos estudos consideram a configuração espacial dos padrões de uso solo. Esta configuração é importante, pois possui um papel crítico na determinação de habitats naturais, processos hidrológicos, fluxo de energia e ciclo de nutrientes, importantes para entender os processos hidrológicos ligados ao uso do solo e a composição da água em sistemas aquáticos adjacentes (Lee et al., 2009). Assim, a avaliação da influência do uso e cobertura do solo, não apenas considerando o uso do solo na microbacia, mas também nas áreas próximas aos corpos d'água (zona ripária) fornecerá conhecimentos mais detalhados que poderão promover uma melhor compreensão de como os fatores antropogênicos alteram o ciclo destes elementos e os processos ecológicos (Silva et al., 2007), e ser empregados no manejo racional dos recursos da bacia, garantindo a manutenção e preservação dos ecossistemas aquáticos.

A proposta deste estudo foi avaliar esta influência na composição física e química da água de riachos em microbacias na bacia do rio Corumbataí. O objetivo foi estudar as alterações físicas e químicas na água de riachos em função do tipo de uso e cobertura do solo em áreas próximas aos corpos d'água e avaliar a relação entre a estrutura da paisagem e as características físicas e químicas da água das microbacias.

2. Materiais e Métodos

2.1. Área de Estudo

O estudo foi realizado em 15 microbacias pertencentes à bacia do rio Corumbataí (Figura 1), localizada na região centro-leste do Estado de São Paulo entre as latitudes 22°04'46"S e 22°41'28"S e entre os meridianos 47°26'23"W e 47°56'15"W. Esta é uma sub-bacia da bacia do rio Piracicaba, abrangendo uma área de aproximadamente 171 Km².

As classes de solos predominantes são os Argissolo (44%) e Latossolo (22%). Atualmente predominam as atividades agrícolas na região, sendo que a pastagem representa aproximadamente 44% da cobertura e a cana-de-açúcar, o segundo maior uso, representa aproximadamente 26% da área total da bacia. As florestas nativas recobrem apenas 11% da área da bacia (incluindo as matas ripárias, bastante degradadas e fragmentadas) (Valente e Vettorazzi, 2005).

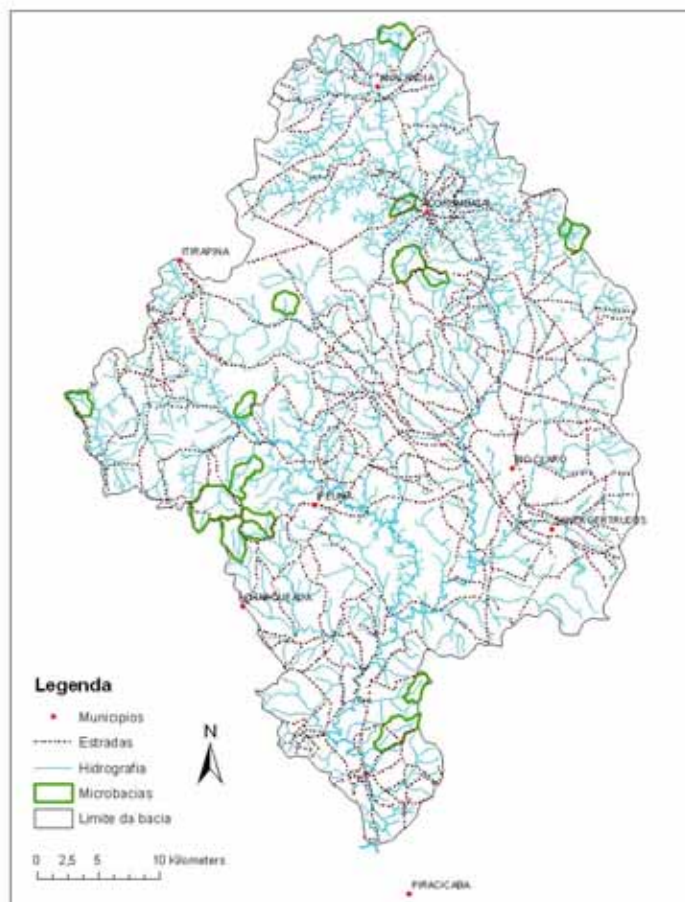


Figura 1: Localização das microbacias estudadas na bacia do rio Corumbataí, Estado de São Paulo.

A região possui um clima do tipo Cwa (Köppen), ou seja, sub-tropical, possuindo verões secos e invernos chuvosos, onde geralmente mais de 80% da precipitação anual ocorre no período de outubro a fevereiro, e apenas 20% durante março a setembro. O principal rio da região é o Corumbataí, que possui sua nascente no município de Analândia e sua foz no município de Piracicaba, sendo seus principais afluentes os rios Cabeça, Passa-cinco e o Ribeirão Claro.

Os municípios que compõe esta bacia são: Corumbataí, Ipeúna, Rio Claro e Santa Gertrudes; e também agrega parte dos municípios de Analândia, Charqueada, Itirapina e Piracicaba.

2.2 Mapeamento do uso e cobertura do solo e das classes de solos das microbacias

A digitalização dos limites e da rede hidrográfica das microbacias em estudo foi realizada por Paula (2007), utilizando cartas topográficas e fotografias aéreas. A digitalização e classificação dos polígonos de uso e cobertura do solo também foi realizada por Paula (2007), a partir de fotointerpretação das fotografias aéreas e ferramentas de edição do software ArcView. A classificação dos polígonos foi realizada considerando as categorias floresta, pastagem, cana-de-açúcar, cultura, represas, imóveis rurais e solo exposto (Figura 2). Neste trabalho foram consideradas apenas as principais categorias de uso do solo: pastagem, cana-de-açúcar e floresta.

O mapa com os tipos de solo utilizado no trabalho foi cedido pelo Centro de Análise e Planejamento Ambiental (CEAPLA), do Instituto de Geociências e Ciências Exatas, da Unesp de Rio Claro.

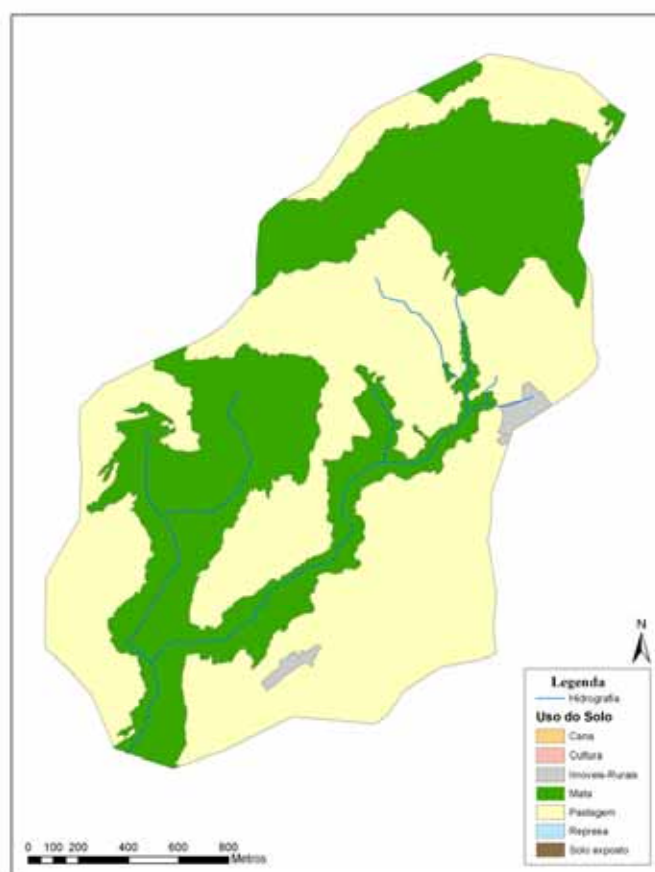


Figura 2. Exemplo de mapa de uso e cobertura do solo gerado a partir de fotointerpretação de fotografias aéreas. Microbacia #5.

2.3 Caracterização da paisagem das microbacias

A caracterização da paisagem das microbacias foi realizada a partir do cálculo de variáveis físicas e estruturais da paisagem na escala de microbacia e rede hidrográfica, com o auxílio dos *softwares* ArcGIS 9.2 (ESRI 2006) e Fragstats 3.3 (McGarigal *et al.* 1995). O cálculo das métricas na rede hidrográfica foram calculadas através de faixas de 30m geradas ao redor dos corpos d'água.

A seguir estão listadas as variáveis calculadas para ambas as escalas:

- **Declividade média:** corresponde a declividade média do terreno de cada microbacia (em porcentagem).
- **Altitude média do terreno:** corresponde a altitude média do terreno de cada microbacia (em metros).
- **Distância média da cobertura florestal em relação à rede hidrográfica:** corresponde a distância média (em metros) da categoria de uso floresta em relação à rede hidrográfica de cada microbacia.
- **Área total de mata nativa:** corresponde à área total de mata nativa (em hectares) presente em cada microbacia.
- **Índice do maior fragmento:** corresponde a porcentagem da área do maior fragmento dividido pela área total. Essa métrica foi calculada em planilha pela área do maior fragmento dividida pela área total da considerada (em hectares).
- **Classes de solos predominantes:** correspondem as classes de solos predominantes (em porcentagem) em cada microbacia. (Figura 3).

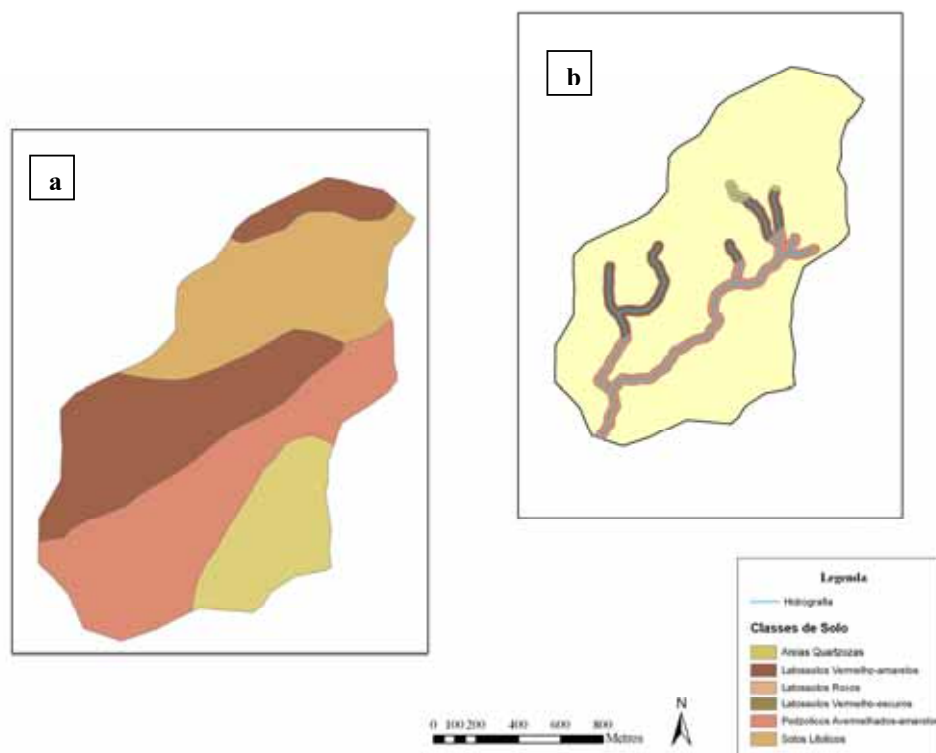


Figura 3. Mapa de classes de solo predominantes (microbacia #5). a) Microbacia #5; b) Faixa de 30m ao redor da rede hidrográfica.

2.4 Amostragem

As amostras de água foram coletadas em duas estações do ano, sendo uma no mês de fevereiro (estação chuvosa) e uma no mês de Julho (estação seca) do ano de 2008. As coletas foram realizadas nos pontos de vertedouro pré-selecionados das microbacias em estudo. Para a localização dos pontos de amostragem em campo foi utilizado um computador de mão Mio P550 e o software ArcPad 6.0.

As medidas de temperatura, pH, condutividade elétrica e turbidez foram obtidas com o equipamento Water Quality Checker (Horiba, modelo U-10) (Figura 4). Também durante o trabalho de campo foram obtidas as medidas de largura e profundidade do canal para uma caracterização geral do ponto de coleta (Figura 5). As amostras de água foram coletadas e acondicionadas em frascos de polietileno com capacidade de 1,0 e 0,5 litro e mantidas em caixa térmica durante o transporte até o laboratório (Figura 6). As amostras foram congeladas

antes da realização das análises. Posteriormente, as amostras foram descongeladas e determinadas as concentrações de nitrogênio orgânico total (N-orgânico total), N-nitrito (N-NO₂), e N-nitrato (N-NO₃) segundo método descrito em Mackereth *et al.* (1978), enquanto que as concentrações de N-amoniacoal (N-NH₃) foram determinadas de acordo com o método proposto por Koroleff (1976). As concentrações de fósforo total (P-total) e P-ortofosfato (P-PO₄) foram obtidas através do método descrito por Golterman *et al.* (1978).

Na determinação do material em suspensão foram utilizados filtros de 0,45µm que, inicialmente são colocados em estufa a 100°C (durante 24 horas) e, a seguir, pesados em balança analítica (peso seco inicial). As amostras de água (1L) foram filtradas com o auxílio de uma bomba de vácuo e equipamento de filtração utilizando os filtros previamente pesados. Os filtros foram acondicionados em estufa (24 horas) e pesados (peso seco final). A quantidade de material em suspensão foi obtida pela diferença entre o peso seco final e o inicial.



Figura 4. Obtenção de medidas físicas da água utilizando o equipamento Water quality Checker.



Figura 5. Obtenção de medidas de profundidade e largura do canal.



Figura 6. Coleta de amostras de água nos pontos de vertedouro.

2.5. Análise dos dados

Para análise estatística adotou-se o *software* R: a language and environment for statistical computing (R Development Core Team, 2008).

As variáveis utilizadas nas análises estatísticas estão representadas nas tabelas 1, 2 e 3. Dentre o conjunto das variáveis limnológicas obtidas, foram escolhidas apenas 5 para a realização das análises.

Tabela 1. Variáveis limnológicas da água.

Código	Nome da Variável	Unidade
PTC	Fósforo total (estação chuvosa)	$\mu\text{g.L}^{-1}$
NTC	Nitrogênio total (estação chuvosa)	mg.L^{-1}
NO_3C	Nitrato (estação chuvosa)	$\mu\text{g.L}^{-1}$
MSC	Material em suspensão (estação chuvosa)	g
TUC	Turbidez (estação chuvosa)	UNT
PTS	Fósforo total (estação seca)	$\mu\text{g.L}^{-1}$
NTS	Nitrogênio total (estação seca)	mg.L^{-1}
NO_3S	Nitrato (estação seca)	$\mu\text{g.L}^{-1}$
MSS	Material em suspensão (estação seca)	g
TUS	Turbidez (estação seca)	UNT

Tabela 2. Variáveis de estrutura da paisagem.

Escala	Código	Nome da Variável	Unidade
Microbacia	ALTM	Altitude Média	m
	DCVM	Declividade Média	%
	FM	Floresta	%
	PM	Pastagem	%
	CM	Cana-de-açúcar	%
	IMFM	Índice de Maior Fragmento	%
	DH	Distância Média da Cobertura Florestal em relação à Rede Hidrográfica	m
Rede Hidrográfica	ALTR	Altitude Média	m
	DCVR	Declividade Média	%
	FR	Floresta	%
	PR	Pastagem	%
	CR	Cana-de-açúcar	%
	IMFR	Índice de Maior Fragmento	%

Tabela 3. Classes de solo predominantes na microbacia e na rede hidrográfica.

Escala	Código	Nome da Variável	Unidade
Microbacia	LVM	Latossolos Vermelhos-amarelos	%
	PVM	Podzólicos Avermelhados-Amarelos	%
	LTM	Solos Litólicos	%
	LRM	Latossolos Roxos	%
	ARM	Areias Quartzosas	%
	LEM	Latossolos Vermelho-Escuros	%
	LVR	Latossolos Vermelhos-amarelos	%
Rede Hidrográfica	PVR	Podzólicos Avermelhados-Amarelos	%
	LTR	Solos Litólicos	%
	LRR	Latossolos Roxos	%
	ARR	Areias Quartzosas	%
	LER	Latossolos Vermelho-Escuros	%

A partir da análise destas variáveis, busca-se responder a seguinte hipótese neste trabalho:

H0: a estrutura da paisagem e os diferentes usos do solo das microbacias influenciam nas características limnológicas de riachos.

A partir disto buscou-se responder a duas questões relacionadas à hipótese acima:

1º) A estrutura da paisagem e os diferentes usos do solo influenciam nas características limnológicas dos riachos em diferentes escalas: microbacia e rede hidrográfica?

2º) Existe diferença nas características limnológicas da água entre microbacias com predomínio de floresta e microbacias com predomínio de atividades agrícolas (pastagem ou cana-de-açúcar)?

Os resultados foram previamente submetidos à análise gráfica exploratória para averiguação da normalidade por meio de uma matriz de gráficos de dispersão.

Para responder a primeira questão, foi realizada inicialmente uma matriz de correlação de Spearman entre as variáveis apresentadas nas tabelas 1, 2 e 3. A partir desta análise verificamos quais variáveis de estrutura da paisagem estavam correlacionadas com as variáveis limnológicas da água e com isso, determinar quais variáveis seriam inseridas na análise de regressão linear múltipla. Foi determinado que as variáveis de classes de solo predominante só seriam incluídas se apresentassem um coeficiente de correlação significativo. As demais variáveis foram todas incluídas na análise. Foi aplicado a transformação log nas

variáveis PTC, NO₃C, MSC, TUC, NTS, NO₃S, MSS e TUS e arcoseno nas variáveis CM, LVM, PVM, ARM, PR, CR, LVR, PVR, LTR e ARR. A análise de regressão linear múltipla foi calculada entre cada variável de água obtida nas duas estações, apresentadas na Tabela 1; e entre as variáveis de estrutura da paisagem e as principais classes de solo predominantes da microbacia e rede hidrográfica, apresentadas nas Tabelas 2 e 3. Assim, foram calculadas 20 regressões lineares: 10 entre as variáveis de estrutura da paisagem na microbacia e cada variável de água nas duas estações (5 na estação seca e 5 na estação chuvosa), e 10 entre as variáveis de estrutura da paisagem na rede hidrográfica e cada variável de água na duas estações (5 na estação seca e 5 na estação chuvosa).

Para responder a segunda questão foi realizado um agrupamento das microbacias de acordo com o uso predominante do solo existentes em cada uma das 15 microbacias. Assim, a análise foi realizada utilizando-se as variáveis FM, PM e CM apresentadas na tabela 2, a distância de Pearson como medida de similaridade e o método de ligação *unweighted pair-groups method using arithmetic averages* (UPGMA). A partir disto, foi gerado um dendograma ilustrando os grupos de microbacias semelhantes, os quais foram usados para o teste Kruskal Wallis e obtenção dos gráficos *boxplot*. Também foi realizado um gráfico *Biplot* entre as variáveis limnológicas da água nas duas estações e entre as porcentagens de uso predominante do solo na microbacia e na rede hidrográfica.

3. Resultados

3.1. Porcentagem das principais categorias de uso e cobertura do solo

A partir dos mapas de uso e cobertura do solo das microbacias foram calculadas a porcentagem de uso do solo das principais categorias de uso (floresta, cana-de-açúcar e pastagem). Os resultados obtidos estão representados na Figura 7, para a microbacia, e na figura 8 para a rede hidrográfica.

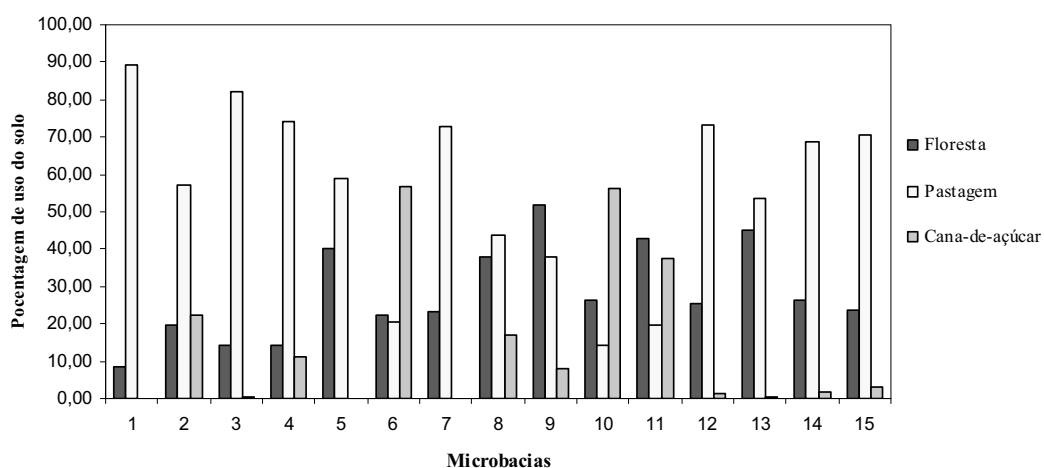


Figura 7. Porcentagem das principais categorias de uso e cobertura do solo em cada microbacia.

As principais categorias de uso e cobertura do solo nas microbacias em estudo são pastagem, plantação de cana-de-açúcar e floresta. A maioria das microbacias apresenta a pastagem como uso predominante com exceção das microbacias 6, 10 e 11 que apresentam cana-de-açúcar (nas duas primeiras) e floresta (na última) como categoria predominante.

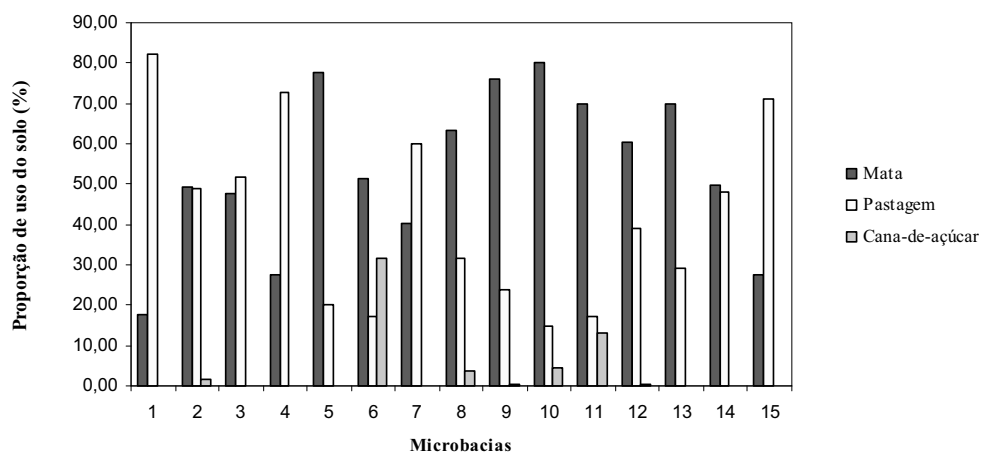


Figura 8. Porcentagem das principais categorias de uso e cobertura do solo em uma faixa de 30 metros em torno da rede hidrográfica.

Na faixa considerada há predominância da categoria de floresta, entretanto algumas microbasias apresentam alta porcentagem da categoria de pastagem e cana-de-açúcar, como as microbasias 1, 3, 4 e 7, com mais de 50% da área coberta por pastagem e, a microbasia 6 com 31, 60% da área coberta por plantação de cana-de-açúcar.

3.2. Variáveis físicas e estruturais da paisagem

A seguir, são apresentados os resultados obtidos para as métricas da paisagem calculadas neste trabalho. Estes dados estão representados na forma de tabelas.

3.2.1. Altitude e declividade média

Os resultados obtidos para altitude média e declividade média na microbasia e na rede hidrográfica estão representados na tabela 4.

Tabela 4. Altitude e declividade média do terreno em cada microbacia em estudo e na faixa de 30 metros em torno da rede hidrográfica.

Microbacia	Microbacia		Faixa em torno da rede hidrográfica	
	Altitude Média (m)	Declividade Média (%)	Altitude Média (m)	Declividade Média (%)
1	643,10	9,66	643,24	9,61
2	705,10	9,51	747,76	11,23
3	632,63	8,02	664,31	9,58
4	706,63	15,86	739,28	14,56
5	729,67	13,95	745,21	12,99
6	896,47	9,91	931,55	10,96
7	719,50	11,90	741,48	12,37
8	944,24	14,91	1017,71	14,08
9	695,62	15,84	739,52	16,05
10	622,20	10,01	637,58	18,35
11	555,30	8,69	582,24	8,20
12	701,08	9,94	735,74	11,47
13	702,62	16,05	707,21	18,57
14	732,99	12,44	731,94	13,13
15	888,17	11,35	921,94	10,81

3.2.2. Distância média da floresta em relação à rede hidrográfica

Os resultados obtidos para a distância média dos fragmentos de floresta em relação à rede hidrográfica estão representados na tabela 5.

Tabela 5. Distância média da floresta em relação à rede hidrográfica de cada microbacia em estudo.

Microbacia	Distância Média (m)
1	58,35 ± 56,02
2	39,26 ± 39,83
3	35,34 ± 45,07
4	91,51 ± 71,81
5	169,69 ± 168,50
6	110,44 ± 125,08
7	123,07 ± 110,33
8	99,66 ± 84,11
9	85,66 ± 87,17
10	42,17 ± 36,24
11	57,96 ± 55,61
12	29,3 ± 26,25
13	74,77 ± 71,40
14	82,24 ± 79,46
15	148,10 ± 116,33

3.2.3. Área total de mata nativa

Os resultados obtidos para a área total de mata nativa na microbacia e na rede hidrográfica estão representados na tabela 6.

Tabela 6. Área total de mata nativa em cada microbacia em estudo e na faixa de 30 metros em torno da rede hidrográfica.

ID	Floresta na microbacia (ha)	Floresta em torno da rede hidrográfica (ha)
1	18,29	7,83
2	58,93	31,18
3	27,94	17,62
4	30,77	7,91
5	92,07	21,35
6	64,88	24,55
7	103,55	25,53
8	410,70	99,29
9	157,13	47,22
10	67,74	30,47
11	252,16	97,30
12	24,95	14,86
13	128,37	41,92
14	141,03	46,58
15	94,87	15,73

3.2.4. Índice do maior fragmento

Os resultados obtidos para o índice de maior fragmento em cada microbacia e na rede hidrográfica de cada microbacia em estudo estão representados na tabela 7.

Tabela 7. Índice do maior fragmento em cada microbacia em estudo e na faixa de 30 metros em torno da rede hidrográfica. IMF= índice de maior fragmento.

Microbacia	IMF na Microbacia (%)	IMF na faixa em torno da rede Hidrográfica (%)
1	1,76	4,71
2	17,56	44,93
3	2,82	8,51
4	4,32	5,49
5	23,68	76,63
6	12,02	21,13
7	14,10	7,86
8	33,02	46,03
9	26,93	37,22
10	26,32	80,14
11	21,53	31,62
12	24,32	52,85
13	43,91	49,67
14	18,57	11,50
15	11,86	3,94

3.2.5. Classes de solo predominantes

Os resultados obtidos para as classes de solo predominantes na microbacia e na faixa de 30 metros em torno da rede hidrográfica estão representados na tabela 8.

Tabela 8. Proporção das classes de solo predominantes na microbacia e na faixa de 30 metros em torno da rede hidrográfica.

Microbacia	Latossolos Vermelhos-Amarelos		Podzólicos Avermelhados-Amarelos		Solos Litólicos		Areias Quartzosas		Latossolos Roxos		Latossolos Vermelho Escuros	
	Microbacia	Rede	Microbacia	Rede	Microbacia	Rede	Microbacia	Rede	Microbacia	Rede	Microbacia	Rede
1	3,16	1,1	68,77	78,40	28,06	20,53	0,00	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00
2	0,00	0,0	85,88	91,79	0,00	0,00	12,09	8,2	0,00	0,00	0,00	0,00
3	0,00	0,0	100,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00
4	0,00	0,0	57,93	85,40	39,13	14,59	2,95	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00
5	29,26	37,0	31,29	59,05	25,34	4,07	0,00	0,0	14,11	0,28	0,00	0,00
6	83,20	83,0	0,00	0,00	14,73	14,11	0,00	0,0	1,56	2,66	0,00	0,00
7	0,00	0,0	0,23	0,92	18,43	9,61	0,00	0,0	71,99	80,36	9,34	9,10
8	38,03	42,0	0,00	0,00	31,07	32,34	0,00	0,0	1,97	5,28	26,87	20,26
9	0,00	0,0	21,52	18,32	16,97	9,79	0,00	0,0	59,84	72,14	1,68	0,00
10	57,68	15,0	0,44	1,81	41,79	82,88	0,00	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00
11	12,78	6,3	48,88	56,29	38,33	37,45	0,00	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00
12	0,00	0,0	99,4	100,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00
13	5,91	0,0	0,48	1,54	19,86	14,73	0,00	0,0	73,74	80,30	0,00	3,14
14	37,37	0,0	0,00	33,34	31,42	16,47	0,00	0,0	0,11	39,63	0,00	10,51
15	21,08	52,0	38,01	0,00	21,08	47,92	0,00	0,0	52,23	0,34	0,00	0,00
Média	19,23	16,0	36,86	41,79	21,75	20,30	1,00	0,5	18,37	18,73	2,53	2,87
Desv.Padrão	25,43	26,0	38,03	41,21	13,93	22,30	3,16	2,1	29,37	32,13	7,15	5,92

3.3. Variáveis limnológicas da água

As tabelas abaixo referem-se às variáveis limnológicas da água obtidas em trabalho de campo e em laboratório na estação chuvosa (Tabela 9 e 10) e na estação seca (Tabela 11 e 12).

Tabela 9. Variáveis limnológicas da água obtidas em trabalho de campo em cada microbacia em estudo, na estação chuvosa.

Microbacia	pH	Temperatura (°C)	Condutividade Elétrica (µS/cm)	Turbidez (UNT)	Profundidade do Canal (m)	Largura do Canal (m)
1	6,5	25,3	80,0	5	0,45	2,00
2	7,8	23,3	200,0	8	0,10	2,4
3	6,9	27,2	120,0	226	0,73	3,3
4	7,6	21,6	540,0	54	0,11	3,75
5	7,4	26,0	210,0	4	0,12	1,34
6	7,5	21,8	30,0	5	0,16	1,50
7	7,1	25,7	40,0	2	0,32	5,00
8	7,8	21,2	30,0	30	0,25	3,10
9	6,7	23,7	60,0	3	0,15	1,30
10	7,8	23,3	200,0	8	0,10	2,40
11	7,2	24,8	20,0	11	0,21	4,10
12	7,4	28,8	80,0	12	0,34	12,25
13	6,4	22,6	50,0	8	0,06	1,40
14	6,8	26,9	40,0	25	0,12	2,25
15	7,3	22,5	10,0	14	0,30	2,10
Média	7,2	24,31	114,0	27,67	0,23	3,21
Desv. Padrão	0,4	2,29	136,2	56,55	0,18	2,73

Tabela 10. Variáveis limnológicas da água obtidas em laboratório para cada microbacia em estudo na estação chuvosa. P-PO₄=fósforo na forma de ortofosfato; P-Dissolvido= fósforo total dissolvido; P-Total= fósforo total; N-Orgânico Total= nitrogênio orgânico total; N-NO₂= nitrogênio na forma de nitrito; N-NO₃= nitrogênio na forma de nitrato; N-NH₃= nitrogênio na forma de Amônia.

Microbacia	P-PO4 (µg.L ⁻¹)	P-Dissolvido (µg.L ⁻¹)	P-total (µg.L ⁻¹)	N-orgânico total (mg.L ⁻¹)	N-NO2 (µg.L ⁻¹)	N-NO3 (µg.L ⁻¹)	N-NH3 (µg.L ⁻¹)	Material em Suspensão (mg)
1	5,0	5,0	18,01	0,168	5,00	5,00	5,0	0,4
2	5,0	5,0	5,00	0,364	5,05	57,90	5,0	0,3
3	5,0	5,0	5,00	0,112	5,00	32,67	5,0	1,0
4	5,0	5,0	5,00	0,434	5,00	5,00	5,0	0,3
5	5,0	5,0	5,00	0,378	5,00	41,36	5,0	0,1
6	5,0	5,0	5,00	0,084	5,00	39,33	5,0	0,2
7	5,0	5,0	5,00	0,406	5,00	15,07	5,0	0,4
8	5,0	5,0	41,26	0,336	5,00	14,67	5,0	0,4
9	5,0	5,0	5,00	0,000	5,00	25,89	5,0	0,2
10	5,0	5,0	5,00	0,140	5,00	541,80	5,0	0,3
11	5,0	5,0	5,00	0,420	5,00	116,70	5,0	0,3
12	5,0	5,0	11,56	0,308	25,25	72,90	5,0	0,2
13	5,0	5,0	5,00	0,196	5,00	232,10	5,0	0,2
14	5,0	5,0	5,00	0,364	5,00	28,11	5,0	0,5
15	5,0	5,0	5,00	0,168	5,00	5,00	5,0	0,2
Média	5,0	5,0	8,72	0,259	6,35	82,23	5,0	0,3
Desv. Padrão	0,0	0,0	9,70	0,141	5,22	140,04	0,0	0,2

*o limite de detecção do espectrofotômetro é de 5 µg.L⁻¹.

Pode-se destacar alguns valores obtidos nas análises das amostras de água em algumas microbacias, que foram mais altos em relação as demais microbacias. A microbacia 3 apresentou um valor bem mais alto para turbidez, 226 UNT, e também apresentou valores mais altos para nitrato, 32,670 $\mu\text{g.L}^{-1}$. O mesmo ocorreu para as microbacias 14 e 8, e esta última também apresentou valores mais altos de fósforo total. Além da microbacia 8, as microbacias 1 e 12 apresentaram valores mais altos de fósforo, sendo que a microbacia 12 também apresentou valores de N-NO_2 e N-NO_3 mais altos. As microbacias 10, 11 e 13 apresentaram os maiores valores para N-NO_3 , 541,800 $\mu\text{g.L}^{-1}$; 116,700 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 232,100 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente.

Tabela 11. Variáveis limnológicas da água obtidas em trabalho de campo em cada microbacia em estudo na estação seca.

Microbacia	pH	Temperatura (°C)	Condutividade Elétrica ($\mu\text{S/cm}$)	Turbidez (UNT)	Profundidade do canal (cm)	Largura do canal (m)
1	6,5	11,1	48,0	65	20,0	2,7
2	7,5	10,6	176,0	7	32,0	2,9
3	6,6	9,4	89,0	19	60,0	3,3
4	6,8	16,7	53,0	31	1,1	2,7
5	6,3	13,1	24,0	3	38,0	1,6
6	5,6	12,2	16,0	2	20,0	2,6
7	6,8	16,3	24,0	2	24,0	3,5
8	6,5	17,8	22,0	3	10,0	2,2
9	6,3	11,2	36,0	4	3,0	1,6
10	7,3	15,0	172,0	5	7,0	2,75
11	7,1	9,3	503,0	65	12,0	2,0
12	6,9	9,8	178,0	34	11,0	1,4
13	6,7	12,7	46,0	0	16,0	1,2
14	6,8	16,8	26,0	130	5,0	3,0
15	6,6	13,7	11,0	3	26,0	2,1
Média	6,6	13,0	94,9	24,8	19,0	2,3
Desv. Padrão	0,4	2,8	128,0	36,5	15,6	0,7

Tabela 12. Variáveis limnológicas da água obtidas em laboratório para cada microbacia em estudo na estação seca. P-PO₄=fósforo na forma de ortofosfato; P-Dissolvido= fósforo total dissolvido; P-Total= fósforo total; N-Orgânico Total= nitrogênio orgânico total; N-NO₂= nitrogênio na forma de nitrito; N-NO₃= nitrogênio na forma de nitrato; N-NH₃= nitrogênio na forma de Amônia.

Microbacia	P-PO ₄ (µg.L ⁻¹)	P-Dissolvido (µg.L ⁻¹)	P-total (µg.L ⁻¹)	N- Orgânico total (mg.L ⁻¹)	N-NO ₂ (µg.L ⁻¹)	N-NO ₃ (µg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (µg.L ⁻¹)	Material em Suspensão (g)
1	73,61	76,71	73,52	0,06	5,00	105,90	5	0,04
2	75,82	75,65	65,88	0,03	5,00	165,70	5	0,34
3	75,10	79,07	51,90	0,24	7,13	27,38	5	0,13
4	75,54	77,94	5,00	0,14	5,00	14,78	5	0,18
5	78,36	81,97	9,97	0,04	5,00	135,20	5	0,36
6	74,88	75,90	5,00	0,06	5,00	97,28	5	0,12
7	72,79	76,95	64,89	0,18	5,00	131,20	5	0,01
8	75,65	79,86	7,27	0,42	5,00	137,80	5	0,05
9	68,42	76,18	5,00	0,21	5,00	152,00	5	0,08
10	71,71	80,25	79,07	0,15	5,00	618,10	5	0,02
11	84,07	97,05	87,21	0,24	5,00	198,60	5	0,01
12	74,80	84,37	91,11	0,14	5,30	149,20	5	0,24
13	75,16	75,80	87,93	0,15	5,00	129,50	5	0,06
14	74,26	75,77	72,90	0,08	5,00	127,70	5	0,00
1026	70,53	73,63	72,56	0,34	5,00	158,20	5	0,07
Média	74,71	79,14	51,95	0,17	5,16	156,57	5	0,11
Desv. Padrão	3,54	5,70	34,71	0,11	0,55	136,50	0	0,12

*o limite de detecção do espectrofotômetro é de 5 µg.L⁻¹

Os valores obtidos na estação seca foram maiores comparados aos valores obtidos na estação chuvosa. Pode-se destacar alguns valores que foram diferentes entre as microbacias. As microbacias 4, 5, 6, 8 e 9 foram as microbacias que apresentaram valores menores de fósforo total. As microbacias 5, 4 apresentaram os menores valores de nitrato, e a microbacia 10 apresentou um valor bem mais alto que todas as demais (618,10 µg.L⁻¹). Em relação ao material em suspensão, as microbacias que apresentaram valores mais elevados foram a 2, 5 e 12.

3.4. Análise Estatística

3.4.1. Regressão Linear Múltipla

Os resultados que foram significativos da análise de regressão linear múltipla na microbacia estão representados na Tabela 13. O modelo para a variável nitrato na estação chuvosa (NO₃C, p<0,001) apresentou um valor de R = 0,96, indicando que 96% da variação de nitrato está sendo explicada pelas variáveis do modelo. NO₃C apresentou relação

inversamente proporcional com as variáveis ALT_M, FM, PM e L_T_M, e direta com IMFM e LV_M. Ou seja, terrenos mais altos com maior presença de florestas, pastagens e solos litólicos tendem a apresentar menor concentração de nitrato na água, enquanto que áreas com presença de latossolos e com menor fragmentação apresentam maiores concentrações de nitrato nos riachos. Na estação seca o modelo do nitrato também foi significativo com $p=0,007$ e $R=0,57$, apresentando relação diretamente proporcional com IMFM e indiretamente proporcional com DCVM. Isto é, áreas mais declivosas apresentam menos nitrogênio na água e, assim como na estação chuvosa, as áreas com florestas menos fragmentadas apresentam maiores concentrações de nitrogênio.

Outro modelo significativo foi TUS, com $p=0,002$ e um valor $R=0,79$, ou seja, com 79% de explicação. O modelo apresentou relação diretamente proporcional com FM e PM e indiretamente proporcional com IMFM e ARM. Neste caso as áreas com mais floresta e mais pastagens apresentam águas mais turvas, em contrapartida, áreas com menos fragmentação florestal e solos arenosos apresentam águas menos turvas.

A variável material em suspensão foi significativa apenas na estação seca, e apresentou relação diretamente proporcional com PVM, indicando que este tipo de solo contribui para o aumento da entrada de material em suspensão. A variável PTS apresentou resultado próximo de significativo ($p=0,062$) e relação indiretamente proporcional com DCVM, indicando que áreas mais declivosas apresentam menos fósforo na água.

Tabela 13. Análise de regressão linear múltipla entre as variáveis da água e as variáveis de estrutura da paisagem na microbacia.

Variável dependente	Regressão				R	P
MSS	4,95E-04	0,0002668	PODZVER_M		0,28	0,044
NO ₃ C	1,55	-0,38843	ALT _M -0,29211 FM -0,26894 PM +0,47477 IMFM +0,20123 LV _M -0,22931 L _T _M		0,96	<0,001
NO ₃ S	2,08	-0,20822	DCVM +0,29904 IMFM		0,57	0,007
PTS	51,95	-17,128	DCVM		0,24	0,062
TUS	1,02	+0,52868	FM +0,32086 PM -0,35308 IMFM -0,59119 ARM		0,79	0,002

Os resultados que foram significativos na análise de regressão linear múltipla na rede hidrográfica estão representados na Tabela 14. Os modelos MSS e NO₃C tiveram valor $p<0,001$. MSS apresentou um valor R de 0,78, indicando que 78% da variação de MSS é explicada pelas variáveis selecionadas pelo modelo. O modelo apresentou relação diretamente proporcional com IMFR e indiretamente proporcional com LTR e ARR, ou seja, o aumento da floresta e a diminuição da fragmentação tendem a aumentar a quantidade de material em

suspensão, enquanto que a presença de solos litólicos e arenosos na rede hidrográfica tendem a diminuir a quantidade de material em suspensão.

NO₃C apresentou um valor R elevado (R= 0,59) para a relação positiva com FR, ou seja, o aumento da floresta na rede está relacionado com o aumento na concentração de NO₃C. NO₃S também apresentou relação diretamente proporcional com FR e com LTR, indicando que, assim como na estação chuvosa, na estação seca a presença da floresta na rede está relacionada com o aumento de NO₃S na água e, também a presença de solos litólicos.

Outro modelo significativo foi TUS, que apresentou relação diretamente proporcional com solos podzólicos, ou seja, a presença destes solos na zona ripária influenciam o aumento da turbidez na água.

Tabela 14. Análise de regressão linear múltipla entre as variáveis da água e as variáveis de estrutura da paisagem na rede hidrográfica.

Variável dependente	Regressão						R	P	
MSS	4,95E-04	2,214e-04	IMFR	-3,636e-04	LTR	-2,099e-04	ARR	0,78	<0,001
NO3C	1,55	0,44007	FR					0,59	<0,001
NO3S	2,08	0,19945	FR	+0,15238	LTR			0,55	0,007
TUS	1,02	0,3929	PVR					0,40	0,011

3.4.2. Análise de Agrupamento

A análise de agrupamento das microbacias gerou três grupos em função do uso predominante na microbacia: pastagem (GP), floresta (GF) e cana-de-açúcar (GC)(Figura9).

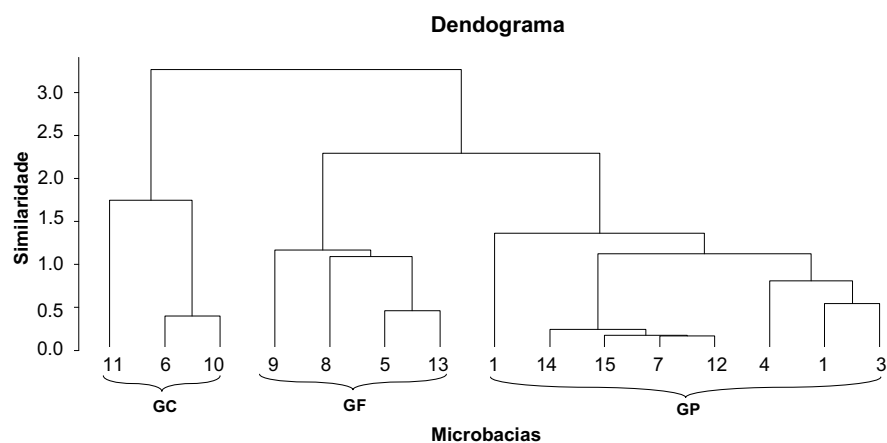


Figura 9. Dendrograma dos grupos de microbacias segundo o uso do solo predominante. GC=grupo com predomínio de cana-de-açúcar; GF = grupo com predomínio de floresta; GP= grupo com predomínio de pastagem.

A partir do dendrograma da figura 9 observamos que as microbacias com predomínio de cana-de-açúcar foram #11, #6 e #10, com predomínio de floresta as microbacias #9, #8, #5 e #13 e com predomínio de pastagem as microbacias #2, #14, #15, #7, #12, #4, #1 e #3. Esta classificação será utilizada posteriormente para verificar a diferença entre as características limnológicas da água entre estes grupos.

3.4.3. Teste de Kruskal-Wallis

A partir dos grupos gerados na análise de agrupamento, foram realizados testes de Kruskal-Wallis entre os grupos de microbacias e as variáveis limnológicas da água. Os resultados obtidos estão representados na tabela 15.

Tabela 15. Resultado do teste de Kruskal-Wallis entre as variáveis limnológicas da água nas duas estações e os grupos de microbacias.

Variável dependente	chi-squared	P
MSC	3,074	0,215
MSS	1,291	0,524
NO ₃ C	4,037	0,116
NO ₃ S	1,741	0,418
NTC	0,687	0,709
NTS	0,416	0,812
PTC	0,900	0,637
PTS	0,868	0,647
TUC	1,519	0,467
TUS	3,714	0,156

Os resultados desta análise não foram significativos para nenhuma das variáveis analisadas, e os valores de *P* apresentaram valores bem acima do nível de significância.

3.4.4. Comparação das variáveis limnológicas entre os grupos de microbacias

A partir dos grupos gerados pela análise de agrupamento, foram realizados gráficos *boxplot* entre os grupos de microbacias e entre as variáveis limnológicas da água. Os gráficos foram gerados em conjunto com os testes de Kruskal-Wallis para melhor visualizar as possíveis diferenças nas variáveis analisadas. Os gráficos foram gerados para as duas estações separadamente e estão representados nas figuras de 9 a 19. O ponto central da caixa indica a mediana do conjunto de dados. A parte inferior da caixa é delimitada pelo quartil inferior e a parte superior pelo quartil superior. As hastes inferiores e superiores indicam as menores e maiores observações, respectivamente.

Os gráficos de fósforo total (Figuras 10 e 11) mostram que os níveis de fósforo na água foram maiores para as microbacias com predominância de floresta em relação aos demais usos, na estação chuvosa quando este elemento é normalmente diluído pelo maior volume de água. Na estação seca, no entanto, apesar de os níveis de fósforo das microbacias com floresta terem aumentado cerca de duas vezes, os níveis deste elemento nas microbacias com cana-de-açúcar e pastagem apresentaram as maiores concentrações. Este resultado parece revelar o papel da floresta como regulador dos níveis deste nutriente ao longo das estações, enquanto que nas áreas de cultivo e pastagem existe maior lixiviação e aumento da concentração na água dos riachos.

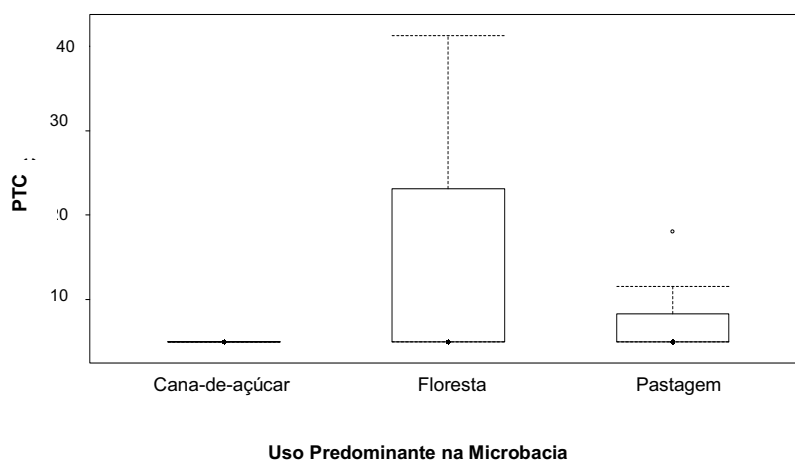


Figura 10. Valores médios, quartis de 25% e 75% e valores mínimos e máximos de fósforo total nas microbacias com redominância de cana-de-açúcar, floresta e pastagem na estação chuvosa.

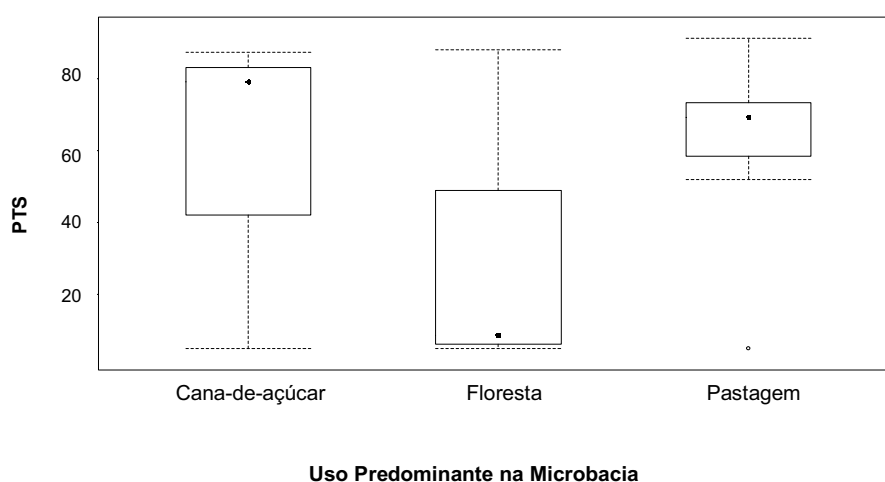


Figura 11. Valores médios, quartis de 25% e 75% e valores mínimos e máximos de fósforo total nas microbacias com redominância de cana-de-açúcar, floresta e pastagem na estação seca.

Os gráficos de nitrogênio total (Figuras 12 e 13) mostram que as concentrações de nitrogênio na água foram maiores nas microbacias com predomínio de pastagem e floresta na estação chuvosa. Na estação seca as concentrações de nitrogênio nas microbacias com floresta foi mantido, enquanto que nas microbacias com pastagem e cana-de-açúcar as concentrações diminuíram. Estes resultados, assim como encontrado para fósforo, revelam a floresta como regulador das concentrações de nitrogênio ao longo das estações, enquanto que nas áreas de pastagem e cultivo o mesmo não ocorre devido a maior lixiviação e aumento na vazão dos riachos.

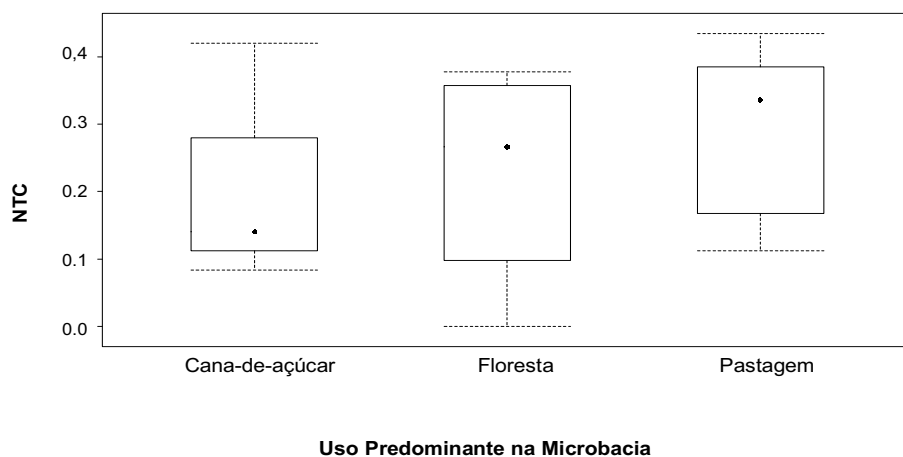


Figura 12. Valores médios, quartis de 25% e 75% e valores mínimos e máximos de nitrogênio total nas microbacias com redominância de cana-de-açúcar, floresta e pastagem na estação chuvosa.

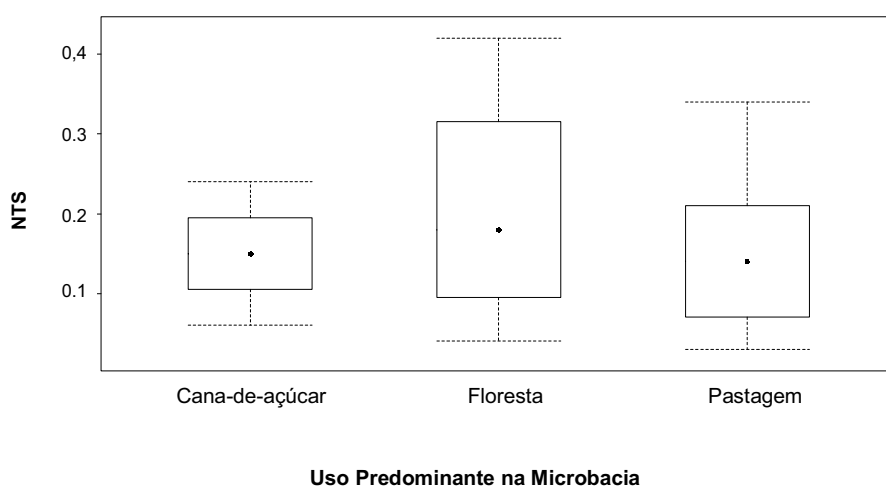


Figura 13. Valores médios, quartis de 25% e 75% e valores mínimos e máximos de nitrogênio total nas microbacias com redominância de cana-de-açúcar, floresta e pastagem na estação seca.

Os gráficos de nitrato (Figuras 14 e 15) mostram que as concentrações de nitrato foram maiores nas microbacias com predomínio de cana-de-açúcar em ambas as estações. Nas microbacias com pastagem as concentrações de nitrato foram maiores na estação seca, onde a diluição deste elemento é menor devido ao menor volume de água e, nas microbacias com floresta as concentrações de nitrato foram mantidos nas duas estações. Estes resultados mostram novamente o papel da floresta como regulador das concentrações de nutrientes ao longo das estações, enquanto que nas áreas de cultivo, provavelmente pela adubação do solo e uso de pesticidas, as concentrações de nitrato foram maiores.

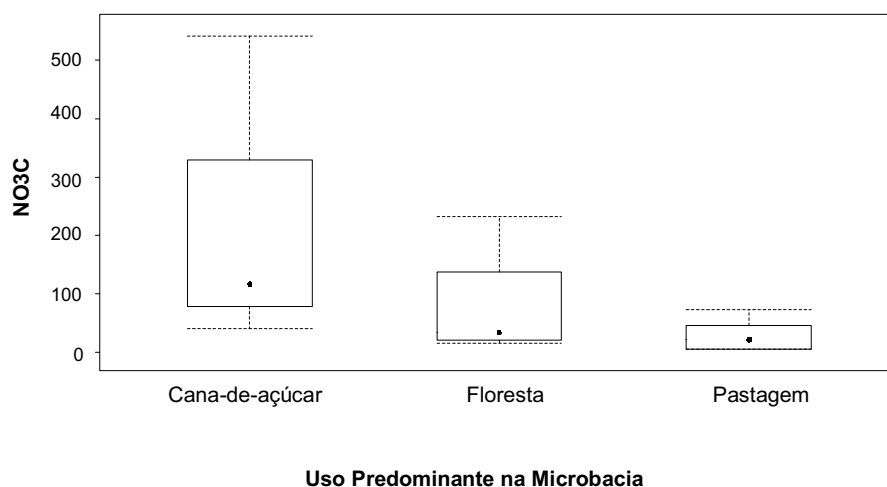


Figura 14. Valores médios, quartis de 25% e 75% e valores mínimos e máximos de nitrato nas microbacias com redominância de cana-de-açúcar, floresta e pastagem na estação chuvosa.

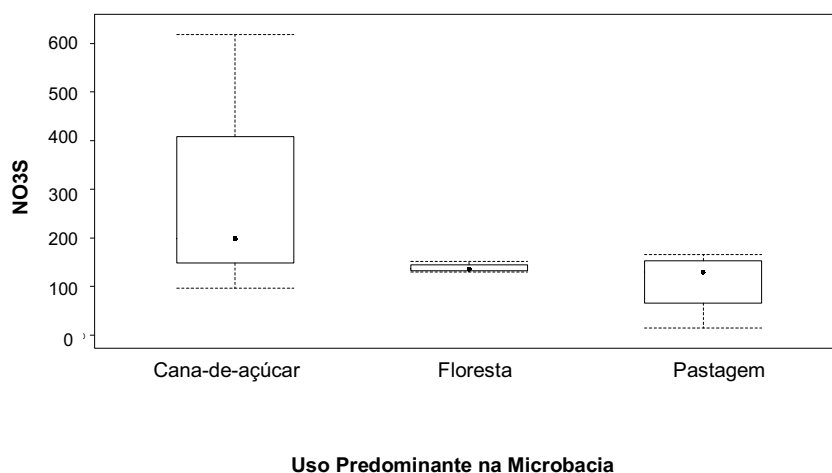


Figura 15. Valores médios, quartis de 25% e 75% e valores mínimos e máximos de nitrato nas microbacias com redominância de cana-de-açúcar, floresta e pastagem na estação seca.

Os gráficos de material em suspensão (Figuras 16 e 17) mostram que as quantidades de material em suspensão foram maiores na estação chuvosa do que na estação seca, quando normalmente o fluxo de água é maior e movimenta o substrato dos riachos. Na estação chuvosa as microbacias com predomínio de pastagem apresentaram as quantidades de material em suspensão maiores, enquanto que nas microbacias com cultivo e floresta as quantidades foram iguais. Na estação seca as quantidades de material em suspensão nas áreas de florestas foram quase iguais às das áreas de pastagem e nas áreas de cultivo as quantidades foram menores.

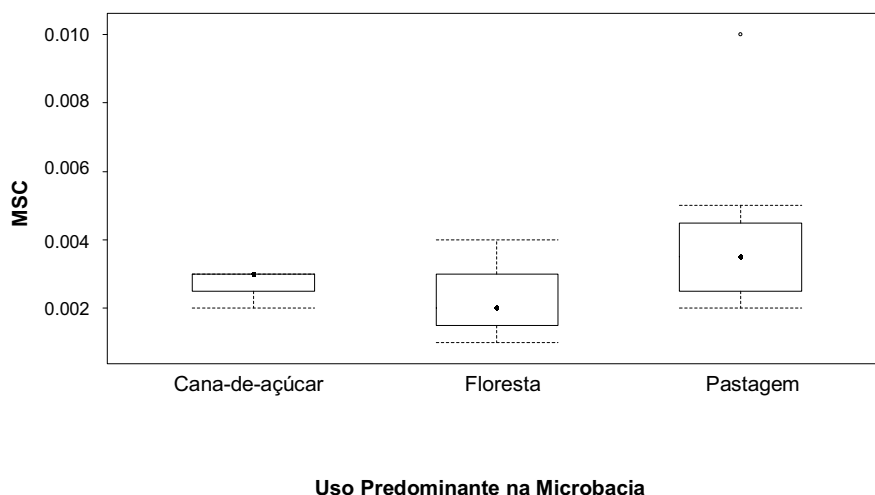


Figura 16. Valores médios, quartis de 25% e 75% e valores mínimos e máximos de material em suspensão nas microbacias com redominância de cana-de-açúcar, floresta e pastagem na estação chuvosa.

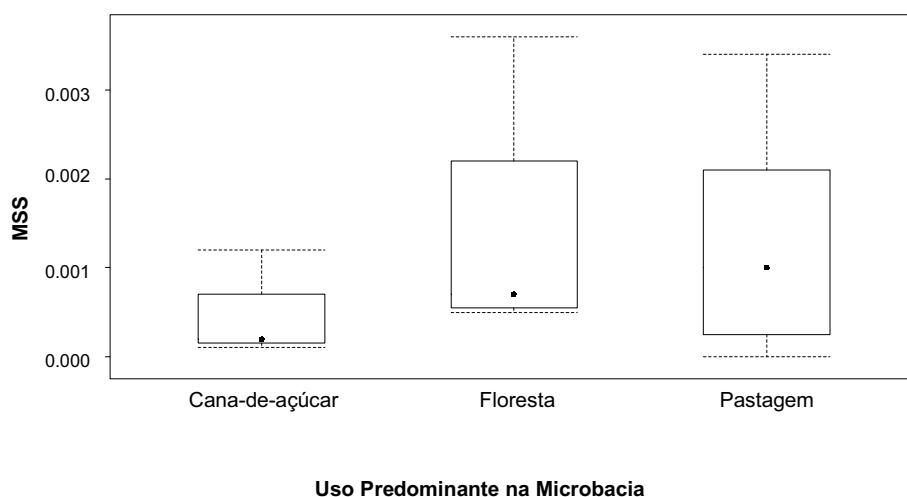
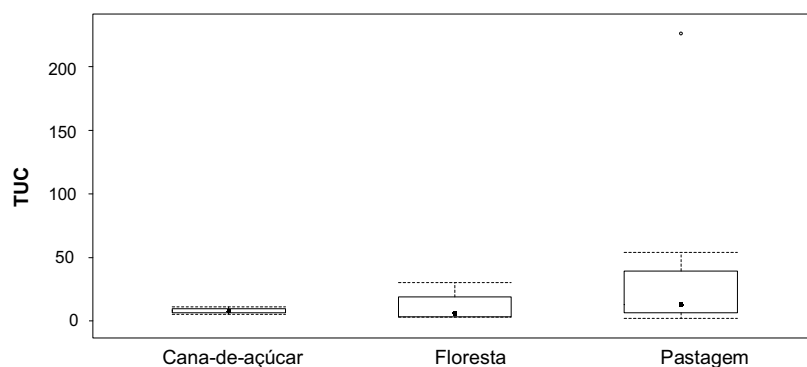


Figura 17. Valores médios, quartis de 25% e 75% e valores mínimos e máximos de material em suspensão nas microbacias com redominância de cana-de-açúcar, floresta e pastagem na estação seca.

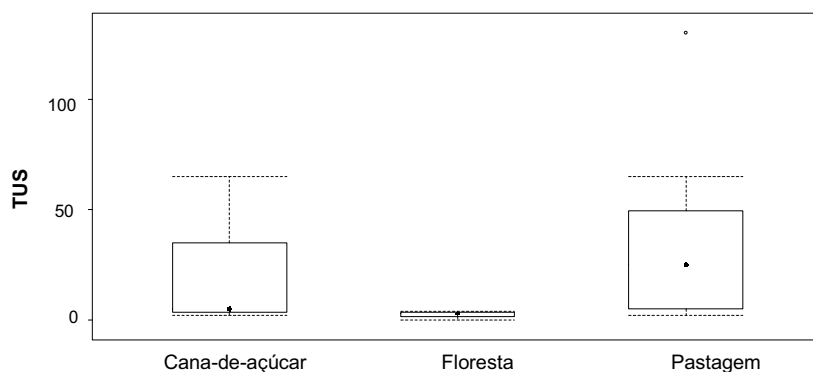
Os gráficos de turbidez (Figuras 18 e 19) mostram que os valores de turbidez na estação chuvosa foram maiores nas microbacias com predomínio de pastagem, quando normalmente o fluxo de água é maior e o transporte de sedimentos pela água é maior, que torna a quantidade de material em suspensão e os valores de turbidez menores. Na estação seca, no entanto, os valores de turbidez nas áreas de pastagem foram mantidos, enquanto que nas áreas de cultivo os valores aumentaram e nas áreas de floresta diminuíram. Estes resultados revelam que mesmo quando o fluxo de água é maior os valores de turbidez

continuam maiores nas áreas de pastagem, e quando o fluxo de água é mais lento e os sedimentos tendem a se acumularem os valores de turbidez aumentam nas áreas de cultivo. Já nas áreas de floresta os valores de turbidez permaneceram menores mesmo na estação seca onde o fluxo de água é mais lento.



Uso Predominante na Microbacia

Figura 18. Valores médios, quartis de 25% e 75% e valores mínimos e máximos de turbidez nas microbacias com redominância de cana-de-açúcar, floresta e pastagem na estação chuvosa.



Uso Predominante na Microbacia

Figura 19. Valores médios, quartis de 25% e 75% e valores mínimos e máximos de turbidez nas microbacias com redominância de cana-de-açúcar, floresta e pastagem na estação seca.

A partir dos gráficos gerados, podemos observar que não houve diferença estatística entre os grupos de uso predominante na microbacia em nenhuma das variáveis limnológicas analisadas, confirmando os resultados dos testes de Kruskal-Wallis. Apesar disso, podemos observar uma diferença nos valores das variáveis entre os grupos, comentadas acima.

3.4.5. Gráfico *Biplot*

A partir das porcentagens de uso predominante na microbacia e na rede hidrográfica e das variáveis limnológicas da água foi realizado um gráfico *biplot* (Figura 20).

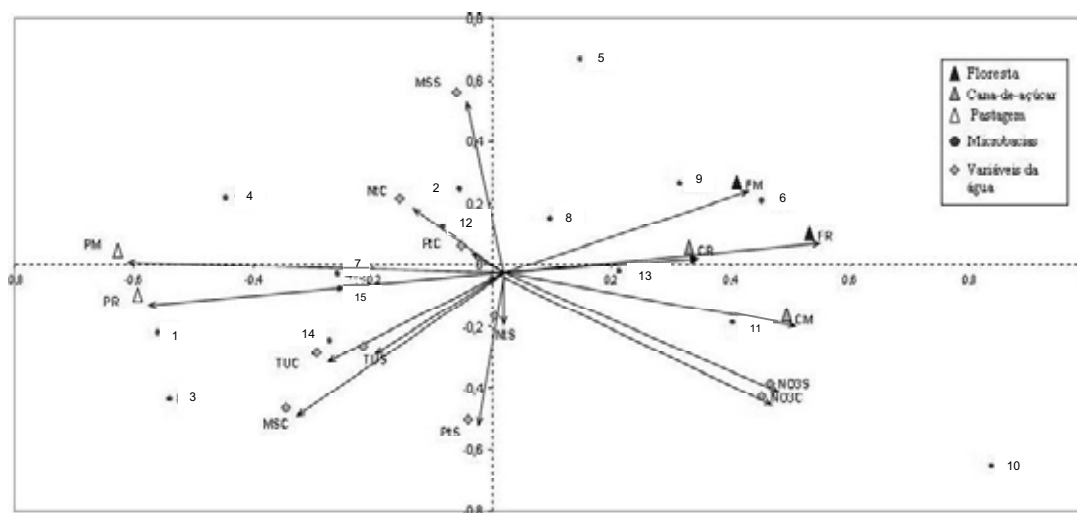


Figura 20. Gráfico Biplot entre as variáveis limnológicas da água (Tabela 1) nas estações chuvosa e seca, e entre as porcentagens de principais usos do solo na microbacia e na rede hidrográfica.

Com base no gráfico, podemos observar que a variável limnológica nitrato está relacionada com as microbacias que possuem predominância de uso do solo de cana-de-açúcar e um pouco relacionada com as que possuem floresta nas escalas de rede hidrográfica e da microbacia. As microbacias com predomínio de pastagem estão mais relacionadas com as variáveis material em suspensão e turbidez, mas também demonstram um pouco de relação com nitrogênio e fósforo total. Estes resultados podem ser explicados pela adubação nas áreas de plantio e maior perda de solos (processos erosivos em áreas de pastagem). Já as microbacias com predomínio de floresta não apresentam relação com as variáveis, exceto nitrato, com a qual apresenta uma pequena relação, demonstrando que estas áreas possuem

menor concentração de nutrientes e menores níveis de turbidez e material em suspensão. Isto pode ser observado em ambas as estações e na escala de microbacia e rede hidrográfica.

As figuras abaixo ilustram alguns dos resultados obtidos a partir do gráfico. As microbacias #1, #4, #14 e #15 possuem pastagem como uso predominante e apresentaram relação com turbidez e material em suspensão (Figuras 21 a 24). A microbacia #9 (Figura 25) possui predomínio de floresta e não apresentou relação com as variáveis analisadas. A microbacia #11 (Figura 26) possui alta porcentagem de floresta, entretanto seu uso predominante é a cana-de-açúcar, por esta razão, apesar do seu entorno apresentar bastante floresta, ficou relacionada com a variável nitrato.



Figura 21. Presença de sedimentos em suspensão em trecho da microbacia #1, Corumbataí, SP.



Figura 22. Presença de sedimentos em suspensão em trecho da microbacia #4, Itirapina, SP.



Figura 23. Entorno com pastagem e crescimento de plantas aquáticas no trecho da microbacia #14, Charqueada, SP.



Figura 24. Entorno com pastagem em trecho da microbacia #15, Analândia, SP.



Figura 25. Trecho florestado da microbacia #9, Ipeúna, SP.



Figura 26. Trecho florestado da microbacia #11, Piracicaba, SP.

4. Discussão

Relação entre a estrutura da paisagem na microbacia e a variáveis limnológicas da água

A diminuição de nitrato na estação chuvosa em áreas mais elevadas, com maior presença de florestas e pastagens com predominância de solos litólicos na microbacia, pode estar sendo influenciada pelo fato de que, a presença destes solos menos evoluídos, formados por cascalhos, pedras e matacões aliada à altitude do terreno, restringe a utilização agrícola (Oliveira et al., 1992). Desta forma nestas áreas as práticas agrícolas quando não ocorrem, ocorrem em menor proporção, sendo sua cobertura utilizada para pastagens ou pela presença de cobertura florestal. A cobertura florestal pode ser um fator que contribui para a diminuição de nitrato, pois ela irá agir como filtro, diminuindo o escoamento superficial e minimizando a quantidade de nutrientes e sedimentos carregados para os corpos d'água (TUNDISI, 2008). Já a sua relação com a presença de pastagens, pode estar relacionada ao fato de que as microbacias que apresentam maiores áreas com cobertura florestal também apresentam grandes áreas de pastagens.

A relação entre o aumento do nitrato na água e o aumento do índice de maior fragmento na microbacia e latossolos vermelho-amarelos, pode ser explicado devido as microbacias onde o índice de maior fragmento é mais elevado, também ocorre a predominância destes solos, que são solos mais evoluídos e comumente utilizados para a agricultura (Oliveira et al., 1992). Assim, podemos observar que estas áreas apresentam maior proporção de cana-de-açúcar do que em outras microbacias, provavelmente pela presença deste tipo de solo. Os fertilizantes utilizados no cultivo da cana-de-açúcar podem alcançar os corpos d'água por infiltração do solo e, principalmente, pelo escoamento superficial que é mais intenso no período de chuva e, com isso, aumentar as concentrações de nitrato na água (Naiman et al, 2005). Outro fator que pode contribuir para este aumento é a queimada das folhas de cana, que é uma prática muito utilizada neste tipo de plantação (TUNDISI, 2008).

Na estação seca, o nitrato também apresentou relação com índice de maior fragmento, sendo que esta relação pode ser explicada pelo mesmo motivo da estação chuvosa, ou seja, muitas áreas com índice de maior fragmento elevado também são áreas de plantio de cana-de-açúcar, que contribui para o aumento de nitrato na água dos riachos. Entretanto, este aumento deve-se principalmente pela infiltração do solo, já que nesta estação quase não há precipitação e, conseqüentemente, o escoamento superficial é menor (Naiman et al, 2005). Na estação seca o aumento do nitrato está relacionado também com a diminuição da declividade. Este

resultado foi similar à relação do nitrato na estação chuvosa com altitude, pois é provável que em áreas mais declivosas ocorra menos cultivo de cana-de-açúcar e, desta forma, haveria menor entrada deste nutriente na água dos riachos (Silva et al, 2007). A relação entre o uso do solo e o aumento de nitrato na água já foi observada em outros trabalhos (Johnes & Heathwaite, 1997; Buck et al, 2003; Houser et al, 2006).

Outra variável que apresentou relação com a variação da paisagem foi turbidez na estação seca. Seu aumento está relacionado à presença de cobertura florestal e pastagem enquanto que o índice de maior fragmento e areias quartzozas estão relacionadas à sua diminuição. Como discutido anteriormente, as microbacias com predominância de cobertura florestal também possuem áreas de pastagem. Isto mostra que a floresta está fragmentada, ou seja, os riachos devem possuir trechos desflorestados, que aumentam a incidência de luz. O aumento na incidência de luz e da temperatura por sua vez, aumentam a produtividade primária nos riachos (Allan & Castillo, 2007) e podem aumentar a turbidez da água. A relação da turbidez com áreas de pastagem ou em áreas de atividade agrícola foi encontrada por Buck et al. (2003) e Harding (1999). Reforçando isso, a diminuição de turbidez na estação seca está relacionada ao aumento de índice de maior fragmento, ou seja, da diminuição da fragmentação florestal. Isto é, as áreas com florestas menos fragmentadas possuem menos trechos de riachos com alta incidência de luz e menor produtividade primária e, conseqüentemente, uma turbidez mais baixa. Além disso, solos arenosos também apresentaram menores valores de turbidez. Como durante a estação seca a precipitação é bem baixa, o fluxo de água também é lento e o solo erodido fica sedimentado no fundo dos rios, por isso a turbidez é mais baixa nesta estação.

Material em suspensão na estação seca apresentou relação com solos podzólicos avermelhados-amarelos. Este tipo de solo é argiloso, ou seja, é evoluído, por isso o predomínio deste tipo de solo contribui para que o material em suspensão seja mais elevado, mesmo na estação seca. Também por este tipo de solo ser encontrado em relevo mais acidentado, que os tornam mais suscetíveis à erosão e, pelo uso para práticas agrícolas, principalmente culturas permanentes (Oliveira, J. B. et al, 1992). Fósforo total na estação seca apresentou relação marginalmente significativa com declividade média na microbacia. Este resultado pode ser similar ao encontrado para o nitrato na estação seca, indicando que as concentrações elevadas de fósforo total na água podem estar relacionadas ao uso de fertilizantes e agrotóxicos utilizados em plantações, que alcançam os corpos d'água pelo escoamento superficial e pela infiltração do solo.

As relações entre as concentrações de nitrogênio e fósforo total em microbacias com atividade agrícola e pecuária são citadas na literatura (Quinn e Stroud, 2002; Tong e Chen, 2002). Entretanto, neste trabalho o nitrogênio total não apresentou relação significativa com nenhuma variável. Este resultado pode ter ocorrido, pois o aumento das concentrações de nitrogênio total, em sua maioria, é atribuído ao aumento do nitrato (Allan & Castillo, 2007). E este, por sua vez, apresentou resultados bem significativos e relações com várias características da paisagem.

Relação entre a estrutura da paisagem ripária e as variáveis limnológicas da água de riachos

Na zona ripária, o nitrato também apresentou resultados significativos nas duas estações. Em ambas, seu aumento está relacionado com o aumento da floresta ripária. Neste caso, pode estar ocorrendo a mesma situação que na microbacia. As microbacias que possuem mais florestas na zona ripária também possuem plantio de cana-de-açúcar como um uso predominante ou em grande proporção. Apesar das zonas ripárias serem conhecidas pela sua eficiência na retenção do nitrato, principalmente pelos processos de desnitrificação, assimilação e retenção pela vegetação, assim como absorção pela biota seguida do estocamento em matéria orgânica (Naiman et al, 2005), parece que neste caso a vegetação existente nestas áreas não está sendo suficiente para conter o impacto do plantio da cana-de-açúcar, aumentando assim a quantidade de nitrato carregado para os rios. Na estação seca o nitrato também apresentou que seu aumento está relacionado à presença de solos litólicos. Este solo não é um solo muito utilizado para práticas agrícolas, sendo que sua relação com o aumento do nitrato não seria muito coerente. O que ocorre é que este solo é predominante na zona ripária enquanto no restante da microbacia ocorrem outros tipos de solo mais favoráveis à plantação de cana, como solos podzólicos. Deste modo, é possível que o aumento do nitrato esteja relacionado às plantações de cana existentes na microbacia, que ocorrem nas mesmas bacias onde os solos litólicos na zona ripária são abundantes.

O material em suspensão na estação seca tem sua diminuição relacionada aos solos litólicos e arenosos. Solos litólicos são solos menos evoluídos, formados principalmente por cascalhos (Oliveira, J. B. et al, 1992) e normalmente não contribuem para o aumento de material em suspensão na água. As areias são solos mais evoluídos, entretanto, como se trata de uma estação com baixa precipitação e consequentemente com um fluxo lento, os sedimentos ficam decantados no fundo dos rios e não ocasionam aumento de material em suspensão. Sua relação com índice de maior fragmento mais altos, deve-se ao fato de que apesar de algumas microbacias apresentarem florestas menos fragmentadas, há o predomínio

de outros usos nas microbacias, principalmente cana-de-açúcar e pastagem, que podem aumentar os riscos de erosão, incidência de luz que pode elevar o material em suspensão (Scarsbrook & Halliday, 1999; Scalley & Aide, 2003; Goodwin et al, 1997; Sweeney et al, 2004). Turbidez na estação seca apresentou apenas seu aumento relacionado à presença de solos podzólicos avermelhado-amarelos. Estes solos possivelmente contribuem para o aumento de turbidez devido à sua composição argilosa e textura fina (Oliveira, J. B. et al, 1992). O nitrogênio total na rede hidrográfica também não apresentou nenhum resultado significativo.

Relação entre o uso do solo e as variáveis liminógicas da água

Observamos uma tendência na concentração maior de nutrientes como nitrato e fósforo e turbidez nos grupos com predomínio de pastagem ou cana-de-açúcar, evidenciando que alterações no uso e cobertura do solo das microbacias afetariam algumas características físicas e químicas da água, enquanto que nas microbacias com predomínio de floresta as concentrações e as variações destas características foram menores, entretanto não foi encontrado nenhum resultado significativo. Estes resultados podem ser explicados devido as microbacias em estudo serem ambientes muito heterogêneos. Estes ambientes são formados por mosaicos, onde uma mesma microbacia apresenta diversos usos do solo que podem afetar as características da água. Com base nisso, o agrupamento nos mostra de forma mais geral o estado das microbacias e como isto pode afetar as características da água dos riachos, todavia não leva em consideração a interferência que os outros usos podem ocasionar no ambiente e a situação em que a cobertura florestal se encontra. Além disso, o uso e cobertura do solo em uma microbacia pode ser bem diferente do uso e cobertura do solo da zona ripária, por isso avaliar somente o uso predominante da microbacia pode não responder as questões levantadas.

A partir do gráfico *Biplot* gerado, a diferença das variáveis limnológicas entre os diferentes usos do solo fica bastante evidente. As microbacias que possuem predomínio de uso de cana-de-açúcar foram as mais relacionadas com nitrato, nas duas estações. Isso pode ser explicado pelo possível uso de fertilizantes no solo e das queimadas das folhas de cana que podem aumentar as concentrações de nitrato nos riachos. As microbacias com predomínio de pastagem apresentaram relação com as variáveis físicas turbidez e material em suspensão. A ausência da cobertura florestal aumenta os riscos de erosão e aumento de transporte de sedimentos para os corpos d'água que, conseqüentemente, aumenta a turbidez (TUNDISI, 2008).

As microbacias que possuem predomínio de floresta como uso do solo não apresentaram relação forte com nenhuma das variáveis estudadas, apenas uma pequena relação com nitrato. Isso ocorre, provavelmente porque as microbacias que possuem maiores áreas com cobertura florestal também apresentam predomínio de cana-de-açúcar. Esse resultado indica a importância da presença da floresta em microbacias para a manutenção das características limnológicas de riachos e que a sua retirada, para a implantação de atividades antrópicas podem estar relacionadas com alterações nas características da água de riachos. Estas relações já foram encontrados em outros trabalhos (JOHNES, 1997; TONG, 2002; SILVA, 2007; LEE, 2009) e mostraram a diferença destes diferentes usos nas características da água. Isso ocorre, pois o uso inadequado do solo e as práticas agrícolas intensivas têm consequências físicas, químicas e biológicas nos ecossistemas aquáticos tanto pela retirada da floresta como pelo uso de fertilizantes e herbicidas e através de técnicas de retirada do solo, sistemas de drenagem e despejos industriais (TUNDISI, 2008).

Uso do solo e as características naturais do ambiente

As mudanças no uso e cobertura do solo são uma das características que apresentam maiores influências nas características das águas de riachos e têm sido, recentemente, realizados diversos trabalhos que evidenciam esta relação (Johnes & Heathwaite, 1997; Buck et al, 2003; Houser et al, 2006; Silva et al, 2007). Neste estudo nós expandimos esta abordagem comparando a influência destas atividades antrópicas com a influência de características da paisagem naturais da área.

Apesar de algumas características como altitude, declividade e, principalmente, o tipo de solo mostrarem relação com a variação de algumas das variáveis limnológicas estudadas, a relação desta com o uso do solo mostrou-se mais determinante. Isso ocorre, pois estas características são importantes para a definição do tipo de atividade que pode ser desenvolvido na área. Assim, quando ocorrem solos mais férteis também ocorrem práticas agrícolas, que contribuem para a entrada de nutrientes na água, e quando ocorrem solos menos férteis encontra-se maior proporção de pastagens, que por sua vez, podem aumentar os riscos de erosão e elevar a quantidade de material em suspensão e a turbidez. Outro fato encontrado foi que, muitas microbacias que possuíam florestas mais conservadas parecem, ainda assim, não conter os efeitos destas alterações da paisagem. Isso ocorreu com as variações de nitrato em áreas com maior porcentagem de plantação de cana-de-açúcar, mesmo com florestas um pouco mais conservadas.

5. Conclusões

O uso do solo e a estrutura da paisagem possuem uma clara influência nas características limnológicas da água de riachos na bacia do rio Corumbataí. As alterações no ambiente aquático são resultado da combinação destes dois aspectos da paisagem, entretanto, o uso do solo parece ocasionar impactos mais diretos nas características dos corpos d'água. A plantação de cana-de-açúcar parece estar relacionada ao aumento de nitrato na água, enquanto que a fragmentação florestal e a presença de pastagens parecem estar relacionadas ao aumento de material em suspensão e turbidez.

A floresta tende a manter as características naturais do ambiente, minimizando os impactos das atividades antrópicas. Todavia, o ambiente encontra-se bastante degradado e as florestas bastante fragmentadas e, muitas vezes, não conseguem conter os impactos das práticas agropecuárias, como o que parece acontecer nos locais onde há muita plantação de cana-de-açúcar.

O uso e ocupação do solo de uma microbacia e da zona ripária podem ser muito distintos, exercendo influências diferentes nas características da água dos riachos que as compõe. Deste modo, estudar apenas o uso do solo da microbacia ou apenas da zona ripária, não são suficientes para entender estas relações sendo, portanto, necessário o estudo destas duas escalas em conjunto.

Assim, ambientes agrícolas necessitam de estudos detalhados e planos de manejo adequados para a conservação e manutenção das características naturais dos ecossistemas aquáticos.

Referências Bibliográficas

ALLAN, J. D.; BRENNER, A.; ERAZO, J.; FERNANDEZ, L.; FLECKER, A. S.; KARWAN, D. L.; SEGNINI, S. TAPHORN, D. C. Land use in watersheds of the Venezuelan Andes: a comparative Analysis. **Conservation biology**, Venezuela, vol. 16, n. 2, April 2002.

ALLAN, J. D. and CASTILLO, M. M. Stream ecology: structure and function of running waters. 2a ed. New York: Springer. 2007, 429p.

AHEARN, D. S.; SHEIBLEY, R. W.; DAHLGREN, R. A.; ANDERSON, M. JOHNSON, J.; TATE, K. W. Land use and land cover influence on water quality in the last free-flowing river draining the western Sierra Nevada, California. **Journal of Hydrology**, USA, vol. 316, p. 234-247, February 2005.

ATTANASIO, C. M.; LIMA, W. P.; GANDOLFI, S.; ZAKIA, M. J. B.; VENIZIANI JÚNIOR, J. C. T. Método para a identificação da zona ripária: microbacia hidrográfica do ribeirão São João (Mineiros do Tietê). **Scientia Florestalis**, São Paulo, n.71, p.131-140, Agosto 2006.

BRITO, L. T.; SRINIVASAN, V. S.; SILVA, A. S.; GHEYI, H. R.; GALVÃO, C. O.; HERMES, L. C. Influência das atividades antrópicas na qualidade das águas da bacia hidrográfica do rio Salitre. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, vol.9, n.4, p.596-602, 2005.

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

FERRAZ, S. F. B. **Dinâmica da paisagem na região central de Rondônia e seus efeitos na composição química da água**. 2004. 151f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais). Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, 2004.

GARCIA, G. J.; GAMERO, H. G.; GARCIA, L. B. R.; VETTORAZZI, C. A.; KRÖENERT, R.; VOLK, M.; LAUCH, A.; MEYER, B. Impacto do uso da terra na erosão do solo e no balanço e qualidade de água na bacia do rio Corumbataí – SP. **Holos Environment**, São Paulo, v.6, n.2, p.118, 2006. Disponível em: ISSN:1519-8421 (CD-ROOM)/ ISSN: 1519-8634 (ON-LINE).

GOODWIN, C. N.; HAWKINS, C. P.; KERSHNER, J. L. Riparian Restoration in the Western United States: Overview and Perspective. **Restoration Ecology**, USA, vol. 5, n. 4s, p. 4-14, Dec,1997.

GRANDE, M. D.; REZENDE, M. O. O.; ROCHA, O. Distribuição de compostos organoclorados nas águas e sedimentos da bacia do rio Piracicaba/SP. **Quim. Nova**, São Paulo, vol.26, n. 5, 678-686, 2003.

HARDING, J. S.; YOUNG, R. G.; HAYES, J. W.; SHEARER, K. A.; STARK, J. D. Changes in agricultural intensity and river health along a river continuum. **Freshwater Biology**, 1999, vol.42, p.345-357.

HOUSER, J. N.; MULHOLLAND, P. J.; MALONEY, K. O. Upland disturbance affects headwater stream nutrients and suspended sediments during baseflow and stormflow. **J. Environ. Qual.** 2006, vol.35.

HUNTER, H. M.; WALTON, R. S.; Land-use effects on fluxes of suspended sediment, nitrogen and phosphorous from a river catchment of the Great Barrier Reef, Australia. **Journal of Hydrology**, Queensland, Austrália, vol. 356, p. 131-146, April 2008.

- JARDIM, G. M. **Estudos Ecotoxicológicos da água e do sedimento do rio Corumbataí, SP.** 2004. 138f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agrossistemas). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.
- JENSEN, J.R. **Remote sensing of the environment: an earth resource perspective.** Prentice Hall, 2000. 544p.
- JOHNES, P. J.; HEATHWAITE, A. L. Modelling the impact of land use change on water quality in agricultural catchments. **Hydrological Processes**. UK, v.11, p.269-286, 1997.
- JOHNSON, L. B.; GAGE, S. H. Landscape Approaches to the Analysis of Aquatic Ecosystems. **Blackwell Science Ltd, Freshwater Biology**, USA, v.37, p.113-132, 1997.
- JOHNSON, L. B. RICHARDS, C.; HOST, G. E. AND ARTHUR, J. W. Landscape Influences on Water Chemistry in Midwestern Stream Ecosystems. **Freshwater Biology**, USA, vol. 37, p. 193-208, 1997.
- KRUSCHE, A. V.; BALLESTER, M. V. R.; VICTORIA, R. L.; BERNARDES, M. C.; LEITE, N. K.; HANADA, L.; VICTORIA, D. C.; TOLEDO, A. M.; OMETTO, J. P.; MOREIRA, M. Z.; GOMES, B. M.; BOLSON, M. A.; NETO, S. G.; BONELLI, N.; DEEGAN, L.; Neill, C.; Thomas, S.; AUFDENKAMPE, A. K.; RICHEY, J. E. Efeitos da mudança do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d’água da bacia do rio Ji-Paraná, Rondônia. **Acta Amazônia**, Rondônia, vol. 35, n. 2, p. 197-205, 2005.
- LEE, S.; HWANG, S.; LEE, S.; HWANG, H.; SUNG, H. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. **Landscape and Urban Palnning**, xxx (2009) xxx–xxx.
- LEONARDO, H. C. L. **Indicadores de qualidade de solo e água para a avaliação do uso sustentável da microbacia hidrográfica do rio Passo Cue região oeste do estado do Paraná.** 2003. 131f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.
- LI, S.; GU, S.; LIU, W.; HAN, H.; ZHANG, Q. Water quality in relation to land use and land cover in the upper Han River Basin, China. **Catena**, 2008.
- LIMA, W. de P.; ZAKIA, M. J. B. Monitoramento de bacia hidrográficas em áreas florestadas. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, vol.10, n.29, p.11-21, Novembro 1996.
- MARQUES, M. N.; COTRIM, M. B.; PIRES, M. A. F.; FILHO, O. B. Avaliação do Impacto da agricultura em áreas de proteção ambiental, pertencentes á Bacia Hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, São Paulo. **Quim. Nova**, Registro, SP, vol. 30, n. 5, p. 1171-1178, 2007.
- NAIMAN, R.J.; DÉCAMPS, H. The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, vol. 28, p. 621–58, 1997.
- NAIMAN, R.J.; DÉCAMPS, H. MCCLAIN, M. E. Riparia: Ecology, conservation and management of streamside communities Elsevier/Academic Press, San Diego, 2005. 445p.
- OLIVEIRA, J. B.; JACOMINE, P.K.T.; CAMARGO, M. N. Classes gerais de solos do Brasil: guia auxiliary para seu reconhecimento. Jaboticabal, FUNEP1992, 201p.
- OSBORNE, L. L.; KOVACIC, D. A. Riparian Vegetated Buffer Strips in Water-Quality Restoration and Stream Management. **Freshwater biology**, USA, vol. 29, p. 243-258, 1993.

PARANHOS FILHO, A. C.; CARNELLOSI, C. F.; FERREIRA, J. H. D.; PRATES, K. V. M. C.; STREILLING, S. S. Análise do impacto da ação antrópica sobre uma nascente do rio Água Grande (Ubiratã – PR) através de imagens de satélites Cbers. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 12., 2005, Goiânia. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Goiânia, Brasil, 16-21 abril 2005, INPE, p. 1451-1458.

PAULA, F. R. **Influência da paisagem na entrada de matéria vegetal (troncos) e na estrutura de canais em microbacias da bacia do rio Corumbataí, SP.** São Paulo, 2007. 76f. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Ciências Biológicas - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, 2007)

PEREIRA, L. H.; PINTO, S. A. F. Utilização de imagens aerofotográficas no mapeamento multitemporal do uso da terra e cobertura vegetal na bacia do rio Corumbataí – SP, com suporte de sistemas de informações geográficas. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 13., 2007, Florianópolis. *Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Florianópolis, Brasil, 21-26 abril 2007, INPE, p. 1321-1328.

PINTO, D. B. F. **Qualidade dos recursos hídricos superficiais em sub-bacias hidrográficas da região do Alto rio Grande – MG.** 2007. 107f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, 2007.

QUINN, G.P.; KEOUGH, M.J. **Experimental Design and Data Analysis for Biologists**, Cambridge University Press, 2002. 520p.

R Development Core Team (2008), R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-00-3, <<http://www.Rproject.org>>.

RANZINI, M.; LIMA, W de P. Comportamento hidrológico, balanço de nutrientes e perdas de solo em duas microbacias florestadas com Eucalyptus, no Vale do Paraíba, SP. **Scientia Florestalis**, São Paulo, n.61, p.154-159, Junho 2002.

RICHARDS, C.; JOHNSON, L. B.; HOST, G. E. Landscape-Scale Influences on Stream Habitats and Biota. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, USA. 53(Suppl. 1): 295–311 (1996).

SCALLEY, T. AIDE, T. M. Riparian vegetation and stream condition in a tropical agriculture-secondary forest mosaic. **Ecological Applications**. USA, vol. 13, n.1, p. 225-234. May, 2002.

SCARSBROOK, M. R.; HALLIDAY, J. Transition from pasture to native forest land-use along stream continua: effects on stream ecosystems and implications for restoration. **Freshwater Research**. New Zealand. Vol. 33, p. 293-310. 1999.

SILVA, D. M. L.; OMETTO, J. P. H. B.; LOBO, G. A.; LIMA, W. P.; SCARANELLO, M. A.; MAZZI, E.; ROCHA, H. R. Can land use changes alter carbon, nitrogen and major ion transport in subtropical Brazilian streams? **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 4, p.317-324, jul./ago, 2007.

SWEENEY, B. W.; BOTT, T. L.; JACKSON, J. K.; KAPLAN, L. A.; NEWBOLD, J. D.; STANDLEY, L. J.; HESSON, W. C.; HORWITZ. Riparian Deforestation, Stream Narrowing, and Loss of Stream Ecosystem Services. **PNAS**, September 28, (2004), vol. 101, no. 39, pp. 14132–14137.

TABACCHI, E.; CORRELL, D. L.; HAUER, R.; PINAY, G.; TABACCHI, A. P.; WISSMAR, R. C. Development, Maintenance and Role of Riparian Vegetation in the River Landscape. **Freshwater Biology**, USA, vol. 40, p. 497-516, 1998.

TOLEDO, A. M. A. ; BALLESTER, M. V. R. **Variabilidade espaço-temporal do uso e cobertura do solo e a qualidade da água em duas microbacias hidrográficas do estado de São Paulo**. Anais XSBSR, Foz do Iguaçu, INPE, p. 543-545, Sessão Pôster, 21-16 abril 2001.

TONG, S. T. Y.; CHEN, W. Modeling the relationship between land use and surfacewater quality. **Journal of Environmental Management**. USA, v. 66, p. 377-393, April, 2002.

TUNDISI, J. G.; MATSU MURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo, SP: Oficina deTextos, 2008. 631p.

VALENTE, R. O. A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do rio Corumbataí, SP**. 2001. 162f. Dissertação (Mestrado em Conservação de Ecossistemas Florestais). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, O. A. Avaliação da Estrutura Florestal na Bacia Hidrográfica do Rio Corumbataí, SP. **Scientia Florestalis**, São Paulo, n.68, p.45-57, Agosto 2005.

VENTURIERI, A.; FIGUEIREDO, R. O.; WATRIN, O. S.; MARKEWITZ. Utilização de imagens Landsat e CBERS na avaliação da mudança do uso e cobertura da terra e seus reflexos na qualidade da água em microbacias hidrográficas do município de Paragominas, Pará. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 12., 2005, Goiânia. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Goiânia, Brasil, 16-21 abril 2005, INPE, p. 1127-1134.

WISSMAR, R. C.; BESCHTA, R.L. Restoration and Management of Riparian Ecosystems: a catchment perspective. **Freshwater Biology**, USA, vol. 40, p. 571-585, 1998.

ZALIDIS, G.; STAMATIADIS, S.; TAKAVAKOGLU, V.; ESKRIDGE, K.; MISOPOLINOS, N. Impacts os agriculture practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, USA, n.88, p. 137-146, 2002.

ZAMBETTA, P. M. A. **Espécies químicas inorgânicas no sedimento e nos sólidos em suspensão do rio Corumbataí, SP**. 2006. 74f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.