



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

ALBA LÚCIA CAVALHEIRO

**FLORESTAS RIPÁRIAS E QUALIDADE DA ÁGUA EM
NASCENTES NO NORTE DO PARANÁ, BRASIL**

Londrina
2018

ALBA LÚCIA CAVALHEIRO

**FLORESTAS RIPÁRIAS E QUALIDADE DA ÁGUA EM
NASCENTES NO NORTE DO PARANÁ, BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Biodiversidade e Conservação de Habitats Fragmentados).

Orientador: Prof. Dr. José Marcelo Domingues Torezan

Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Maria Josefa Santos Yabe

Londrina
2018

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

C376f Cavalheiro, Alba Lúcia.
Florestas ripárias e qualidade da água em nascentes no norte do Paraná, Brasil. / Alba Lúcia Cavalheiro. - Londrina, 2018.
94 f. : il.

Orientador: José Marcelo Domingues Torezan.
Coorientador: Maria Josefa Santos Yabe.
Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2018.
Inclui bibliografia.

1. bacias hidrográficas - Tese. 2. florestas ripárias - Tese. 3. conservação de ecossistemas - Tese. 4. qualidade de água - Tese. I. Torezan, José Marcelo Domingues. II. Yabe, Maria Josefa Santos. III. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. IV. Título.

CDU 574



CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

ATA DE DEFESA DE TESE

Aos 19 dias do mês de abril do ano de 2018, na sala 10 do Centro De Ciências Biológicas, desta Universidade, às 14:00 horas, reuniu-se a Banca Examinadora homologada pelo Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, composta por Dr. Jose Marcelo Domingues Torezan, Dr. Cleber Ibraim Salimon, Dr. Edmilson Bianchini, Dra. Giselda Durigan e Dr. Mario Luis Orsi. A reunião teve por objetivo julgar o trabalho da estudante ALBA LUCIA CAVALHEIRO sob o título: ""QUALIDADE DE ÁGUA ASSOCIADA À LARGURA DE FLORESTA RIPÁRIA NO NORTE DO PARANÁ, BRASIL "" Os trabalhos foram abertos pelo professor Dr. Jose Marcelo Domingues Torezan. A seguir, foi dada a palavra à estudante para apresentação do trabalho. Cada examinador arguiu a Doutoranda, com tempos iguais de arguição e resposta. Terminadas as arguições, procedeu-se ao julgamento do trabalho, concluindo a Banca Examinadora por sua APROVAÇÃO. Nada mais havendo a tratar, foi lavrada a presente ata, que vai assinada pelos membros da Banca Examinadora.

A estudante deverá reformular seu trabalho no prazo de 30 dias: () SIM () Não

Se houver alteração no título do trabalho, informar o novo título abaixo:

Obs.: Este documento não deve conter rasuras ou corretivo e deve ser preenchido de forma legível.

Londrina, 19 de Abril de 2018.

PRESIDENTE

Dr. JOSE MARCELO DOMINGUES TOREZAN

UEL

TITULARES

Dr. CLEBER IBRAIM SALIMON

UEPB

Dr. EDMILSON BIANCHINI

UEL

Dr. MARIO LUIS ORSI

UEL

Dra. GISELDA DURIGAN

COTEC

*A meus filhos,
Fábio e Vinícius,
meus amores.*

*A meu pai (vivo em mim)
e minha mãe.*

Dedico

AGRADECIMENTOS ☺

Ao meu orientador, José Marcelo, agradeço pela orientação neste trabalho e, sobretudo, por sua amizade.

À minha coorientadora, Maria Josefa, pela orientação neste trabalho e na vida, e pela amizade.

Ao Pimenta, pelo acolhimento inicial e pela amizade.

Aos professores das disciplinas que frequentei durante o doutorado, André Padial, Cláudia Martínez, Edmilson Bianchini, Efraim Rodrigues, Gustavo Teixeira, José Eduardo Lahoz, José Marcelo Torezan, Maurício Moura, Sílvia Sofia, pelos ensinamentos.

Às secretárias do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Rosana e Nazária, por toda ajuda e pela amizade.

À Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas.

À AnaLu, por ter feito parte deste projeto com muita dedicação e doçura.

Ao Ed, ao Norival, à AnaLu, à Juliana e ao João Fernando, pela ajuda em campo.

Ao Heitor e ao João Fernando, pelas dicas sobre o uso dos equipamentos.

AGRADECIMENTOS 🌍

À Renata Stolf, ao Halley e a todo o pessoal do Laboratório de Fisiologia Vegetal, e à Cláudia e ao pessoal do Laboratório de Ecofisiologia Animal, pela ajuda com as análises de N. Elas não entraram na tese, mas serão muito bem utilizadas.

Ao Leonel e à Emíli, que me ajudaram no Laboratório de Solos com as análises de P. Nem tudo o que a gente tenta dá certo... não do jeito que imaginamos. Foi ótimo conhecê-los e eu agradeço a gentileza e a disponibilidade em me ajudar.

Ao João Fernando, pela maravilhosa e fundamental ajuda com o R! Ah, o R...

À Fátí e à Jéssica, pelas conversas sobre análises estatísticas. No mesmo barco, há sempre alguém com maior habilidade no remo. Toda dica foi imprescindível!

À Carla, que me indicou um site maravilhoso de buscas!

À Eva, minha fisioterapeuta, que me acudiu e cuidou de uma fascíte que me acompanhou pelos terrenos íngremes e irregulares.

À Raquel, ao Agustavo, à Márcia, à Andrea e à Heveliza, que me ajudaram de todas as formas inimagináveis.

AGRADECIMENTOS 🌍

Às minhas fontes inspiradoras, Akira, José Marcelo, Maria Josefa, Mário Orsi e Sirlei. O que eu posso dizer sobre vocês?... Sinto-me privilegiada e honrada por tê-los em minha vida.

Ao Odair, pela parceria em todos os dias de campo. Foram bons dias de muito barro, muito barranco, nascentes lindas e ótimas risadas! Foram dias de muito aprendizado!

À Ivani, minha gratidão! Sem você esta tese não teria sido concluída. Agradeço a companhia, as horas de não dormir, não ir pra casa... Minha admiração por sua capacidade de doação e amizade sem limites.

Aos meus irmãos, Beto, Rita e Carlos, e aos meus amigos, que eu não nomearei (Deus me livre de esquecer alguém!), pelo apoio, torcida, rezas, boas vibrações... Sim, agora terminei!

A tudo e a todos que contribuíram com a realização deste trabalho, minha gratidão. Há um pouco (ou muito) de cada um de vocês aqui, e haverá para sempre em mim.

A ordem citada nos agradecimentos não reflete o nível de importância da contribuição dada à realização deste trabalho. Até porque a ajuda oferecida no momento de cada dificuldade é justamente a mais importante.

AGRADECIMENTOS 🌍

Reconheço e agradeço a criança que vive em mim. Sem sua força, sua certeza de propósito, seu brilho... enfim, sem ela eu teria me perdido no caminho, abatida pelo cansaço que as dificuldades impõem. Ela não se intimida diante das leituras sobre o grau de impacto que a espécie humana e seu modo alucinado de viver já provocaram no Planeta. Ela sabe, e me garante todo santo dia, que vale a pena fazer minha parte. A chama só se mantém acesa se alguém alimentá-la.

Nota da autora

Trabalhando com a floresta, descobri a água. De tudo o que li nestes últimos anos, nada se compara às horas e dias em que estive com meus pés na água, a vê-la brotando da terra e fluindo. Muitas são as canções e poesias que têm na água sua inspiração, e não é à toa. Permeando Ciências, sociedades, culturas, tradições, ela está em tudo, em todos e em todo lugar neste Planeta. Quando a tratamos mal, maltratamos a nós mesmos.

Se há algo que nos une, é a água.

A Deus, Fonte Criadora.

"Onde o rio chegar, todos os animais que ali se movem poderão viver. Haverá peixes em quantidade [...] e haverá vida onde chegar o rio. Nas margens junto ao rio, de ambos os lados, crescerá toda espécie de árvores." (Ez 47,9.12)

Tudo está conectado. Não há um único fio solto.

Cavalheiro, Alba Lúcia. **Florestas ripárias e qualidade da água em nascentes no norte do Paraná, Brasil**. 2018. 94 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2018.

RESUMO

Em menos de 80 anos, a cobertura florestal nativa do Paraná foi reduzida de 88 para 12% e, de acordo com o Cadastro Ambiental Rural, ao menos 38% das áreas de preservação permanente (APPs) do estado foram completamente desmatadas. A ausência ou escassez de florestas ripárias anula ou compromete serviços ecossistêmicos, como a manutenção da qualidade da água via filtro de nutrientes provenientes do entorno. Este trabalho avaliou a eficiência de florestas ripárias de diferentes larguras na manutenção da qualidade da água de nascentes na paisagem agrícola do norte do Paraná, Brasil. Onze riachos de primeira ordem, sendo três localizados em bacias florestais e oito em bacias agrícolas, foram amostrados em intervalos de dois a quatro meses, num total de cinco amostragens, entre julho/2015 e setembro/2016. Foram avaliados os efeitos da quantidade e qualidade da floresta, da bacia de captação e do volume de precipitação sobre as variáveis fósforo, nitrogênio, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, pH e temperatura, associadas à qualidade da água dos riachos. Como o coeficiente de Spearman apontou correlação entre largura e cobertura florestais (0,83), e entre largura e qualidade da floresta (0,72), as análises foram conduzidas considerando dois conjuntos de preditoras: o primeiro, composto por largura da faixa de floresta, área e inclinação da bacia de contribuição, teor de fósforo no solo do entorno e no solo ripário e precipitação; o segundo, composto por cobertura e qualidade da floresta, área e inclinação da bacia de contribuição, teor de fósforo no solo do entorno e no solo ripário, e precipitação. Os testes de Kruskal-Wallis e Dunn mostraram que riachos agrícolas e florestais diferiram nas concentrações de nitrogênio e na temperatura. Também mostraram diferenças entre amostragens nas concentrações de fósforo, oxigênio dissolvido e temperatura, provavelmente relacionadas aos maiores volumes de precipitação, em ambos os tipos de riachos. O teste de Shapiro-Wilk indicou que os dados não apresentaram distribuição normal, razão pela qual foram utilizados modelos lineares generalizados mistos (GLMM) para modelar as relações entre as variáveis-resposta e as preditoras, para o conjunto total dos dados ($n=11$) e para bacias agrícolas ($n=8$). O melhor modelo para cada variável-resposta foi selecionado utilizando a função *ICtab*. Faixas mais largas de floresta ripária não garantiram a manutenção da qualidade da água de nascentes, mas cobertura e qualidade das florestas sim. A porcentagem da bacia de contribuição coberta por florestas e a qualidade destas florestas, juntamente com as características da bacia e o volume de precipitação, influenciaram a maioria das variáveis-resposta. Estes resultados corroboram a indicação de que sejam consideradas características regionais na determinação das APPs ripárias para que a manutenção da qualidade da água pelas florestas seja eficiente. Além disso, reforçam a preocupação diante do cenário atual de mudanças climáticas, no qual eventos extremos como fortes chuvas podem se tornar cada vez mais intensos e frequentes.

Palavras-chave: bacias hidrográficas, conservação de ecossistemas, desmatamento, impactos agrícolas, zona ripária.

Cavalheiro, Alba Lúcia. **Riparian forests and water quality in springs in north of Paraná, Brazil**. 2018. 94 f. Thesis (PhD in Biological Sciences) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2018.

ABSTRACT

In less than 80 years, Parana's native forest cover has been reduced from 88 to 12%, and, according to the Rural Environmental Registry, at least 38% of the state's permanent preservation areas (APPs) have been completely deforested. The absence or scarcity of riparian forests nullifies or compromises the ecosystem services, such as the maintenance of water quality via nutrient filter from the surroundings. This work evaluated the efficiency of riparian forests of different widths in maintaining spring water quality in the agricultural landscape of northern Paraná, Brazil. Eleven first-order streams, three located in forest basins and eight in agricultural basins, were sampled at intervals of two to four months, for a total of five samplings between July 2015 and September 2016. We assessed the effects of forest quantity and quality, catchment basin, and precipitation volume on variables associated with stream water quality, phosphorus, nitrogen, dissolved oxygen, electrical conductivity, pH, and temperature. As the Spearman's coefficient showed a correlation between forest width and cover (0.83), and forest width and quality (0.72), the analyses were conducted considering two sets of predictors. The first consisting of forest strip width, catchment area and slope, phosphorus content in the surrounding soil and riparian soil, and precipitation. The second one, consisting of forest cover and quality, catchment area and slope, phosphorus content in the surrounding soil, and riparian soil and precipitation. Kruskal-Wallis and Dunn tests showed that agricultural and forest streams differed in nitrogen concentrations and temperature. It also showed differences between samples in phosphorus concentrations, dissolved oxygen, and temperature, probably related to the higher precipitation volumes, in both types of streams. The Shapiro-Wilk test indicated that the data did not present normal distribution, so mixed generalized linear models (GLMM) were used to model the relationship between the response and predictor variables for the total data set ($n=11$) and for agricultural basins ($n=8$). The best model for each response variable was selected using the *ICtab* function. Wider strips of the riparian forest did not guarantee the maintenance of spring water quality, but forest coverage and quality did. The percentage of catchment covered by forests and the quality of these forests, along with the catchment basin characteristics and precipitation volume, influenced most of the response variables. These results corroborate with the indication that regional characteristics are considered in determining riparian APPs so that the maintenance of water quality by forests is efficient. In addition, they reinforce concern about the current climate change scenario, where extreme events such as heavy rainfall can become increasingly intense and frequent.

Keywords: agricultural impacts, deforestation, ecosystem conservation, riparian zone, watersheds.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudo, localizada no norte do Paraná, Sul do Brasil..	10
Figura 2. Esquema da amostragem de água, caracterização da floresta ripária e coleta de solo nas unidades amostrais, no norte do Paraná, Sul do Brasil..	17
Figura 3. Estimativa de área de captação e inclinação das unidades amostrais. Unidade amostral RV, norte do Paraná, sul do Brasil.....	18
Figura 4. Exemplo de polígono construído sobre imagem do Google Earth Pro para a estimativa da área de contribuição da porção inicial de cada bacia.....	19
Figura 5. Coeficiente de correlação de Pearson entre precipitação acumulada por períodos de sete (ppt7), 10 (ppt10) e 30 (ppt30) dias anteriores a cada amostragem e as variáveis-resposta.....	20
Figura 6. A) Volume de precipitação (mm) durante os sete dias que antecederam cada amostragem (T1 a T5). B) Precipitação histórica mensal (mm) mínima (Média mín), máxima (Média máx), mínima e máxima acrescentadas de coeficiente de variação de 35% (CV mín e CV máx, respectivamente), e precipitação mensal em 2015 e 2016.	32
Figura 7. Qualidade da água entre os ambientes agrícola (agr) e florestal (flo)	33
Figura 8. Variação da qualidade da água entre pontos de amostragem (pt1 a pt4) e entre amostragens (T1 a T5), nas bacias agrícolas e nas bacias florestais	34

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Caracterização dos riachos estudados, a partir da média de cinco medidas de largura, profundidade e velocidade da água, realizadas em cada ponto de amostragem. ...	11
Tabela 2. Variáveis ecológicas e pontuações correspondentes utilizadas para inferir qualidade ambiental às florestas. Adaptado da aplicação do método de avaliação ecológica rápida, de Medeiros e Torezan (2013), para floresta estacional semidecidual. CH=cobertura de herbáceas.....	14
Tabela 3. Datas das amostragens (T1 a T5).....	21
Tabela 4. Coeficiente de correlação de Spearman entre variáveis preditoras (n=11).....	22
Tabela 5. Normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk para o conjunto total de dados (n=11) e para as bacias agrícolas (Agr; n=8), testada com valores brutos, com valores transformados em Zdados e em log+1.....	23
Tabela 6. Caracterização geral das unidades amostrais em bacias agrícolas e bacias florestais	28
Tabela 7. Teste de Kruskal-Wallis para as variáveis-resposta entre bacias florestais e bacias agrícolas (Entorno), entre amostragens e entre pontos de amostragem.	29
Tabela 8. Teste de Dunn para verificar diferenças nas variáveis-resposta entre os pontos de amostragem (pt1 a pt4) nas bacias agrícolas (agr) e nas bacias florestais (flo).	29
Tabela 9. Teste de Dunn para verificar diferenças nas variáveis-resposta entre amostragens (T1 a T5) nas bacias agrícolas (agr) e nas bacias florestais (flo).	30
Tabela 10. Modelos selecionados para cada variável-resposta a partir do conjunto total de dados (n=11).	35
Tabela 11. Modelos selecionados para bacias agrícolas (n=8).	36
Tabela 12. Comparativo entre os modelos gerados para o conjunto total dos dados (n=11) e para bacias agrícolas (n=8), com as preditoras significativas de cada modelo.....	37

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	1
MATERIAL E MÉTODOS	9
Área de estudo	9
Unidades amostrais	9
Variáveis preditoras	12
<i>Quantidade de floresta</i>	12
<i>Qualidade da floresta</i>	12
<i>Características físicas da bacia de contribuição</i>	14
<i>Uso do solo</i>	15
<i>Características químicas do solo</i>	16
<i>Precipitação acumulada</i>	20
Variáveis-resposta	20
Análise estatística.....	22
RESULTADOS	25
DISCUSSÃO.....	38
CONCLUSÃO	45
REFERÊNCIAS	46
APÊNDICES	57
ANEXOS.....	92

INTRODUÇÃO

O território do Paraná possuía entre 83 (Soares e Medri, 2002) e 88% (Ipardes, 2017) de cobertura florestal antes da colonização, sendo o restante coberto por outros tipos de vegetação. A floresta estacional semidecidual (FES), uma das fisionomias da Floresta Atlântica, era a formação com maior representatividade no Paraná no início do século XIX, cobrindo aproximadamente 46% da sua área (Soares e Medri, 2002; Ipardes, 2017). Dados do Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social (Ipardes) mostram que o estado apresentava, em 2014-2015, 12,76% de florestas remanescentes, nativas ou secundárias, sendo que a FES estava restrita a menos de 4% do território, com seu maior fragmento localizado no Parque Nacional do Iguçu (Ipardes, 2017).

Na bacia do rio Tibagi a cobertura florestal remanescente corresponde a 11%, e há menos de 10% de cobertura vegetal nativa na região do baixo Tibagi (Ipardes, 2017). Não há informações sobre o quanto das áreas com florestas remanescentes corresponde a florestas ripárias. De acordo com o Cadastro Ambiental Rural (CAR; art. 29 da Lei 12.651), ao menos 38% das áreas de preservação permanente (APPs) do Paraná foram completamente desmatadas; os 62% restantes podem estar em diferentes graus de conservação (CAR, 2018). Vale destacar que as APPs se referem não apenas às áreas no entorno de nascentes e faixas marginais de corpos hídricos, naturais ou artificiais, mas também a encostas íngremes, topo de morros, áreas em altitude superior a 1.800 m, manguezais, restingas e veredas (Brasil, 2012). Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA), na região da bacia do rio Paraná as áreas de cabeceiras de rios com cobertura vegetal nativa restringem-se a 20% (ANA, 2013). Sem a proteção que as florestas ripárias conferem aos ambientes aquáticos, vários municípios apresentam seus rios com qualidade comprometida. Na região metropolitana de Londrina, as águas dos rios estão classificadas como de qualidade desfavorável (Ipardes, 2017).

As florestas contidas nas zonas ripárias constituem a transição entre os ambientes aquático e terrestre, o que lhes garante alta diversidade biológica, de micro-habitat e de atributos funcionais (Naiman et al., 1988; Malanson, 1995; Naiman e Décamps, 1997; Zhang, 2013). Estas florestas

prestam serviços ambientais, entre eles a manutenção da qualidade da água, que ocorre, por exemplo, graças ao aumento da infiltração da água das chuvas e à retenção de sedimentos, nutrientes e pesticidas provenientes dos campos agrícolas, suspensos ou diluídos na própria água ou adsorvidos nas partículas do solo.

As características biogeoquímicas das águas superficiais dependem, em primeira instância, da geologia, do relevo e da vegetação nativa (Gregory et al., 1991). Alterações na cobertura vegetal modificam padrões de fluxo hidrológico e de ciclagem de nutrientes. No caso das florestas ripárias, as mudanças nos padrões de retenção de água, nutrientes e material orgânico podem levar a perdas na capacidade dos ecossistemas de prover estes serviços. Por outro lado, o equilíbrio entre a infiltração e o escoamento superficial nas áreas agrícolas adjacentes, que depende das práticas agrícolas, determina a quantidade de água e de outros materiais que seguem para as áreas ripárias.

A vegetação ripária, por sua vez, depende, em grande medida, da água dos rios e do lençol freático, e este, nas zonas ripárias está, em geral, perto da superfície. Esta regularidade na disponibilidade de água torna as florestas ripárias diferentes de outros tipos de floresta ou outros tipos de vegetação encosta acima, fornecendo refúgio e habitat para animais de forma complementar às florestas na encosta (Le Maitre et al., 2007).

No Brasil, a Lei 9.433/97 instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (Brasil, 1997), priorizando o consumo humano e a dessedentação de animais. O Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), na Resolução 357/05, determinou os indicadores representativos da qualidade da água e definiu seus limites em nível federal (Conama, 2005), sem levar em consideração possíveis diferenças regionais, associadas com geologia, relevo ou tipo de vegetação.

Depois, a Lei 12.651, de 25 de maio de 2012, flexibilizou a restauração da faixa de vegetação ripária (Brasil, 2012), reduzindo-a para até 5 m (medida mínima) e passando a defini-la pelo tamanho da propriedade (art. 61, § 1º ao § 4º). Anteriormente, a faixa exigida era de no mínimo 30 m e definida pela largura do leito a ser protegido (Brasil, 1965). Diferenciando as

medidas entre conservação e restauração e anistando desmatamento realizado ilegalmente até 2008, o Brasil reduziu em 58% sua dívida ambiental florestal (Soares-Filho et al., 2014). Esta alteração foi questionada pela Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC) (Silva et al., 2011) e pela ANA (2010, 2012), tendo como preocupação comum perdas de serviços ecossistêmicos como a manutenção da quantidade e da qualidade da água, relacionadas à associação entre solo, água e vegetação.

A vegetação na zona ripária tem, portanto, influência sobre a qualidade das águas superficiais, mas há dúvidas sobre qual largura mínima das faixas com vegetação é necessária para garantir este serviço. A largura mínima deve depender de diferentes fatores, como a geologia, a topografia, o uso do solo nas áreas adjacentes e a própria estrutura da vegetação.

Neste contexto, este estudo foi conduzido com o objetivo de buscar um padrão de resposta para algumas características físico-químicas da água, que sejam indicativas de sua qualidade, e que seja relacionado:

- ao uso do solo predominante na bacia (agrícola ou florestal);
- às florestas ripárias (largura, cobertura e qualidade);
- às características das bacias de contribuição (área, inclinação e teor de fósforo no solo);
- ao volume de precipitação.

As hipóteses levantadas foram:

- o uso agrícola altera a qualidade da água de nascentes;
- a largura das faixas de florestas ripárias interfere na qualidade da água de nascentes;
- a porcentagem de cobertura florestal na bacia de contribuição tem influência sobre a qualidade da água de nascentes;
- a qualidade da floresta ripária exerce influência sobre a qualidade da água de nascentes;
- características das bacias de contribuição (área, inclinação e teor de fósforo no solo do entorno e no solo ripário) influenciam a qualidade da água de nascentes;

- o volume de precipitação tem influência sobre a qualidade da água de nascentes.

Revisão Bibliográfica

Ribeirinho, ripário e ripícola, do latim *riparius*, são termos que fazem referência a ambientes associados às margens de rios (Ilhardt, Verry e Palik, 2000; Grisi, 2007), também chamados de “ciliares”. Há autores que definem as áreas ripárias de maneira ampla, incluindo os ecossistemas aquático e terrestre. Swanson et al. (1982) já consideravam a zona ripária como uma interface entre estes ambientes, falando sobre interações biológicas, físicas e químicas entre eles, além de mencionarem a dimensão temporal e espacial. Ward (1989) conceituou os ecossistemas lóticos (os riachos) como uma estrutura quadridimensional de interações, e Ilhardt, Verry e Palik (2000) definiram a zona ripária como um ecótono de interação tridimensional, reafirmando três das dimensões da teoria quadridimensional de Ward (1989). As áreas adjacentes ao leito do rio, planícies de inundação e encostas próximas que drenam para a água, componentes do ecossistema terrestre, constituem a dimensão lateral; o ecossistema aquático, o próprio corpo hídrico e as interações que ocorrem ao longo do curso d’água, a montante e a jusante, constituem a dimensão longitudinal; as águas subterrâneas constituem a dimensão vertical. A quarta dimensão considerada por Ward é a escala temporal. Estas dimensões interagem entre si.

A vegetação ripária está inserida na dimensão lateral. A diversidade de espécies nas florestas ripárias responde às alterações morfológicas do rio, às mudanças hidrológicas, especialmente ao regime de cheias, e à conectividade a aquíferos aluviais (Van Looy et al., 2003; Damasceno-Junior et al., 2005). A comunidade biótica da floresta ripária se correlaciona de tal modo com as condições hidromorfológicas, que Van Looy, Meire e Wasson (2008) consideraram esta floresta como um componente essencial para a estrutura e o funcionamento do ecossistema aquático, mesmo em grandes rios, justificando sua inclusão, à época, na avaliação do estado ecológico de corpos hídricos, avaliação esta exigida pelas diretrizes de estratégia hídrica da então Comunidade Europeia.

Naiman et al. (1988) trataram o limite entre o ecossistema aquático e a floresta como ecótono, de acordo com o conceito de Holland (1988), e o compararam a uma membrana semipermeável, uma interface entre os ambientes aquático e terrestre adjacentes, que interage, integra e regula o fluxo de energia e de matéria entre eles. Mais do que uma faixa estreita de vegetação, a zona ripária é elemento da paisagem ripária e contém seus próprios elementos, atributos físicos e químicos, propriedades biológicas e fluxos de energia e de matéria (Naiman et al., 1988; Malanson, 1995; Naiman e Décamps, 1997; Zhang, 2013).

Naiman e Décamps (1997) reconheceram como parte da zona ripária o canal do rio entre as marcas de água baixa e alta e a porção da paisagem terrestre a partir da marca de água alta em direção às terras altas, onde a vegetação pode ser influenciada por níveis de água ou inundações/enchentes e pela capacidade dos solos em reter água. Sua largura, o nível de influência que a vegetação que ocupa esta zona tem sobre o ambiente aquático e a diversidade de atributos funcionais (fluxo de informação e ciclos biogeoquímicos, por exemplo) estão relacionados à largura do rio e à sua posição na rede de drenagem, ao regime hidrológico e à geomorfologia local. Incluíram ainda, como parte da zona ripária, a vegetação que não é diretamente influenciada por condições hidrológicas, mas que contribui com matéria orgânica (folhas, madeira, materiais dissolvidos, entre outros) para a planície de inundação ou para o canal, ou que influencia o regime físico da planície de inundação ou do canal por sombreamento. Para os autores, as zonas ribeirinhas são sistemas fundamentais para a regulação das ligações aquático-terrestres.

De acordo com Verry, Dolloff e Manning (2004), que analisaram três décadas de definições de "ripário", o conceito ecológico e funcionalmente consistente de ripário vai além da origem etimológica da palavra, abrangendo características do curso d'água, do vale e das associações de plantas e animais que respondem a este tipo de ambiente. Consideraram que o termo mais adequado é "ecótono ripário", uma vez que se trata de uma sobreposição ou um gradiente de ecossistemas.

Florestas ripárias constituem um dos tipos de vegetação que ocorrem em zonas ripárias. Os regimes de inundação variáveis, o relevo, a

profundidade do lençol freático, as mudanças climáticas altitudinais e a influência das terras altas no corredor fluvial (Naiman e Décamps, 1997) levam à alta diversidade biológica, de habitats e de atributos funcionais destas florestas. Elas prestam serviços ambientais como a estabilização das margens e a retenção de sedimentos, e fornecem refúgio e habitat para animais terrestres e aquáticos, influenciando, por exemplo, a temperatura e o oxigênio dissolvido na água (Lowrance et al., 1997; Sparovek et al., 2002; Ice e Stednick, 2004; Allmendinger et al., 2005; Le Maitre et al., 2007; Diebel et al., 2009; Studinski et al., 2012; Sweeney e Newbold, 2014; Celentano et al., 2017). Ao filtrar sedimentos e reter fertilizantes e pesticidas, representam uma economia de aproximadamente cinco trilhões de dólares por ano no mundo, por garantirem a qualidade da água para consumo humano (Costanza et al., 1997). Áreas bem preservadas de florestas ripárias podem reter até 94% das partículas provenientes dos campos agrícolas via escoamento superficial e remover até 84% do nitrogênio das águas subterrâneas, sob determinadas condições (Naiman et al., 1988).

A eficiência das florestas ripárias em reter materiais oriundos das áreas adjacentes está associada a características da própria vegetação, como a largura da faixa ribeirinha sem cultivo ou manejo (Mayer et al., 2006; Sweeney e Newbold, 2014), a porcentagem de cobertura vegetal, a estrutura da floresta (Souza et al., 2013; Celentano et al., 2017; Luke et al., 2017) e a composição de espécies (Hazlett et al., 2008), além do grau de degradação ou o estado sucessional da floresta (Dosskey et al., 2010). Ainda, o efeito das florestas ripárias sobre as águas superficiais depende de características regionais como a precipitação pluviométrica, a topografia (Ziegler et al., 2006; Becker et al., 2014; Yu et al., 2016), o solo, a hidrologia e características biogeoquímicas da bacia (Coleman e Kupfer, 1996; Vidon e Hill, 2004; Mayer et al., 2006; Diebel et al., 2009; Sweeney e Newbold, 2014; Hénault-Ethier et al., 2017). Estes fatores, associados a mudanças no uso do solo, podem alterar significativamente a qualidade da água e os habitats aquáticos associados (Tavernia et al., 2016). Neste sentido, é crescente o entendimento sobre a necessidade de serem consideradas características regionais, ou em escala de microbacia hidrográfica, no estabelecimento da largura mínima de vegetação ripária, para garantir a manutenção da sua funcionalidade (Sparovek et al.,

2002; Lee, Smyth e Boutin, 2004; Vidon e Hill, 2004; Mayer et al., 2007; Sweeney e Newbold, 2014).

A degradação da paisagem altera a entrega de serviços ecológicos, podendo comprometer os fluxos hidrológicos e a ciclagem de nutrientes. A redução da cobertura vegetal muda os padrões de retenção e transferência de água, nutrientes e material orgânico (Le Maitre et al., 2007; Maillard & Santos, 2008; Uriarte et al., 2011). A supressão de florestas para o desenvolvimento agrícola e a intensificação da agricultura aumentaram a pressão sobre as águas continentais, em razão do aumento da captação de água para irrigação e do vazamento de nutrientes e pesticidas das terras cultivadas. Sem a vegetação original, nutrientes como fósforo e nitrogênio, utilizados na agricultura, deixam de ser interceptados e retidos (Lowrance, Todd e Asmussen, 1983; Lowrance, Todd e Asmussen, 1984; Dosskey, 2001; Mayer et al., 2006; Wang e Zhang, 2006), podendo ser transferidos para os corpos hídricos tanto por escoamento superficial como subsuperficial (Djodjic, Ulén e Bergström, 2000; Mayer et al., 2007; Sweeney e Newbold, 2014). Bisinoti, Yabe e Gimenez (2005) reportaram que a água do rio Tibagi apresentou aumento na concentração de íons fosfato, nitrato, nitrito e amônio entre os anos de 1991 e 1999, aumento que os autores atribuíram à intensificação agrícola e à ausência de floresta ripária em muitos trechos.

O fluxo de nitrogênio reativo (biologicamente disponível) para ambientes costeiros aumentou em 80% de 1860 a 1990, e as aplicações de fósforo aumentaram três vezes entre as décadas de 1960 e 2000 (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), sendo que a quantidade de nutrientes que chega aos ambientes aquáticos varia com o tempo, relacionando-se ao volume de precipitação, ao calendário agrícola e à interação entre eles (Djodjic, Ulén e Bergström, 2000; Tsegaye et al., 2006; Gebler et al., 2012; Feng, Schilling e Chan, 2013). O excesso destes nutrientes é um dos maiores responsáveis pela degradação ambiental, podendo resultar em eutrofização de águas doces e costeiras, processo pelo qual o crescimento excessivo de algas leva a uma redução na qualidade da água e restringe as possibilidades de seu uso (Sorokovikova et al., 2015). O crescimento excessivo e posterior mortalidade massiva de algas em resposta à eutrofização promovem a diminuição da concentração do oxigênio dissolvido na água, ocasionando declínio de

populações de peixes e outros organismos aquáticos. Estes danos podem alcançar os ecossistemas costeiros, provocando mudanças no regime dos recifes de corais, perda de biodiversidade e prejuízo a funções ecossistêmicas (Lee, 1973; Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Howarth, 2008; Rabotyagov et al., 2014), acarretando grandes impactos globais.

Alguns dos organismos que se beneficiam da eutrofização das águas continentais, como as cianobactérias, são produtores de toxinas e colocam em risco a saúde pública (Azevedo, 1998; Sant'Anna et al., 2008). O excesso de nitrogênio reativo na água potável também é reconhecido como causador de doenças como meta-hemoglobinemia, câncer e problemas na tireoide (Adam, 1980; Wolfe e Patz, 2002; Parvizishad et al., 2017).

O Conama definiu a classificação e as diretrizes para o enquadramento dos corpos de água superficiais em níveis de qualidade (Resolução 357/05; Conama, 2005). Este enquadramento especificou padrões de qualidade das águas visando controlar o lançamento de poluentes ao ambiente, proibindo o lançamento em níveis nocivos ou perigosos para os seres humanos e outras formas de vida. A qualidade da água está relacionada ao conjunto de condições necessárias para determinada finalidade, de acordo com parâmetros físicos e químicos pré-determinados. Assim, os corpos de água doce foram distribuídos em quatro classes, sendo a classe 1 a de melhor qualidade, com limites mais rigorosos dos parâmetros avaliados. É importante ressaltar que estes critérios foram desenvolvidos inicialmente para assegurar a qualidade da água para consumo humano, mas há necessidade de revisão periódica, com base no consenso científico. Além disso, tais critérios podem não ser suficientes para garantir qualidade para a biota aquática, para o que seria necessário contar com ensaios específicos.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido na bacia hidrográfica do rio Tibagi, baixo Tibagi, norte do Paraná, Brasil (Figura 1). Esta região está situada no terceiro planalto paranaense, onde predominam solos férteis oriundos de rochas eruptivas básicas, com variedade de tipos de solos e de associações (Stipp, 2002), classificados como latossolo vermelho distroférico (LVdf14), nitossolo vermelho eutroférico (NVef3) e neossolo litólico eutrófico (RLe10) (Bhering et al., 2007) (Anexo 1). Localiza-se na faixa de transição entre os climas tropical e subtropical (Mendonça e Danni-Oliveira, 2002), com clima tipo Cfa, temperatura média no mês mais frio inferior a 18°C (mesotérmico), temperatura média no mês mais quente acima de 22°C (Iapar, 2018) e precipitação média anual entre 1.600 e 1.800 mm (Iapar, 2017a). O relevo vai de suave-ondulado (entre 3 e 8%) a ondulado (entre 8 e 20%) (Embrapa-SNLCS, 1984), com raros afloramentos de rocha em encostas mais íngremes. No início da década de 2000, o norte do Paraná, cuja cobertura vegetal original era exclusivamente constituída por floresta estacional semidecidual, tinha aproximadamente 3% de cobertura florestal nativa madura, pulverizada em pequenos fragmentos (Torezan, 2002). O uso predominante do solo corresponde à agricultura intensiva de grãos (soja, trigo e milho) (Ipardes, 2018), com utilização de maquinário agrícola pesado e grande quantidade de insumos.

Unidades Amostrais

As unidades amostrais foram selecionadas entre junho de 2013 e março de 2014, inicialmente por imagem de satélite do Google Earth Pro (GE) e, em seguida, por verificação *in loco* dos critérios desejados. Os proprietários das áreas foram identificados e contatados com o intuito de informar sobre a pesquisa e obter autorização para desenvolvê-la. Um último refinamento na seleção das unidades amostrais ocorreu durante a avaliação da qualidade ambiental das florestas (descrito no item “Qualidade da floresta”, adiante), realizada entre setembro de 2014 e maio de 2015, após as autorizações terem sido concedidas, resultando em 11 unidades amostrais (Figura 1).

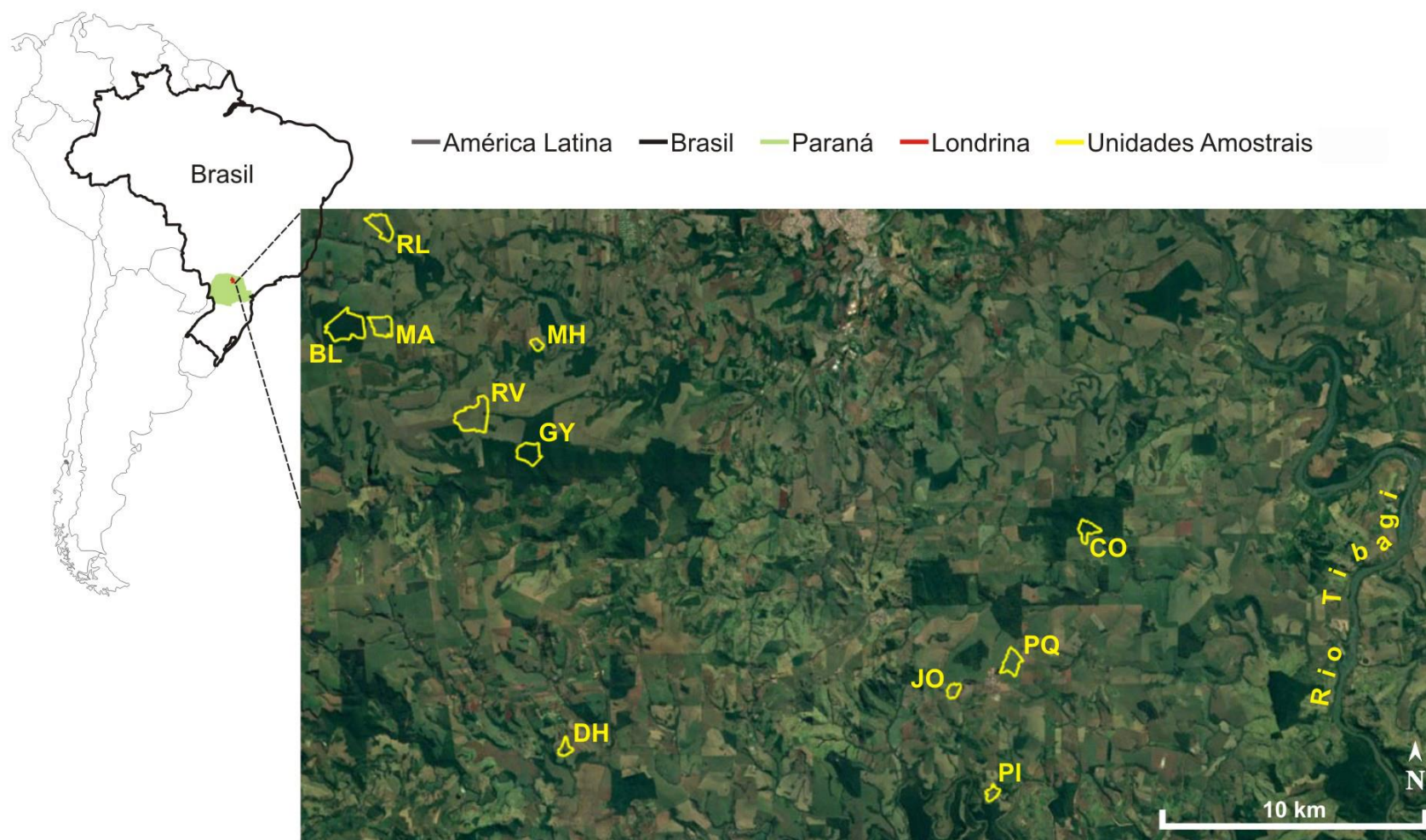


Figura 1. Área de estudo, localizada no norte do Paraná, Sul do Brasil. Os polígonos amarelos indicam a porção inicial (150 m) da bacia de contribuição de 11 riachos de primeira ordem, sendo oito localizados em bacias agrícolas (PQ, MH, PI, JO, DH, RL, MA, RV) e três em bacias florestais (CO, BL e GY). Todos os riachos drenam para o rio Tibagi, na sua margem esquerda. Fonte: Google Earth Pro, 2017, modificado.

A porção inicial, aqui considerada como os primeiros 150 m a partir da nascente, de 11 riachos de primeira ordem (Strahler, 1957) e suas respectivas áreas de captação compuseram a amostragem, de acordo com os seguintes critérios de seleção: 1) localização em bacias de solos férteis oriundos de rocha basáltica; 2) localização em paisagem agrícola com cultivo intensivo de grãos; 2) primeiros 150 m livres de represamento; 3) que contemplassem diferentes larguras de faixa de floresta ripária.

A caracterização dos riachos (Tabela 1) foi feita a partir de cinco medidas de largura, profundidade e velocidade da água, realizadas em cada um dos pontos de amostragem (pt1 a pt4), juntamente com as amostragens de qualidade da água. As medidas de largura e profundidade foram feitas no ponto de amostragem, duas a jusante e duas a montante, com distância de 1 m entre elas. Toda a superfície coberta com água foi considerada para a largura, e a profundidade foi medida no ponto central de cada medida de largura. A velocidade da água foi calculada pelo método do objeto flutuador (Santos et al., 2001), no qual é cronometrado o deslocamento de um objeto flutuador por um trecho de uma distância conhecida.

Tabela 1. Caracterização dos riachos estudados, a partir da média de cinco medidas de largura, profundidade e velocidade da água, realizadas em cada ponto de amostragem. As medidas foram repetidas a cada amostragem de qualidade de água.

	Bacias agrícolas								Bacias florestais			Médias	
	PQ	MH	PI	JO	DH	RL	MA	RV	CO	BL	GY	Agr	Flo
largura (cm)													
mínima	18	20	2	11	20	53	22	25	20	23	28	2	20
máxima	230	240	230	200	200	190	155	500	180	560	185	500	560
média	93	106	101	103	58	103	78	129	96	221	100	96	139
desvio	40	47	50	50	28	29	28	53	36	117	35	21	71
profundidade (cm)													
mínima	3	1	2	2	2	4	2	3	2	3	2	1	2
máxima	44	35	28	46	14	20	30	34	22	105	27	46	105
média	14	9	9	9	6	10	11	15	9	25	11	10	15
desvio	7	8	4	6	2	3	5	5	5	26	4	3	9
velocidade (cm seg⁻¹)													
mínima	13	3	11	6	18	22	1	14	22	3	28	1	3
máxima	79	67	70	80	83	81	68	75	60	97	122	83	122
média	49	35	41	37	46	63	34	50	38	35	64	44	46
desvio	16	18	15	19	13	12	21	14	9	24	15	10	16

Variáveis Preditoras

As variáveis consideradas como preditoras foram quantidade e qualidade de floresta ripária, área e inclinação da bacia de contribuição, uso do solo, teor de fósforo no solo (características químicas do solo) e precipitação.

Quantidade de floresta

Para a obtenção da quantidade de floresta foram alocados nove transectos em cada unidade amostral, distribuídos nos primeiros 150 m de cada riacho, a partir de quatro pontos no leito, sendo estes a nascente e outros três a jusante, a 50, 100 e 150 m da nascente (pt1 a pt4; Figura 2). De cada ponto iniciaram dois transectos, um na margem direita e um na margem esquerda, que se estendiam perpendicularmente à calha do riacho em direção à borda da floresta; a partir de pt1, um terceiro transecto foi alocado a montante (Figura 2, A).

A quantidade de floresta foi estimada de duas maneiras: pela largura, medida *in loco* nas unidades amostrais com até 100 m de floresta, ou no GE, por classificação visual das imagens, observando cor e textura quando a largura ultrapassava 100 m; e pela cobertura, a porcentagem de floresta em relação aos primeiros 150 m da área da bacia de contribuição, calculada a partir de polígonos construídos no GE, conforme metodologia descrita para a delimitação das bacias de contribuição.

Qualidade da floresta

A qualidade das florestas foi inferida pelo método de avaliação ecológica rápida (AER), adaptado de Medeiros e Torezan (2013). O método AER foi proposto, originalmente, entre o final da década de 1980 e início da de 1990 (Abate, 1992), como uma maneira de reduzir custos e impor agilidade na identificação de áreas prioritárias para conservação. Consiste na observação de características estrategicamente selecionadas, relacionadas, por exemplo, a processos ecossistêmicos, presença de perturbação ou estresse ambiental e espécies indicadoras de qualidade ambiental, que refletem os diferentes graus de conservação de fragmentos florestais e, conseqüentemente, a estrutura destes.

O método original foi adaptado, testado e validado por Medeiros e Torezan (2013) para inferir índices de integridade ecológica a fragmentos de floresta estacional semidecidual. Os autores selecionaram 11 variáveis ecológicas com base em revisão de literatura e na comunidade de plantas da área de referência, a floresta do Parque Estadual Mata dos Godoy (Londrina-PR). Na prática, a cada variável é conferida uma nota, que varia de um a cinco na metodologia de Medeiros e Torezan (2013) e de zero a quatro na adaptação feita para este trabalho (Tabela 2); diante da necessidade de avaliar áreas totalmente desprovidas de floresta, não seria plausível adotar nota "um" para algo inexistente.

Considerando particularidades da zona ripária, que pode abranger desde terrenos sujeitos a inundação, com solos mais profundos, até encostas com forte inclinação, e solos mais rasos e pedregosos (Silveira, 2006), uma segunda adaptação foi feita ao método AER. Para obter uma caracterização refinada de cada unidade amostral, a aplicação do método em um único transecto, distante da borda e mais centralizado no fragmento, proposto por Medeiros e Torezan (2013), foi substituída pela aplicação em nove transectos na zona ripária, abrangendo o gradiente existente do riacho à encosta e às terras mais altas.

O método foi aplicado em até cinco pontos, distantes 25 m entre si, em cada um dos nove transectos utilizados para as medidas de largura da floresta (Figura 2, A, B), com o primeiro ponto posicionado imediatamente próximo ao leito, totalizando de nove a 45 avaliações por unidade amostral. A pontuação de cada transecto corresponde à média das avaliações nele realizadas; a pontuação de ponto de amostragem corresponde à média das avaliações a montante; e a pontuação da unidade amostral corresponde à média de todas as avaliações feitas nos nove transectos.

A pontuação obtida remete ao grau de conservação/estrutura da vegetação, sendo que zero indica ausência de floresta e 44, o valor máximo, indica maior grau de conservação, maior integridade do fragmento, melhor qualidade ambiental e melhor estrutura florestal.

Tabela 2. Variáveis ecológicas e pontuações correspondentes utilizadas para inferir qualidade ambiental às florestas. Adaptado da aplicação do método de avaliação ecológica rápida de Medeiros e Torezan (2013) para floresta estacional semidecidual. CH=cobertura de herbáceas.

Variáveis\Pontuação	0	1	2	3	4
1. Cobertura de serapilheira	>80% de solo nu	50 a 70% de solo nu e até 2cm	Até 5cm com presença de trama de raízes pouco desenvolvida	Até 10cm, presença de trama de raízes desenvolvida	>10cm, presença de folhas, ramos, galhos, troncos e trama de raízes bem desenvolvida
2. Árvores mortas em pé	Acima de 4	Até 4	3	2	Até 1
3. Gramíneas exóticas	>70% de CH	Entre 50 a 70% de CH	Entre 20 a 50% de CH	Entre 5 a 20% de CH	Ausente
4. Outras exóticas	Acima de 6	Até 6	Até 3	Até 2	Até 1
5. Emaranhado de cipó	Acima de 4	Até 4	Até 3	Até 2	Até 1
6. Ecounidades	Clareira com muito cipó	Clareira com pouco cipó	Dossel baixo aproximadamente 10m	Dossel aberto até 60% de luminosidade	Dossel fechado até 10% de luminosidade
7. Epífitas vasculares exceto Orchidaceae	Apenas avasculares	Até 1	Até 2	Até 3	Acima de 3
8. Orchidaceae	Ausente	1	2	3	Acima de 3
9. Figueira	Ausente	Só regeneração	Até 1	Até 2	Acima de 3
10. Palmiteiro	Ausente	Só em regeneração	Até 1	Até 2	Acima de 2
11. Peroba-rosa	Ausente	Só em regeneração	Até 1	Até 2	Acima de 2

Características físicas da bacia de contribuição

O conceito de bacia hidrográfica remonta ao século XIX, e a característica que a distingue de outras áreas é a drenagem: as águas dentro da bacia tendem a fluir em direção a um único canal e a formar um sistema interconectado, sendo delimitada topograficamente por um limite natural chamado divisor de águas (Teclaff, 1996).

Como este estudo foi desenvolvido nos primeiros 150 m dos riachos, foi considerada como bacia de contribuição apenas a porção a montante de cada ponto de amostragem (pt1 a pt4) até a região mais elevada

da bacia, o divisor de águas, a partir da qual o deslocamento de água (superficial, subsuperficial) e de sedimentos tende a ocorrer em direção ao curso d'água.

A área e a inclinação (também denominada declividade) das bacias de contribuição foram estimadas pelo sistema de imagens disponíveis no GE. A partir de pontos georreferenciados *in loco*, foram traçadas nove linhas no GE correspondentes aos nove transectos trabalhados em campo (Figura 3, A; Apêndice 1, A). Três linhas tiveram como ponto inicial as coordenadas do pt1 (nascente), sendo a primeira em direção à margem direita, a segunda em direção à margem esquerda e a terceira em direção contrária à corrente do riacho, a montante. As demais linhas, correspondentes aos seis transectos restantes, foram traçadas a partir de pt2, pt3 e pt4, duas em cada ponto, sendo uma em direção à margem direita e uma em direção à margem esquerda. Outras linhas foram traçadas entre estas nove, de acordo com o relevo de cada local e sempre que necessário, com o objetivo de delimitar a área de contribuição da bacia.

Os pontos correspondentes aos limites (divisor de águas) entre microbacias (ponto mais elevado, com inclinação igual a 0%) (Figura 3, B; Apêndice 1, B), foram determinados utilizando a ferramenta "perfil de elevação" do GE sobre cada uma destas linhas. A área de cada bacia de contribuição foi obtida com o polígono formado a partir da união destes pontos de divisores de águas (Figura 3, C; Figura 4; Apêndice 1, C; Apêndice 2).

Pelo perfil de elevação de cada linha, limitada pelo ponto inicial e pelo divisor de águas, o GE calcula a inclinação média em porcentagem. A inclinação média da bacia foi calculada pela média destes valores, de acordo com a equação $Incl = \sum incl_n / n$, onde ***Incl*** é a inclinação média da bacia de contribuição, ***incl*** é a inclinação média de cada linha e ***n*** é o total de linhas traçadas.

Uso do solo

As unidades amostrais foram classificadas em florestais (três: CO, BL e GY) ou agrícolas (oito: PQ, MH, PI, JO, DH, RL, MA e RV), de acordo com o uso predominante na bacia, e ao longo deste trabalho serão

denominadas de riachos florestais e riachos agrícolas ou bacias florestais e bacias agrícolas.

Devido à ausência de dados históricos sobre a estrutura e o funcionamento destes ecossistemas de água doce antes da degradação, sítios de referência podem servir como guias (Van Looy, Meire e Wasson, 2008). Desta forma, dos 11 riachos amostrados, os três que estão inseridos em bacias florestais foram utilizados como referência para qualidade de água.

Características químicas do solo

Duas amostras compostas de solo foram constituídas para cada unidade amostral, sendo uma imediatamente às margens do leito, denominada solo ripário, e uma nas terras mais altas, a 150 m de distância do riacho, denominada solo do entorno. Serapilheira (quando se tratava de solo ripário e entorno florestal) e material vegetal (entorno agrícola) foram removidos da superfície e a coleta foi realizada nos primeiros 10 cm de profundidade.

Em cada unidade amostral, o solo ripário foi coletado em três pontos às margens do riacho, sendo o primeiro o mais próximo possível da nascente (a montante do pt1) e dois próximo ao pt3, em ambas as margens (Figura 2, C). Partes iguais de solo destas três coletas foram reunidas em uma única amostra composta do solo ripário.

O solo do entorno foi coletado a 150 m do riacho em nove pontos, sendo três a montante da nascente (pt1), três na margem direita do pt3 e três na margem esquerda do pt3 (Figura 2, C). Alíquotas iguais destas nove coletas constituíram a amostra composta do solo do entorno.

As amostras compostas do solo ripário e do solo do entorno foram embaladas, identificadas e levadas ao Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas da Universidade Estadual de Londrina, onde as embalagens foram abertas e colocadas à sombra, para secagem. Após a secagem, o solo de cada amostra foi homogeneizado manualmente, e uma subamostra de 100 g foi utilizada para análise química, realizada no Laboratório de Solos do Instituto Agrônomo do Paraná (Iapar), que utiliza o método Mehlich I para a quantificação do fósforo solúvel.

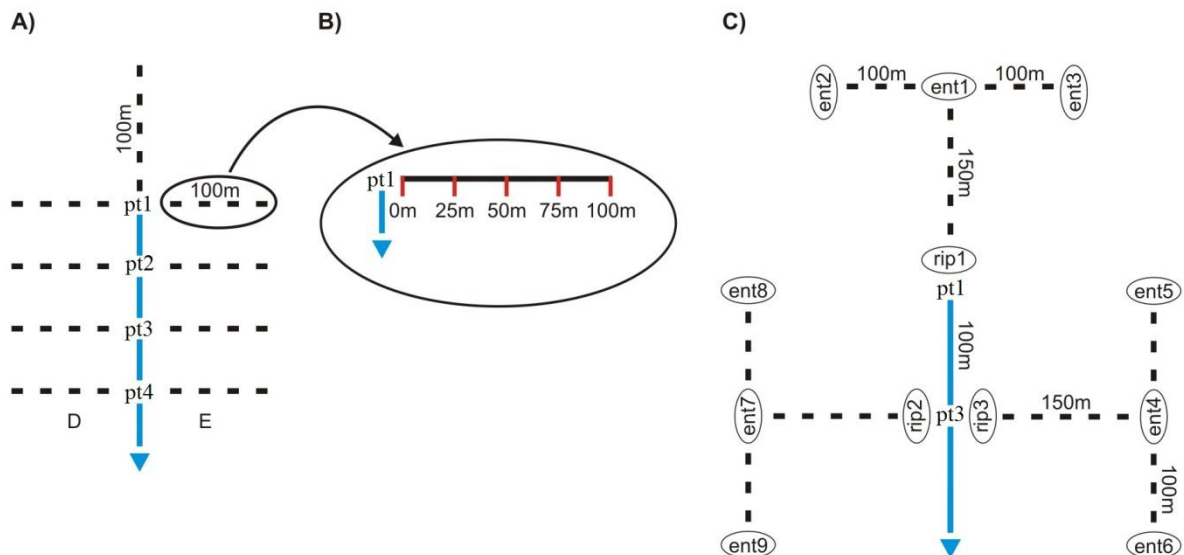


Figura 2. Esquema da amostragem de água, caracterização da floresta ripária e coleta de solo nas unidades amostrais, no norte do Paraná, Sul do Brasil. O riacho está representado em azul. A) Pontos de amostragem de água (pt1=nascente, pt2, pt3 e pt4), distantes 50 m entre si, e nove transectos de até 100 m (linhas tracejadas) utilizados para medidas de largura (m) e avaliação da qualidade da floresta ripária pelo método de avaliação ecológica rápida. B) Detalhe de um dos transectos utilizados na caracterização da vegetação, com os pontos de aplicação da avaliação ecológica rápida. C) Alíquotas iguais do solo coletado próximo à nascente (rip1) e nas margem direita (rip2) e esquerda (rip3), o mais próximo possível do curso d'água, constituíram a amostra composta do solo ripário; alíquotas iguais do solo coletado a 150 m do riacho (ent1 a ent9) constituíram a amostra composta do solo do entorno.

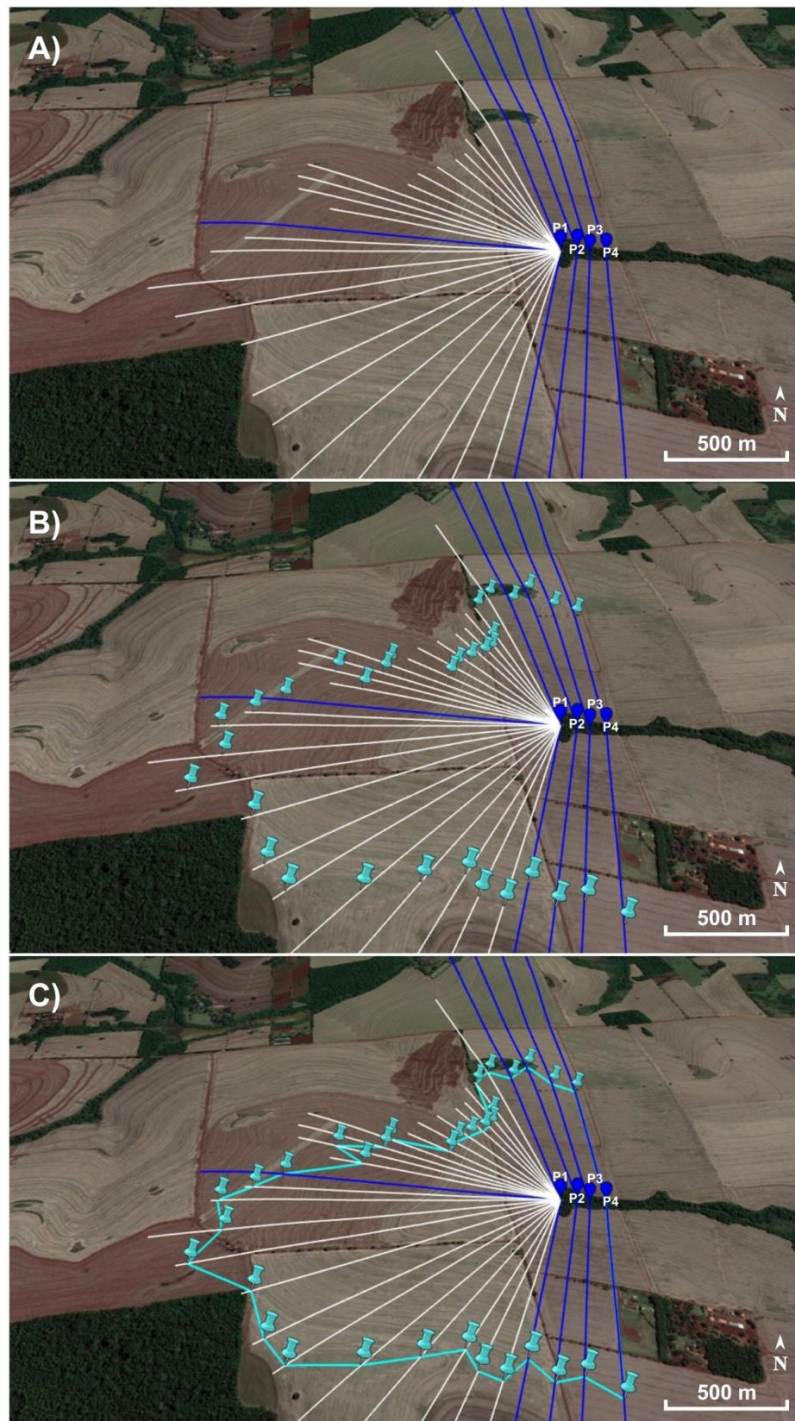


Figura 3. Estimativa de área de captação e inclinação das unidades amostrais. Unidade amostral RV, norte do Paraná, Sul do Brasil. A) A partir da nascente (P1), georreferenciada *in loco*, foram marcados outros três pontos a jusante, equidistantes 50 m (P2, P3 e P4). A partir destes pontos foram traçadas, no Google Earth Pro, linhas perpendiculares ao riacho e em direção à borda, num total de nove (em azul escuro), correspondentes aos transectos utilizados em campo. Linhas adicionais (em branco) foram traçadas apenas na imagem. B) Sobre cada linha, com a ferramenta "perfil de elevação" foi estimado o limite entre bacias (divisor de águas, identificados com marcadores). C) Uma linha unindo estes pontos formou o polígono correspondente à área de contribuição da unidade amostral.

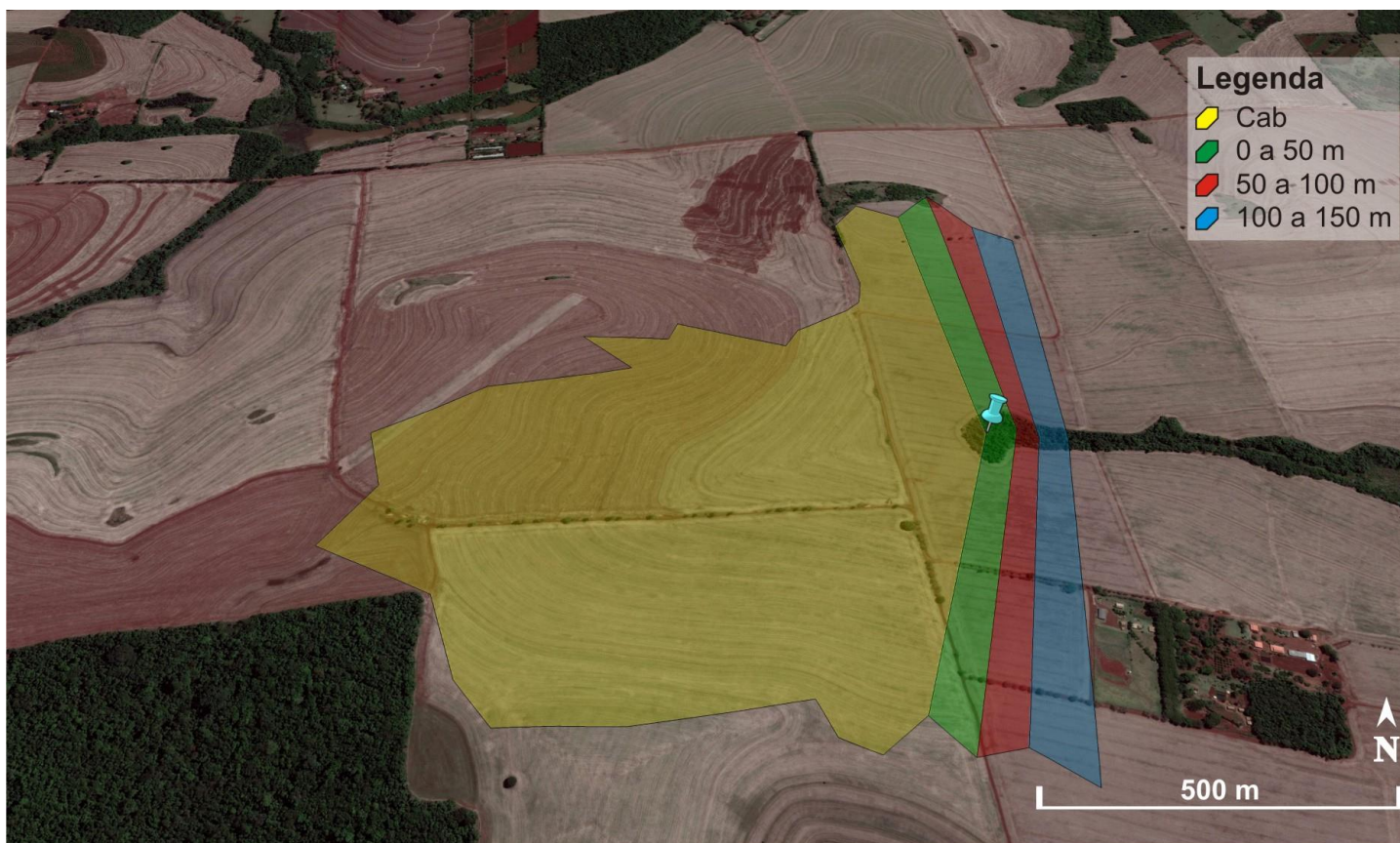


Figura 4. Exemplo de polígono construído sobre imagem do Google Earth Pro para a estimativa da área de contribuição da porção inicial de cada bacia, correspondente aos primeiros 150 m de percurso do riacho (ver Figura 3). Área de contribuição a montante e até a nascente (P1, 0 m), em amarelo (Cab). Área de contribuição até P2 (50 m da nascente) corresponde à soma das áreas dos polígonos amarelo e verde. Área de contribuição até P3 (100 m da nascente) corresponde à soma das áreas dos polígonos amarelo, verde e vermelho. Área de contribuição até P4 (150 m da nascente) corresponde à soma das áreas dos polígonos amarelo, verde, vermelho e azul, e é igual à área total da unidade amostral. Esta unidade amostral, RV, possui 111 ha de área de captação, 32 m de largura média e 1% de cobertura florestal. O marcador indica a localização da nascente.

Precipitação acumulada

Dados diários de precipitação foram obtidos da estação meteorológica do Iapar (Iapar, 2017a), localizada em Londrina (Código 02351003, Lat. 23.22 S, Long. 51.10 W, Alt. 585 m) (Iapar, 2017b). Ainda que um único ponto de medida possa imprimir limitação para as análises devido a diferenças em mm precipitados entre as unidades amostrais, o volume de chuvas de um período é uma referência regional, razão pela qual foi utilizado o volume acumulado de precipitação.

O período utilizado para o cálculo deste volume foi definido, com base no coeficiente de correlação de Pearson, entre a precipitação acumulada por sete, por 10 e por 30 dias que antecederam cada amostragem e as variáveis-resposta fósforo, nitrogênio, oxigênio dissolvido, pH e temperatura da água. Como não houve correlação (Figura 5), o menor período foi selecionado.

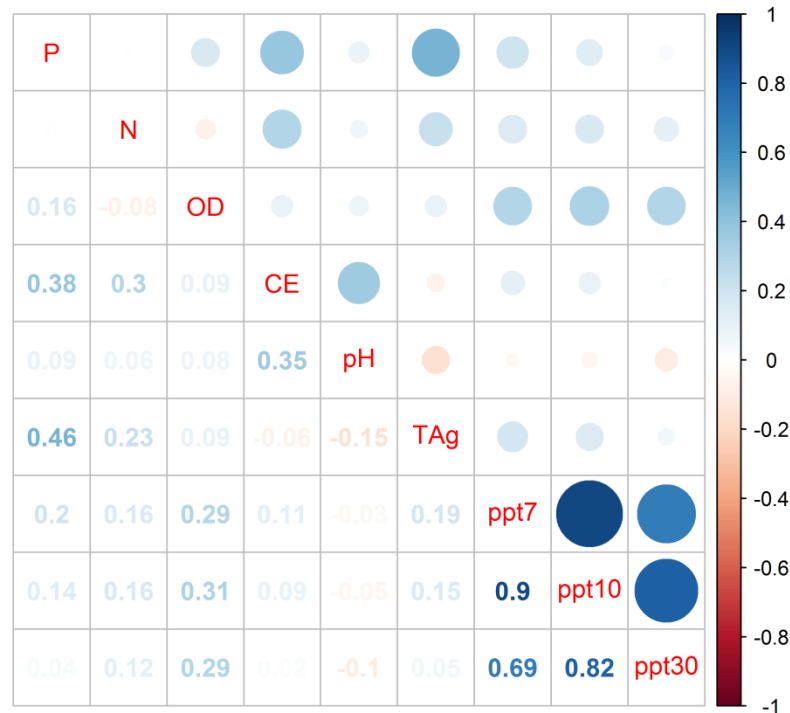


Figura 5. Coeficiente de correlação de Pearson entre precipitação acumulada por períodos de sete (ppt7), 10 (ppt10) e 30 (ppt30) dias anteriores a cada amostragem e as variáveis-resposta fósforo (P), nitrogênio (N), oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CE) e temperatura da água (TAg).

Variáveis-Resposta

As concentrações de fósforo, nitrogênio e oxigênio dissolvido, e as medidas de condutividade elétrica, pH e temperatura foram associadas à qualidade da água e consideradas como variáveis-resposta. Estas variáveis foram medidas em intervalos de dois a quatro meses, em quatro pontos de cada um dos 11 riachos,

num total de cinco amostragens (T1 a T5) no período compreendido entre julho de 2015 e setembro de 2016 (Tabela 3). Em cada amostragem a ordem das unidades amostrais visitadas foi aleatória, e as amostragens ocorreram entre 9:00 e 14:00 horas, sempre na sequência pt4-pt3-pt2-pt1. Desta forma, as medidas foram feitas em pt4 entre 9:00 e 11:00, em pt3 entre 10:00 e 12:00, em pt2 entre 11:00 e 14:00 e em pt1 entre 12:00 e 15:00. As variações de horário ocorreram em função do grau de dificuldade de acesso de cada local.

Tabela 3. Datas das amostragens (T1 a T5).

Amostragem	Data
T1	21/07 a 15/09/2015
T2	10/11 a 09/12/2015
T3	22/03 a 19/04/2016
T4	08/06 a 06/07/2016
T5	31/08 a 23/09/2016

Fósforo como fosfato ($\text{PO}_4\text{-P}$) e nitrogênio como nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$), denominados de agora em diante como P e N, respectivamente, foram quantificados em campo com o uso de um fotômetro portátil marca Macherey-Nagel, modelo PF-12 Plus. Foram utilizados os kits de leitura direta Visocolor Eco, teste 5-84 para P, com limites de detecção entre $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ e $5,0 \text{ mg L}^{-1}$, e teste 5-41 para N, com limites de detecção entre $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ e $14,0 \text{ mg L}^{-1}$. Valores abaixo do limite de detecção foram assumidos como iguais a 50% deste (Dinelli et al., 2012): $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ para P e $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ para N.

Para as medidas de oxigênio dissolvido foi utilizado um medidor portátil marca Hanna, modelo HI 9146, com resolução de $0,01 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$, $0,1\% \text{ O}_2$ e $0,1^\circ\text{C}$, precisão $\pm 1,5\% \pm 0,5^\circ\text{C}$, calibração automática em ar saturado, compensação de temperatura automática de 0 a 50°C e compensação de altitude de 0 a 4 km, com 100 m de resolução.

As medidas de condutividade elétrica foram realizadas com um condutímetro marca Hanna, modelo HI 9130, com amplitude de 0,0 a $199,9 \mu\text{S cm}^{-1}$, resolução de $0,1 \mu\text{S cm}^{-1}$, precisão de $\pm 1\%$ e compensação de temperatura automática de 10 a 40°C .

As medidas de pH foram realizadas com um pHmetro portátil marca Hanna, modelo HI 9126, amplitude de $-2,00$ a $16,00$, resolução de $0,01$, precisão de $\pm 0,01$, com dois pontos de calibração (4,00 e 7,00).

A temperatura da água foi medida em cada ponto de amostragem, à sombra sempre que possível, utilizando o sensor de temperatura do medidor de pH.

Análise Estatística

O grau de dependência linear entre as preditoras foi testado pelo coeficiente de correlação de Spearman (Tabela 4) utilizando a biblioteca "stats" (R Core Team, 2019), que apontou correlação entre as variáveis largura e cobertura (0,83), e largura e qualidade florestal (0,72). Zuur, Ieno e Elphick (2010) indicaram a exclusão de variáveis preditoras que apresentem colinearidade igual ou superior a 0,70. Neste sentido, as análises foram conduzidas considerando dois conjuntos de preditoras: o primeiro, composto por entorno (quando a análise incluiu todas as unidades amostrais, n=11), largura, área, inclinação, fósforo no solo do entorno e no solo ripário e precipitação, e o segundo, composto por entorno (da mesma forma, quando a análise incluiu todas as unidades amostrais, n=11), cobertura florestal, qualidade da floresta, área, inclinação, fósforo no solo do entorno e no solo ripário, e precipitação.

Tabela 4. Coeficiente de correlação de Spearman entre variáveis preditoras (n=11). Largura da faixa de floresta ripária (m), cobertura florestal (%), estimativa de qualidade da floresta (AER), área da bacia de contribuição (ha), inclinação média da bacia de contribuição (%) e teor de fósforo no solo ripário (Prip, mg dm⁻³) e do entorno (Pent, mg dm⁻³), e precipitação (mm).

	Largura	Cobertura	Qualidade	Inclinação	Área	Prip	Pent
Cobertura	0,83	1					
Qualidade	0,72	0,57	1				
Inclinação	-0,12	0,18	-0,01	1			
Área	0,26	0,14	0,53	-0,42	1		
Prip	0,42	0,43	0,50	0,09	0,43	1	
Pent	0,13	0,09	0,49	-0,26	0,31	0,24	1
Precipitação	-0,06	-0,01	-0,03	0,09	-0,12	0,00	0,03

O teste de Kruskal-Wallis (biblioteca "stats"; R Core Team, 2019) foi executado para verificar se os ambientes apresentaram diferenças entre pontos de amostragem e entre amostragens. Quando houve diferenças, o teste de Dunn (biblioteca "dunn.test"; Dinno, 2017) identificou quais amostragens e quais pontos de amostragem diferiram.

Para testar a normalidade dos resultados, apresentados na íntegra no Apêndice 3, foi utilizado o teste de Shapiro-Wilk (biblioteca "stats"; R Core Team, 2019) para valores brutos, para valores padronizados em log+1 e para valores em

Zdados (pela equação $Z_{\text{dados}}=(X-\mu)/\sigma$, onde μ é a média e σ é o desvio padrão). Como, de acordo com este teste, os dados não mostraram distribuição normal (Tabela 5), foram utilizados modelos lineares generalizados mistos (GLMM; biblioteca "lme4"; Bates et al., 2015) para avaliar as relações entre cada variável-resposta e os dois conjuntos de preditoras. Os modelos incluíram uma combinação de efeitos fixos (os dois conjuntos de preditoras) e aleatórios (tempo, unidades amostrais e pontos de amostragem). Efeitos aleatórios permitem o controle de variáveis que não possuem independência, como é o caso de pontos de amostragem (pt1 a pt4) situados no mesmo riacho (medidas aninhadas) e amostragens feitas nos mesmos pontos em intervalos de tempo (medidas repetidas, T1 a T5) (Zuur et al., 2009).

Tabela 5. Normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk para o conjunto total de dados (n=11) e para as bacias agrícolas (Agr; n=8), testada com valores brutos, com valores transformados em Zdados e em log+1. P=fósforo como fosfato (PO₄-P), em mg L⁻¹; N=nitrogênio como nitrato (NO₃-N), em mg L⁻¹; OD=oxigênio dissolvido, em mg L⁻¹; CE=condutividade elétrica, em μS cm⁻³; pH; TAg=temperatura da água, em °C.

	P	N	OD	CE	pH	TAg
n=11, dados brutos						
p	1,47e-08	<2,2e-16	6,55e-07	5,97e-04	9,05e-13	8,47e-13
n=11, Zdados						
p	2,29e-08	<2,2e-16	3,80e-07	4,36e-04	1,39e-12	1,13e-12
n=11, log+1						
p	9,88e-07	<2,2e-16	3,72e-08	2,57e-08	<2,2e-16	1,34e-15
Agr, dados brutos						
p	1,57e-07	1,019e-10	7,23e-06	9,81e-4	0,02	1,37e-13
Agr, Zdados						
p	2,57e-07	9,84e-11	4,19e-06	8,05e-04	0,03	1,78e-13
Agr, log+1						
p	3,37e-06	2,60e-11	4,52e-07	4,94e-08	1,07e-3	1,12e-15

A família de distribuição mais adequada aos dados, Gamma (link="log"), foi selecionada pelo método de ajuste de máxima verossimilhança utilizando a função *fitdistr*, biblioteca "MASS" (Venables e Ripley, 2002); a seguir foi feita a inspeção visual dos gráficos de dispersão dos *quantis* dos resíduos estudantis de um modelo linear contra *quantis* teóricos das distribuições testadas utilizando a função *qqp*, biblioteca "car" (Fox e Weisberg, 2019).

O melhor modelo para cada variável-resposta foi selecionado utilizando a função *ICtab*, biblioteca "bbmle" (Bolker e R Development Core Team, 2017), que calcula critérios de informação Akaike (AIC) para uma série de modelos, opcionalmente fornecendo informações sobre pesos e diferenças entre critérios de

informação, por exemplo. Este comando calcula o valor de delta, que é a diferença entre o melhor modelo, ao qual é atribuído o valor zero, e os demais modelos, criando uma tabela em ordem crescente de valores, com o melhor modelo no topo.

As análises foram conduzidas utilizando o conjunto total dos dados, considerando bacias agrícolas e florestais ($n=11$), e separadamente, apenas para bacias agrícolas ($n=8$). Todas as análises estatísticas foram realizadas com o pacote estatístico R (R Core Team, 2019).

RESULTADOS

As florestas das 11 unidades amostrais apresentaram largura média entre 1 e 1.284 m, cobertura florestal entre 0,1 e 100%, e pontuação de qualidade entre 1 e 35 (Tabela 6). As três bacias florestais apresentaram florestas com mais de 600 m de largura média, cobertura florestal entre 85 e 100% e qualidade florestal regular ou boa, com pontuação entre 21 e 35. As florestas ripárias das bacias agrícolas apresentaram largura média entre 1 e 164 m, cobertura florestal entre 0,1 e 24% e qualidade florestal "muito baixa" ou "baixa", com pontuação entre 1 e 17.

A área de captação das bacias variou entre 15 e 119 hectares, e a inclinação média, entre 6 e 17 % (Tabela 6), o que é compatível com a variação de relevo descrita para a região (suave-ondulado a ondulado; Embrapa-SNLCS, 1984). O teor de fósforo no solo do entorno e no solo ripário apresentou grande amplitude de valores, variando entre 2,60 e 60,8 mg dm⁻³ no entorno e entre 1,90 e 44,6 mg dm⁻³ no ripário (Tabela 6).

A precipitação acumulada por sete dias antes de cada amostragem variou de 0 a 195 mm, sendo que a segunda amostragem (T2), ocorrida em novembro/dezembro de 2015 (Tabela 3), corresponde ao maior volume acumulado de sete dias (129±46 mm; Figura 6, A) e ao maior volume mensal registrado (novembro de 2015, 516 mm; Figura 6, B; Anexo 2) durante o período amostrado. As amostragens de junho/julho/agosto de 2015 (T1; 18±33 mm), março/abril de 2016 (T3; 15±14 mm) e junho/julho de 2016 (T4; 16±33 mm) (Tabela 3) correspondem aos menores volumes de precipitação (Figura 6).

O teste de Kruskal-Wallis (Tabela 7) apontou que N e temperatura diferem entre os ambientes agrícola e florestal (Figura 7). Também detectou diferenças nos valores de oxigênio dissolvido e de temperatura entre pontos de amostragem nas bacias agrícolas, e nos valores de P, oxigênio dissolvido e temperatura entre amostragens tanto nas bacias agrícolas quanto nas florestais (Tabela 7; Figura 8).

O teste de Dunn indicou diferenças nas medidas de oxigênio dissolvido nos riachos agrícolas e florestais entre pt1 e pt3 e entre pt1 e pt4; e diferenças na temperatura dos riachos agrícolas entre pt1 e pt3, pt1 e pt4, e pt2 e pt4, e em riachos florestais entre pt1 e pt4. Houve maior concentração de oxigênio dissolvido e menor temperatura no pt4, nos dois tipos de ambiente. O teste indicou,

também no pt4, P em menor concentração nos riachos agrícolas e em concentração constante nos riachos florestais (Tabela 8; Figura 8).

Ainda de acordo com o teste de Dunn, ambos os ambientes apresentaram o mesmo comportamento para P, oxigênio dissolvido e temperatura entre amostragens, com valores mais elevados registrados em T2 e T3 (Tabela 9; Figura 8), e redução em T4 e T5 (Tabela 9; Figura 8), padrão que acompanhou a pluviosidade do período (Figura 6). É importante destacar que em 2015 e 2016 os volumes de precipitação foram atípicos. Em nove dos 15 meses compreendidos pelo período de amostragem foram registrados volumes superiores às médias mensais máximas históricas de 1976 a 2016, mesmo considerando o coeficiente de variação (CV) de 35% (Anexo 2). A relação entre pluviosidade e qualidade da água também foi apontada pelos modelos gerados por GLMM, nos quais a precipitação acumulada foi relacionada a quatro das seis variáveis analisadas (N, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e temperatura; Tabela 10).

Os modelos selecionados, gerados por GLMM (n=11; Tabela 10; Apêndice 4), indicaram que P foi influenciado pela área e pelo fósforo no solo do entorno e no ripário, enquanto N mostrou-se sensível à cobertura e qualidade da floresta, à área e à inclinação da bacia, ao fósforo no solo do entorno e no ripário e à precipitação. Oxigênio dissolvido respondeu ao entorno (agrícola ou florestal), ao fósforo no solo ripário e à precipitação; a condutividade elétrica foi sensível ao entorno, à inclinação, ao fósforo no solo ripário e à precipitação. O pH foi influenciado apenas pela área da bacia e pelo fósforo no solo ripário; a temperatura foi influenciada pela cobertura e pela qualidade da floresta, pela inclinação e pela precipitação. Quando as 11 unidades amostrais foram consideradas nesta análise, nenhuma das variáveis foi influenciada pela largura da floresta.

Ainda de acordo com os modelos selecionados para o conjunto total dos dados (n=11; Tabela 10), N e temperatura da água responderam à cobertura e à qualidade da floresta, reforçando os resultados do teste de Kruskal-Wallis (Tabela 7; Figura 7), que indicaram que estas variáveis diferiram entre ambientes. A concentração de N nos riachos florestais foi constante e sempre abaixo do limite de detecção do método utilizado, mesmo quando o volume de precipitação foi maior, enquanto nos riachos agrícolas as médias por amostragem flutuaram entre 0,5 e 2,4 mg L⁻¹ (Apêndice 3), sem diferença entre amostragens (Figura 8). A amplitude de temperatura média por amostragem, por sua vez, foi duas vezes maior nos riachos

agrícolas, sendo que a média mínima registrada neste ambiente foi 15,8°C e a máxima, 22,8°C (7°C de amplitude), enquanto nos riachos florestais a variação esteve entre 18,6 e 22,0°C (3,4°C de amplitude) (Figura 7; Figura 8; Apêndice 3).

Considerando apenas riachos agrícolas (n=8; Tabela 11; Apêndice 5), os modelos selecionados apontaram que P respondeu à qualidade da floresta, à área e ao fósforo no solo do entorno e no ripário, e que N foi influenciado por área, inclinação, fósforo no solo do entorno e no ripário, e precipitação. O oxigênio dissolvido sofreu influência da cobertura florestal, da área, da inclinação, do fósforo no solo ripário e da precipitação. A condutividade elétrica respondeu à cobertura e à qualidade florestais, à área, à inclinação, ao fósforo no solo do entorno e no ripário, e à precipitação. A largura da floresta exerceu influência apenas sobre o pH e a temperatura da água, e esta última também foi influenciada pela área, pela inclinação, pelo fósforo no solo ripário e pela precipitação.

Ainda sobre os modelos obtidos somente com os dados dos riachos agrícolas (n=8; Tabela 12), P, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, pH e temperatura da água foram influenciados por ao menos uma das características florestais (Tabela 11; Tabela 12), sendo que a cobertura e a qualidade da floresta apresentaram maior relevância do que a largura. Outra diferença observada em riachos agrícolas foi a participação concomitante de área e inclinação em quatro dos seis modelos, o que ocorreu apenas em um dos modelos gerados com o conjunto total dos dados (Tabela 12).

Os valores de fósforo no solo do entorno e no ripário foram muito variáveis, inclusive nas bacias florestais (Tabela 6). No entanto, os valores de um ou de ambos influenciaram cinco das variáveis-resposta analisadas, exceto temperatura quando n=11 (Tabela 10) e pH quando n=8 (Tabela 11).

Tabela 6. Caracterização geral das unidades amostrais em bacias agrícolas e bacias florestais, com base no uso/ocupação predominante do solo na bacia de contribuição, largura, cobertura e qualidade florestais, área e inclinação da bacia de contribuição e teor de fósforo no solo do entorno (Pent) e no ripário (Prip), por ponto de amostragem (pt1 a pt4) e por unidade amostral. Os valores de cada ponto de amostragem para largura, cobertura, qualidade e área equivalem à média a montante; desta forma, o valor em pt4 corresponde à média da unidade amostral. A inclinação de cada ponto de amostragem é a média entre os transectos das suas margens direita e esquerda. A inclinação média de cada unidade amostral é a média entre os quatro pontos. Para o fósforo no solo foram analisadas uma amostra composta do solo do entorno e uma amostra composta do solo ripário, por unidade amostral.

Unidade amostral	Bacias agrícolas								Bacias florestais		
	PQ	MH	PI	JO	DH	RL	MA	RV	CO	BL	GY
Largura (m)											
pt1	0	114	14	13	52	33	23	47	1108	852	1039
pt2	0	129	16	16	73	25	24	40	933	742	1150
pt3	0	148	15	15	55	25	27	35	879	687	1199
pt4	1	164	14	17	44	23	31	32	854	647	1284
Cobertura (%)											
pt1	0,0	2,3	0,4	0,3	5,9	0,2	0,4	0,3	79	100	100
pt2	0,0	17	1,7	2,2	8,2	0,7	1,1	1,0	81	100	100
pt3	0,0	21	2,7	2,5	12	1,0	2,4	1,2	82	100	100
pt4	0,1	24	2,9	3,0	12	1,3	3,8	1,4	84	100	100
Qualidade											
pt1	0	17	16	12	13	16	18	17	21	26	35
pt2	0	15	15	13	13	15	18	17	21	25	34
pt3	0	13	14	15	14	15	17	16	20	25	34
pt4	1	14	15	15	13	16	17	16	20	25	35
Área (ha)											
pt1	36	8	10	10	12	45	38	85	29	96	48
pt2	39	11	12	14	14	49	41	94	31	103	51
pt3	43	12	16	17	17	52	46	102	34	110	53
pt4	47	15	20	21	21	56	51	111	37	119	56
Inclinação (%)											
pt1	9	9	16	16	10	6	10	6	11	9	16
pt2	10	8	17	15	10	7	10	6	11	9	17
pt3	11	7	18	15	10	7	10	6	11	8	15
pt4	11	7	18	15	11	8	9	6	10	8	16
Média inclinação	10	8	17	15	10	7	10	6	11	8	16
Pent (mg dm ⁻³)	2,60	4,70	11,5	5,50	3,30	6,90	60,8	15,6	15,9	22,8	3,00
Prip (mg dm ⁻³)	3,80	2,10	7,60	5,80	3,90	3,40	1,90	36,3	15,6	44,6	10,3

Tabela 7. Teste de Kruskal-Wallis para as variáveis-resposta entre bacias florestais e bacias agrícolas (Entorno), entre amostragens e entre pontos de amostragem. P=fósforo como fosfato ($\text{PO}_4\text{-P}$), em mg L^{-1} ; N=nitrogênio como nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$), em mg L^{-1} ; OD=oxigênio dissolvido, em mg L^{-1} ; CE=condutividade elétrica, em $\mu\text{S cm}^{-3}$; pH; TAg=temperatura da água, em $^\circ\text{C}$; χ^2 =qui-quadrado. A hipótese nula, que assume não haver diferença, é rejeitada quando $p \leq \alpha/2$ ($\alpha=0,05$). Os valores destacados em negrito indicam as diferenças.

	Entorno		Entre amostragens				Entre pontos de amostragem			
	χ^2	p	Florestal		Agrícola		Florestal		Agrícola	
	χ^2	p	χ^2	p	χ^2	p	χ^2	p	χ^2	p
P	1,52	0,22	22,1	1,9e-04	58,3	6,6e-12	1,46	0,69	6,97	0,07
N	56,3	6,2e-14	NA	NA	2,77	0,60	NA	NA	2,19	0,53
OD	1,86	0,17	42,9	1,1e-08	114	<2,2e-16	7,70	0,05	12,1	0,01
CE	4,40	0,04	0,60	0,96	2,58	0,63	1,59	0,66	0,27	0,97
pH	1,0e-03	0,98	1,40	0,84	8,98	0,06	2,86	0,41	0,30	0,96
TAg	34,7	3,9e-09	32,4	1,6e-06	63,1	6,6e-13	6,22	0,10	19,0	2,7e-04

Tabela 8. Teste de Dunn para verificar diferenças nas variáveis-resposta entre os pontos de amostragem (pt1 a pt4) nas bacias agrícolas (agr) e nas bacias florestais (flo). P=fósforo como fosfato ($\text{PO}_4\text{-P}$), em mg L^{-1} ; N=nitrogênio como nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$), em mg L^{-1} ; OD=oxigênio dissolvido, em mg L^{-1} ; CE=condutividade elétrica, em $\mu\text{S cm}^{-3}$; pH; TAg=temperatura da água, em $^\circ\text{C}$; χ^2 =qui-quadrado. A hipótese nula, que assume não haver diferença entre os pontos de amostragem, é rejeitada quando $p \leq \alpha/2$ ($\alpha=0,05$). Os valores destacados em negrito indicam as diferenças entre pontos de amostragem.

P_agr	pt1	pt2	pt3	P_flo	pt1	pt2	pt3
pt2 χ^2	0,24			pt2 χ^2	-0,45		
p	0,41			p	0,32		
pt3 χ^2	1,69	1,45		pt3 χ^2	-0,35	0,10	
p	0,05	0,07		p	0,36	0,46	
pt4 χ^2	2,20	1,96	0,50	pt4 χ^2	0,64	1,09	0,99
P	0,01	0,03	0,31	p	0,26	0,14	0,16
N_agr	pt1	pt2	pt3	N_flo	pt1	pt2	pt3
pt2 χ^2	0,91			pt2 χ^2	-	-	-
p	0,18			p	-	-	-
pt3 χ^2	1,31	0,40		pt3 χ^2	-	-	-
p	0,10	0,35		p	-	-	-
pt4 χ^2	1,25	0,33	-0,06	pt4 χ^2	-	-	-
p	0,11	0,37	0,48	p	-	-	-
OD_agr	pt1	pt2	pt3	OD_flo	pt1	pt2	pt3
pt2 χ^2	-1,88			pt2 χ^2	-1,79		
p	0,03			p	0,04		
pt3 χ^2	-3,17	-1,28		pt3 χ^2	-2,22	-0,42	
p	8,0e-04	0,10		p	0,01	0,34	
pt4 χ^2	-2,83	-0,95	0,34	pt4 χ^2	-2,54	-0,74	-0,32
p	2,3e-03	0,17	0,37	p	0,01	0,23	0,37

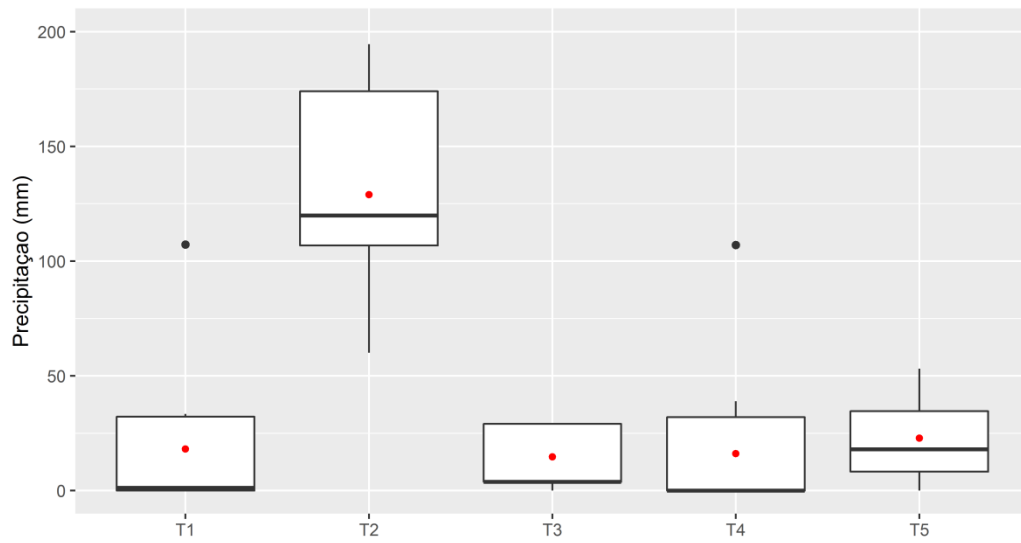
CE_agr	pt1	pt2	pt3	CE_flo	pt1	pt2	pt3
pt2 χ^2	-0,38			pt2 χ^2	-0,53		
p	0,35			p	0,30		
pt3 χ^2	-0,31	0,08		pt3 χ^2	-0,89	-0,36	
p	0,38	0,47		p	0,19	0,36	
pt4 χ^2	0,03	0,41	0,33	pt4 χ^2	-1,20	-0,67	-0,31
p	0,49	0,34	0,37	p	0,12	0,25	0,38
pH_agr	pt1	pt2	pt3	pH_flo	pt1	pt2	pt3
pt2 χ^2	-0,06			pt2 χ^2	-1,50		
p	0,48			p	0,07		
pt3 χ^2	-0,24	-0,18		pt3 χ^2	-1,14	0,36	
p	0,40	0,43		p	0,13	0,36	
pt4 χ^2	-0,50	-0,44	-0,25	pt4 χ^2	-0,36	1,14	0,78
p	0,31	0,33	0,40	p	0,36	0,13	0,22
TAg_agr	pt1	pt2	pt3	TAg_flo	pt1	pt2	pt3
pt2 χ^2	1,46			pt2 χ^2	0,92		
p	0,07			p	0,18		
pt3 χ^2	2,86	1,40		pt3 χ^2	1,64	0,72	
p	2,1e-03	0,08		p	0,05	0,24	
pt4 χ^2	4,13	2,66	1,26	pt4 χ^2	2,39	1,46	0,74
p	0,0e+00	3,9e-03	0,10	p	0,01	0,07	0,23

Tabela 9. Teste de Dunn para verificar diferenças nas variáveis-resposta entre amostragens (T1 a T5) nas bacias agrícolas (agr) e nas bacias florestais (flo). P=fósforo como fosfato ($\text{PO}_4\text{-P}$), em mg L^{-1} ; N=nitrogênio como nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$), em mg L^{-1} ; OD=oxigênio dissolvido, em mg L^{-1} ; CE=condutividade elétrica, em $\mu\text{S cm}^{-3}$; pH; TAg=temperatura da água, em $^\circ\text{C}$; χ^2 =qui-quadrado. A hipótese nula, que assume não haver diferença entre as amostragens, é rejeitada quando $p \leq \alpha/2$ ($\alpha = 0,05$). Os valores destacados em negrito indicam as diferenças entre amostragens.

P_agr	T1	T2	T3	T4	P_flo	T1	T2	T3	T4
T2 χ^2	-1,16				T2 χ^2	-0,97			
p	0,12				p	0,17			
T3 χ^2	-2,58	-1,42			T3 χ^2	-1,12	-0,15		
p	0,01	0,08			p	0,13	0,44		
T4 χ^2	4,08	5,23	6,65		T4 χ^2	2,86	3,82	3,98	
p	0,0e+00	0,0e+00	0,0e+00		p	2,1e-03	1,0e-04	0,0e+00	
T5 χ^2	2,48	3,63	5,05	-1,60	T5 χ^2	1,21	2,18	2,33	-1,65
p	0,01	1,0e-04	0,00e+00	0,05	p	0,11	0,01	0,01	0,05

N_agr	T1	T2	T3	T4	N_flo	T1	T2	T3	T4
T2 χ^2	-1,15				T2 χ^2	-	-	-	-
p	0,12				p	-	-	-	-
T3 χ^2	0,31	1,46			T3 χ^2	-	-	-	-
p	0,38	0,07			p	-	-	-	-
T4 χ^2	-0,03	1,12	-0,34		T4 χ^2	-	-	-	-
p	0,49	0,13	0,37		p	-	-	-	-
T5 χ^2	-0,66	0,49	-0,96	-0,63	T5 χ^2	-	-	-	-
p	0,26	0,31	0,17	0,27	p	-	-	-	-
OD_agr	T1	T2	T3	T4	OD_flo	T1	T2	T3	T4
T2 χ^2	-5,68				T2 χ^2	-4,15			
p	0,0e+00				p	0,0e+00			
T3 χ^2	-6,52	-0,84			T3 χ^2	-4,21	-0,06		
p	0,0e+00	0,20			p	0,0e+00	0,48		
T4 χ^2	-6,06	-0,37	0,47		T4 χ^2	-3,27	0,88	0,94	
p	0,0e+00	0,36	0,32		p	5,0e-04	0,19	0,17	
T5 χ^2	1,44	7,12	7,96	7,49	T5 χ^2	0,56	4,71	4,77	3,83
p	0,08	0,0e+00	0,0e+00	0,0e+00	p	0,29	0,0e+00	0,0e+00	1,0e-04
CE_agr	T1	T2	T3	T4	CE_flo	T1	T2	T3	T4
T2 χ^2	-1,21				T2 χ^2	-0,60			
p	0,11				p	0,27			
T3 χ^2	-0,94	0,27			T3 χ^2	-0,60	0,00		
p	0,17	0,39			p	0,27	0,50		
T4 χ^2	-0,45	0,76	0,49		T4 χ^2	-0,12	0,49	0,49	
p	0,33	0,22	0,31		p	0,45	0,31	0,31	
T5 χ^2	-1,38	-0,18	-0,45	-0,93	T5 χ^2	-0,34	0,26	0,26	-0,23
p	0,08	0,43	0,33	0,18	p	0,37	0,40	0,40	0,41
pH_agr	T1	T2	T3	T4	pH_flo	T1	T2	T3	T4
T2 χ^2	-0,30				T2 χ^2	-0,74			
p	0,38				p	0,23			
T3 χ^2	-1,56	-1,25			T3 χ^2	-0,75	-0,01		
p	0,06	0,11			p	0,23	0,50		
T4 χ^2	-2,65	-2,35	-1,10		T4 χ^2	-0,85	-0,11	-0,09	
p	4,0e-03	0,01	0,14		p	0,20	0,46	0,46	
T5 χ^2	-1,30	-1,00	0,25	1,35	T5 χ^2	-0,04	0,70	0,71	0,80
p	0,10	0,16	0,40	0,09	p	0,48	0,24	0,24	0,21
TAg_agr	T1	T2	T3	T4	TAg_flo	T1	T2	T3	T4
T2 χ^2	-4,32				T2 χ^2	-2,56			
p	0,0e+00				p	0,01			
T3 χ^2	-4,83	-0,51			T3 χ^2	-3,87			
p	0,0e+00	0,31			p	1,0e-04	0,09		
T4 χ^2	0,94	5,26	5,76		T4 χ^2	0,77	3,32	4,64	
p	0,17	0,0e+00	0,0e+00		p	0,22	4,0e-04	0,0e+00	
T5 χ^2	0,58	4,90	5,40	-0,36	T5 χ^2	0,21	2,76	4,07	-0,56
p	0,28	0,0e+00	0,0e+00	0,36	p	0,42	2,9e-03	0,0e+00	0,29

A



B

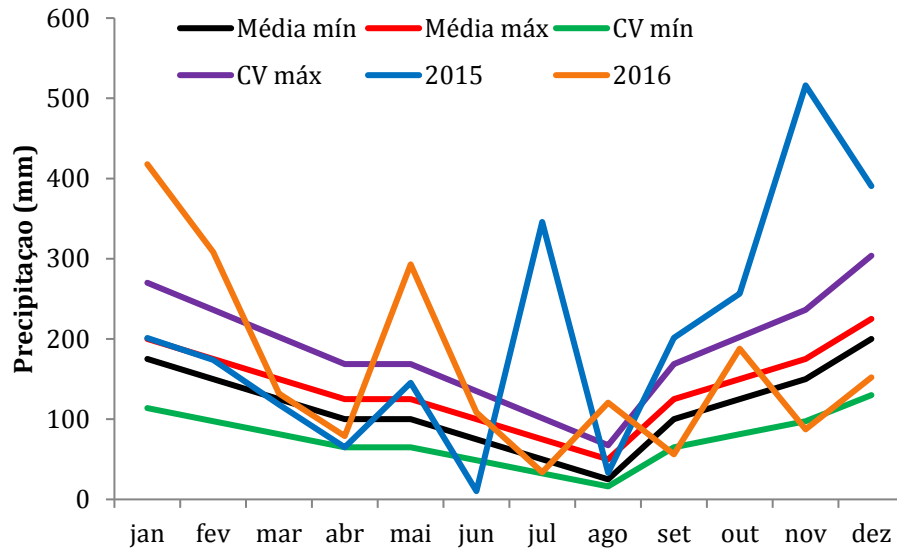


Figura 6. A) Volume de precipitação (mm) durante os sete dias que antecederam cada amostragem (T1 a T5). A linha horizontal representa a mediana e o ponto vermelho indica a média em cada amostragem. T1: 21/07 a 15/09/2015; T2: 10/11 a 09/12/2015; T3: 22/03 a 19/04/2016; T4: 08/06 a 06/07/2016; T5: 31/08 a 23/09/2016. B) Precipitação histórica mensal (mm) mínima (Média mín), máxima (Média máx), mínima e máxima acrescentadas de coeficiente de variação de 35% (CV mín e CV máx, respectivamente), e precipitação mensal em 2015 e 2016. Fonte: Iapar (2017b,c).

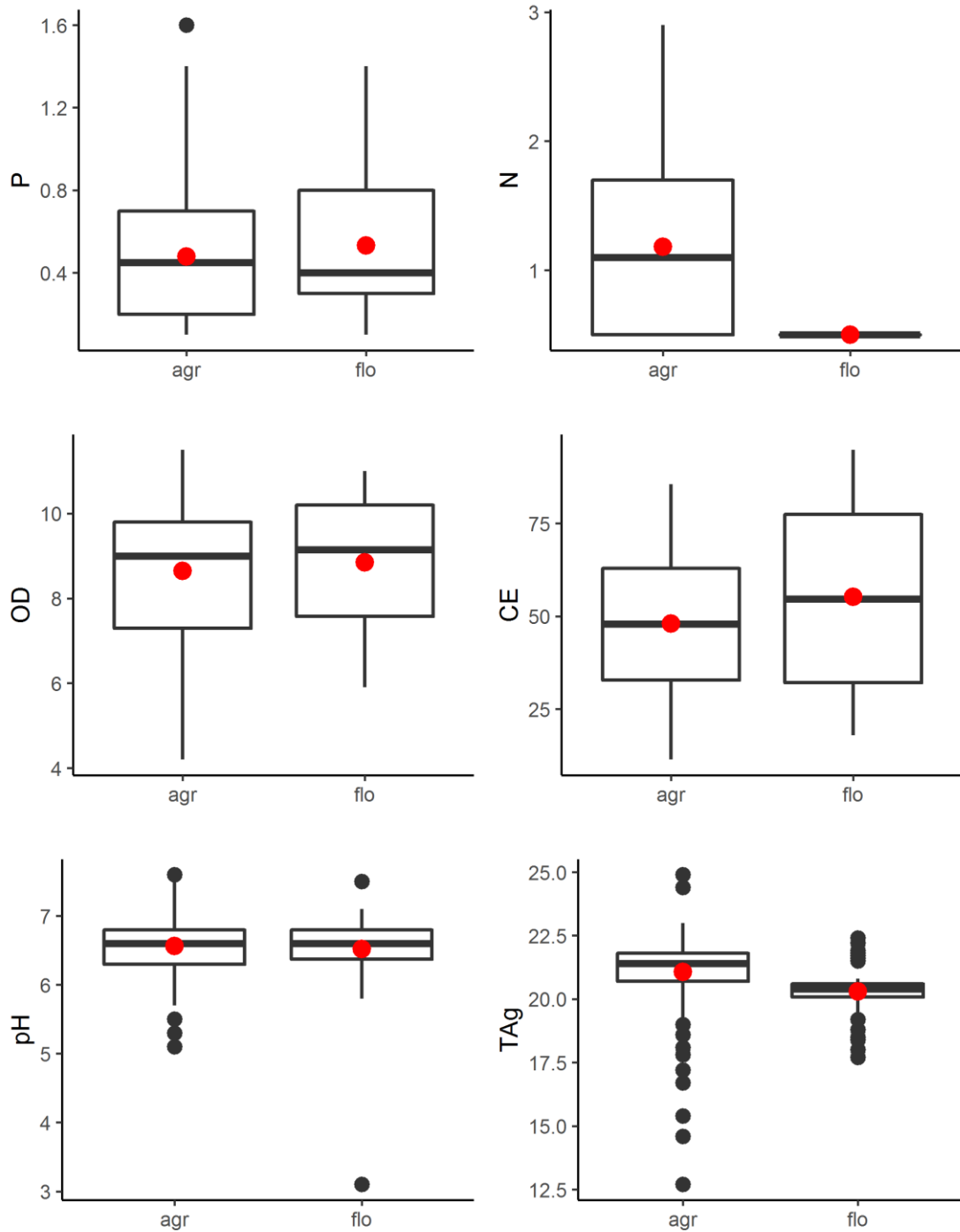


Figura 7. Qualidade da água entre os ambientes agrícola (agr) e florestal (flo). A linha horizontal representa a mediana e o ponto vermelho indica a média em cada ambiente. P=fósforo como fosfato ($\text{PO}_4\text{-P}$), em mg L^{-1} ; N=nitrogênio como nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$), em mg L^{-1} ; OD=oxigênio dissolvido, em mg L^{-1} ; CE=condutividade elétrica, em $\mu\text{S cm}^{-3}$; pH; TAG=temperatura da água, em $^{\circ}\text{C}$.

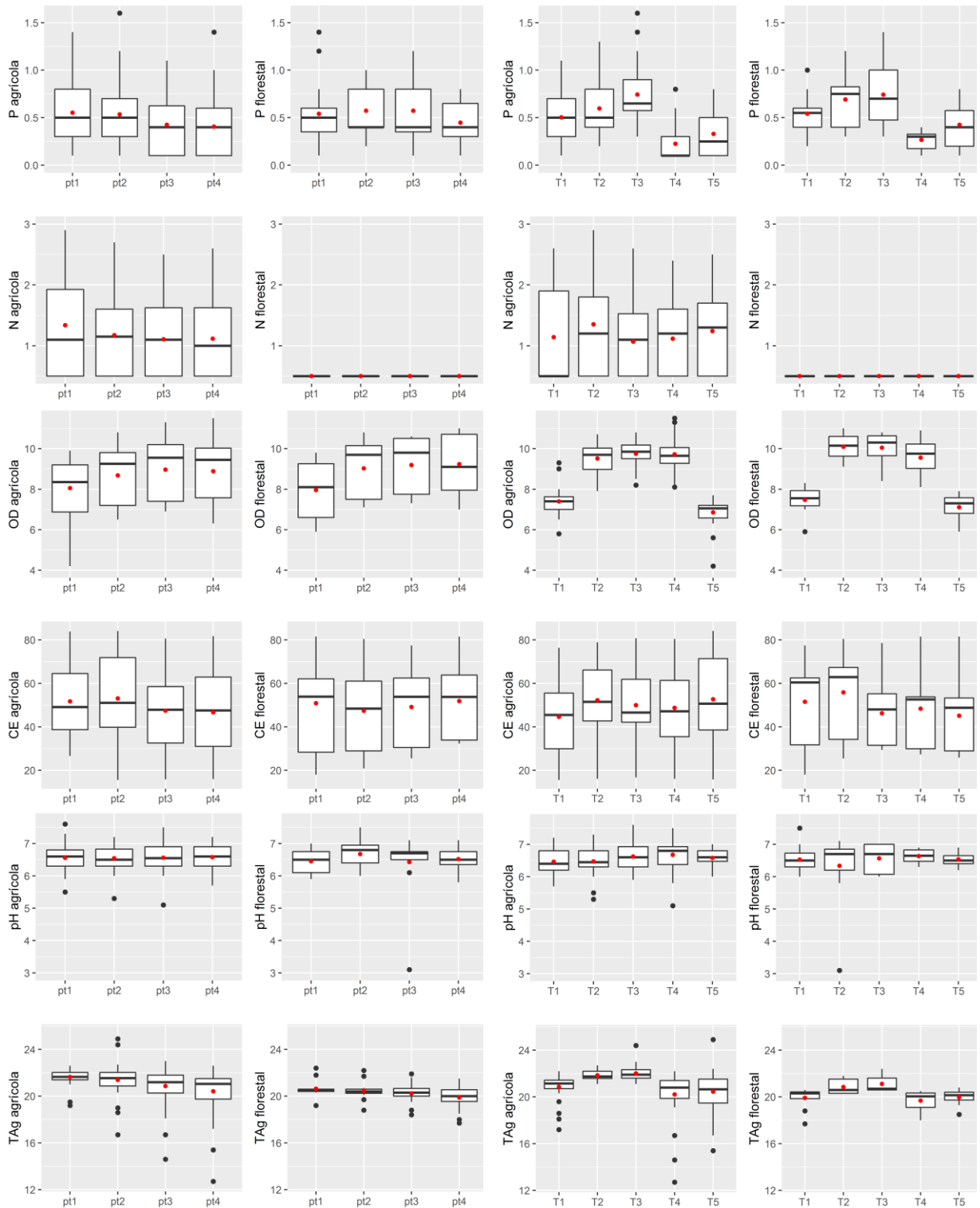


Figura 8. Variação da qualidade da água entre pontos de amostragem (pt1 a pt4) e entre amostragens (T1 a T5), nas bacias agrícolas e nas bacias florestais. A linha horizontal representa a mediana e o ponto vermelho indica a média. P=fósforo como fosfato ($\text{PO}_4\text{-P}$), em mg L^{-1} ; N=nitrogênio como nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$), em mg L^{-1} ; OD=oxigênio dissolvido, em mg L^{-1} ; CE=condutividade elétrica, em $\mu\text{S cm}^{-3}$; pH; TAg=temperatura da água, em $^{\circ}\text{C}$.

Tabela 10. Modelos selecionados para cada variável-resposta a partir do conjunto total de dados (n=11). Variáveis de efeitos fixos (preditoras): largura da faixa de floresta ripária, em m; cobertura florestal, em %; estimativa de qualidade da floresta; área da bacia de contribuição, em ha; inclinação média da bacia de contribuição, em %; teor de fósforo no solo do entorno (Pent) e no solo ripário (Prip), em mg dm⁻³; precipitação, em mm. Variáveis de efeitos aleatórios: amostragens, unidades amostrais e pontos de amostragem. Variáveis-resposta: P=fósforo como fosfato (PO₄-P), em mg L⁻¹; N=nitrogênio como nitrato (NO₃-N), em mg L⁻¹; OD=oxigênio dissolvido, em mg L⁻¹; CE=condutividade elétrica, em μS cm⁻³; pH; TAg=temperatura da água, em °C; Pent=teor de fósforo no solo do entorno, em mg dm⁻³; Prip=teor de fósforo no solo ripário, em mg dm⁻³. Códigos de significância: '****' 0,001, '***' 0,01, '**' 0,05 e '*' 0,1.

Variável-resposta	Preditora	Estimativa	Erro padrão	Valor de t	Pr(> z)
P	Largura	0,0007	0,0006	1,2960	0,1950
	Entorno	-0,5802	0,5917	-0,9800	0,3269
	Área	-0,0173	0,0041	-4,2510	2,13e-05 ***
	Inclinação	0,0127	0,0215	0,5910	0,5544
	Pent	0,0114	0,0045	2,5450	0,0109 *
	Prip	0,0289	0,0098	2,9570	0,0031 **
	Precipitação	0,0003	0,0006	0,5190	0,6039
N	Cobertura	-0,8412	0,3683	-2,2840	0,0224 *
	Qualidade	0,0115	0,0052	2,2100	0,0271 *
	Entorno	-0,3345	0,3193	-1,0470	0,2949
	Área	-0,0083	0,0017	-4,9940	5,90e-07 ***
	Inclinação	0,0959	0,0086	11,1340	<2,00e-16 ***
	Pent	0,0213	0,0017	12,6490	<2,00e-16 ***
	Prip	0,0227	0,0036	6,3500	2,15e-10 ***
	Precipitação	0,0007	0,0003	2,2740	0,0230 *
OD	Cobertura	0,2733	0,1817	1,5050	0,1325
	Qualidade	-0,0027	0,0026	-1,0080	0,3133
	Entorno	-0,2241	0,1587	-1,4130	0,1578
	Área	0,0024	0,0008	2,8800	0,0040 **
	Inclinação	0,0011	0,0044	0,2420	0,8086
	Pent	-0,0004	0,0009	-0,4720	0,6369
	Prip	-0,0053	0,0018	-2,9140	0,0036 **
	Precipitação	0,0007	0,0001	5,0130	5,37e-07 ***
CE	Largura	-0,0003	0,0003	-0,9450	0,3448
	Entorno	0,6210	0,2959	2,0980	0,0359 *
	Área	-0,0007	0,0021	-0,3400	0,7340
	Inclinação	0,0570	0,0121	4,7090	2,48e-06 ***
	Pent	0,0040	0,0026	1,4920	0,1358
	Prip	-0,0223	0,0053	-4,1930	2,75e-05 ***
	Precipitação	0,0005	0,0002	2,8270	0,0047 **

Variável-resposta	Preditora	Estimativa	Erro padrão	Valor de t	Pr(> z)
pH	Cobertura	0,0959	0,0717	1,3370	0,1813
	Qualidade	-0,0017	0,0010	-1,6790	0,0931 •
	Entorno	-0,0644	0,0617	-1,0440	0,2967
	Área	-0,0015	0,0003	-4,7590	1,95e-06 ***
	Inclinação	-0,0012	0,0016	-0,7450	0,4560
	Pent	0,0003	0,0003	0,8650	0,3870
	Prip	0,0027	0,0007	3,9730	7,11e-05 ***
	Precipitação	0,0001	0,0001	0,6900	0,4903
TAg	Cobertura	-0,1171	0,0557	-2,1030	0,0354 *
	Qualidade	-0,0021	0,0008	-2,5000	0,0124 *
	Entorno	0,0584	0,0492	1,1870	0,2352
	Área	0,0000	0,0003	-0,0330	0,9733
	Inclinação	0,0041	0,0014	2,9270	0,0034 **
	Pent	0,0003	0,0003	1,1010	0,2707
	Prip	0,0008	0,0006	1,4440	0,1487
	Precipitação	0,0001	0,0001	2,2140	0,0268 *

Tabela 11. Modelos selecionados, para cada variável-resposta, para bacias agrícolas (n=8). Variáveis de efeitos fixos (preditoras): largura da faixa de floresta ripária, em m; cobertura florestal, em %; estimativa de qualidade da floresta; área da bacia de contribuição, em ha; inclinação média da bacia de contribuição, em %; teor de fósforo no solo do entorno (Pent) e no solo ripário (Prip), em mg dm⁻³; precipitação, em mm. Variáveis de efeitos aleatórios: amostragens, unidades amostrais e pontos de amostragem. Variáveis-resposta: P=fósforo como fosfato (PO₄-P), em mg L⁻¹; N=nitrogênio como nitrato (NO₃-N), em mg L⁻¹; OD=oxigênio dissolvido, em mg L⁻¹; CE=condutividade elétrica, em μS cm⁻³; pH; TAg=temperatura da água, em °C. Códigos de significância: '****' 0,001, '***' 0,01, '**' 0,05 e '•' 0,1.

Variável-resposta	Preditoras	Estimativa	Erro padrão	Valor de t	Pr(> z)
P	Cobertura	-1,0653	0,9761	-1,0910	0,2751
	Qualidade	-0,0883	0,0119	-7,3990	1,37e-13 ***
	Área	-0,0279	0,0049	-5,7030	1,18e-08 ***
	Inclinação	-0,0264	0,0213	-1,2390	0,2155
	Pent	0,0229	0,0036	6,3490	2,17e-10 ***
	Prip	0,0609	0,0097	6,2970	3,03e-10 ***
	Precipitação	0,0005	0,0008	0,5890	0,5562
	N	Largura	-0,0028	0,0015	-1,8700
Área		-0,0170	0,0038	-4,5150	6,32e-06 ***
Inclinação		0,0648	0,0201	3,2220	0,0013 **
Pent		0,0213	0,0026	8,0820	6,37e-16 ***
Prip		0,0315	0,0073	4,3330	1,47e-05 ***
Precipitação		0,0015	0,0004	3,7210	0,0002 ***
OD	Cobertura	0,6715	0,2265	2,9650	0,0030 **
	Qualidade	0,0022	0,0029	0,7410	0,4587
	Área	0,0046	0,0011	4,0470	0,0001 ***
	Inclinação	0,0148	0,0050	2,9430	0,0033 **
	Pent	-0,0016	0,0009	-1,7700	0,0768 •
	Prip	-0,0078	0,0023	-3,3860	0,0007 ***
	Precipitação	0,0009	0,0001	5,9750	2,31e-09 ***

Variável-resposta	Preditoras	Estimativa	Erro padrão	Valor de t	Pr(> z)	
CE	Cobertura	1,4102	0,4291	3,2870	0,0010	**
	Qualidade	-0,0270	0,0071	-3,8320	0,0001	***
	Área	-0,0128	0,0023	-5,6050	2,09e-08	***
	Inclinação	0,0583	0,0107	5,4460	5,15e-08	***
	Pent	0,0118	0,0022	5,4670	4,58e-08	***
	Prip	0,0214	0,0053	4,0770	4,56e-05	***
	Precipitação	0,0006	0,0002	2,5610	0,0104	*
pH	Largura	0,0004	0,0002	2,1270	0,0334	*
	Área	-0,0006	0,0006	-1,1200	0,2626	
	Inclinação	0,0039	0,0029	1,3790	0,1679	
	Pent	0,0002	0,0003	0,4910	0,6237	
	Prip	0,0008	0,0010	0,8180	0,4133	
	Precipitação	-3,70e-06	0,0001	-0,0460	0,9631	
	TAg	Largura	-0,0013	0,0002	-6,9500	3,65e-12
Área		-0,0014	0,0005	-2,6260	0,0087	**
Inclinação		-0,0063	0,0026	-2,4340	0,0150	*
Pent		0,0002	0,0003	0,7890	0,4303	
Prip		0,0025	0,0009	2,7820	0,0054	**
Precipitação		0,0002	0,0001	2,5260	0,0115	*

Tabela 12. Comparativo entre os modelos gerados para o conjunto total dos dados (n=11) e para bacias agrícolas (n=8), com as preditoras significativas de cada modelo. Os modelos selecionados para cada variável-resposta, por conjunto de dados, estão destacados em negrito. P=fósforo como fosfato (PO₄-P), em mg L⁻¹; N=nitrogênio como nitrato (NO₃-N), em mg L⁻¹; OD=oxigênio dissolvido, em mg L⁻¹; CE=condutividade elétrica, em μS cm⁻³; pH; TAg=temperatura da água, em °C; Larg=largura da faixa de floresta ripária, em m; Cob=cobertura florestal, em %; AER=estimativa de qualidade da floresta; Área=área da bacia de contribuição, em ha; Incl=inclinação da bacia de contribuição, em %; Pent=teor de fósforo no solo do entorno, em mg dm⁻³; Prip=teor de fósforo no solo ripário, em mg dm⁻³; ppt=precipitação, em mm.

	Bacias agrícolas e florestais, n=11		Bacias agrícolas, n=8	
	Modelos com largura	Modelos com Cob+AER	Modelos com largura	Modelos com Cob+AER
P	Área+Pent+Prip	Entorno+AER+Incl	Larg+Área+Prip+ppt	AER+Área+Pent+Prip
N	Entorno+Área+Incl+Pent+Prip+ppt	Cob+AER+Área+Incl+Pent+Prip+ppt	Área+Incl+Pent+Prip+ppt	AER+Área+Incl+Pent+Prip+ppt
OD	Entorno+Larg+Área+Incl+Prip+ppt	Área+Prip+ppt	Área+Prip+ppt	Cob+Área+Incl+Prip+ppt
CE	Entorno+Incl+Prip+ppt	AER+Área+Incl+Pent+Prip+ppt	Larg+Incl+Pent	Cob+AER+Área+Incl+Pent+Prip+ppt
pH	Entorno+Área+Incl+Pent+Prip	Área+Prip	Larg	AER
TAg	Incl	Cob+AER+Incl+ppt	Larg+Área+Incl+Prip+ppt	Cob+AER+Área+Pent+Prip+ppt

DISCUSSÃO

A forma como ocorreu a ocupação do norte do Paraná na primeira metade do século XX, privilegiando o desmatamento (Soares e Medri, 2002), determinou a relação entre quantidade e qualidade de floresta ripária na região. A vegetação florestal existente nas oito unidades amostrais agrícolas está restrita a áreas com relevo mais íngreme e/ou com solo raso, inadequado para o uso agrícola. Esta é a característica predominante das florestas ripárias do norte do Paraná: faixas estreitas e alongadas em paisagem hiperfragmentada, sujeitas integralmente aos efeitos de borda, e estes, de acordo com Malcolm (1994) e Ries et al. (2004), comprometem a estrutura e a composição da vegetação e o funcionamento do ecossistema.

Concentração de N e temperatura foram as variáveis que diferiram entre riachos agrícolas e florestais. Nos florestais, a presença de florestas em mais de 85% da bacia de contribuição garantiu a manutenção da concentração de N constantemente abaixo de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$. Nos agrícolas, todos os valores de N registrados, embora abaixo do limite de 10 mg L^{-1} preconizado por Conama (2005), estiveram acima daqueles registrados nos riachos florestais.

O aumento dos níveis de N pode alterar a dinâmica do ambiente aquático e comprometer o ciclo de vida dos organismos associados, ocasionando modificações na abundância e na composição da comunidade de fitoplânctons (Rhodes et al., 2017) e na de macroinvertebrados (Nguyen et al., 2017; Akindele et al., 2018), além de afetar toda a cadeia alimentar. Vale ressaltar que estão sendo considerados os primeiros 150 m dos riachos e que alterações ao longo do percurso ainda podem ocorrer. De acordo com Bernot e Dodds (2005), reações biogeoquímicas que ocorrem durante o percurso em ecossistemas lóticos resultam em diminuição na concentração do N. Contudo, esta diminuição depende do ponto de saturação do sistema e, em escalas maiores, da ocorrência de novas entradas de carga de nutrientes (Broetto et al., 2017).

Além do impacto causado pela alteração na concentração de nutrientes, sem o sombreamento proporcionado pelas florestas ripárias, os riachos agrícolas atingiram temperaturas médias, por amostragem, até $0,8^\circ\text{C}$ mais elevadas em relação às médias registradas nos florestais. A amplitude de temperatura também foi maior nos riachos agrícolas, onde a máxima atingiu $22,8^\circ\text{C}$ e a mínima, $15,8^\circ\text{C}$ (variação de 7°C), enquanto nos florestais a máxima foi 22°C e a mínima,

18,6°C (variação de 3,4°C) (Apêndice 3). Rayne et al. (2007) e Mackenzie (2008) detectaram elevação em até 2°C na temperatura de riachos após a remoção de florestas ripárias. Tanto o aumento da temperatura quanto sua oscilação representam uma ameaça para a fauna aquática, uma vez que metabolismo, taxas de crescimento, reprodução e manutenção da diversidade de espécies estão associadas a esta variável (Ganser, Newton e Haro, 2015; Teittinen et al., 2015)

As florestas possuem reconhecida capacidade de atuar como filtro e salvarguardar ou melhorar a qualidade da água (Gessel, Cole e Steinbrenner, 1973; Lowrance, Todd e Asmussen, 1983; Lowrance et al., 1984; Sweeney e Newbold, 2014; Mello et al., 2017). Contudo, neste estudo, faixas de até 164 m de largura foram ineficientes para conter os impactos do uso do solo na região em períodos de elevada precipitação (T2; Apêndice 3). Ainda que o N não tenha sido quantificado antes e depois da faixa de floresta ripária, as concentrações detectadas nas bacias florestais foram $<1,0 \text{ mg L}^{-1}$ em todas as amostragens, e, segundo Van Looy, Meire e Wasson (2008), as características de áreas preservadas podem ser consideradas como referência. Em estudo realizado na região do alto da bacia do rio Tibagi, também em paisagem agrícola, Aguiar et al. (2015) registraram alta eficiência de faixas de 60 m de largura de florestas ripárias na remoção de P e N. Mas é preciso considerar que sua área de estudo apresentava inclinação menor, entre 8 e 9%, assim como menor percentual de argila no solo (30%) do que as unidades aqui amostradas. Estes resultados corroboram a indicação de se considerar também as características da bacia de contribuição na determinação das áreas de preservação ripárias (Coleman e Kupfer, 1996; Sparovek et al., 2002).

A remoção de N do escoamento superficial, da solução do solo e das águas do lençol freático é atribuída à zona de raízes da floresta, onde ocorre captura e incorporação à biomassa e processos microbiológicos que incluem desnitrificação. Alterações no uso do solo, com substituição de extensas áreas de floresta por campos agrícolas, por exemplo, eliminam ou reduzem a zona de raízes, impossibilitando a remoção de N de forma eficiente. A ausência ou escassez de floresta em terrenos mais íngremes, onde ocorre aumento dos processos erosivos e maior perda de solo dos campos agrícolas (Wischmeier e Smith, 1965; Kateb et al., 2013), e o fluxo da água é mais rápido, resulta em quantidades mais elevadas de N nos riachos (Sudduth, Perakis e Bernhardt, 2013). Quanto maior a inclinação, menor o tempo de residência da água, comprometendo a eficácia de faixas estreitas de

floresta ripária em capturar (filtrar) os nutrientes provenientes das terras mais altas (Ziegler et al., 2006; Becker et al., 2014; Yu et al., 2016). No entanto, a maneira como os elementos de uma bacia hidrográfica estão conectados é muito mais complexa, e características topográficas determinam não apenas o escoamento superficial, mas a conectividade das águas subterrâneas (frequência e duração da conexão), com implicações sobre a magnitude do escoamento e a quantidade de soluto que o compõe (Jencso et al., 2010).

Área e/ou inclinação estiveram presentes em praticamente todos os modelos selecionados para bacias agrícolas (n=8), exceto para o pH, assim como fósforo no solo do entorno e/ou no ripário participaram de quase todos os modelos quando todas as unidades amostrais foram consideradas (n=11), exceto para a temperatura da água. Novamente, isto sugere interação entre a vegetação e características da bacia de contribuição, e aponta para a necessidade de considerar características regionais, ou até mesmo locais, como propriedades do solo, área e inclinação do terreno para a determinação das áreas de florestas ripárias a serem preservadas.

Ainda há de ser considerado, neste contexto, o alto teor de argila do solo da região, geralmente >60% (Stipp, 2002), e o elevado potencial de adsorção de nutrientes, como P e N, que a argila possui (Hingston et al., 1967), potencializando a contaminação das águas pelos insumos utilizados nos campos agrícolas e pelos processos erosivos. Uma grande porção de sedimento destes solos argilosos se mantém suspensa na água do escoamento superficial, atravessa a zona ripária e alcança o riacho, carregando consigo os nutrientes adsorvidos em suas partículas (Diebel et al., 2009) e elevando a condutividade elétrica. Nas regiões em que predominam solos argilosos há necessidade de larguras maiores de floresta ripária para garantir eficácia na retenção de partículas finas e nutrientes (Sweeney e Newbold, 2014).

O teor de fósforo no solo do entorno apresentou considerável variação, tanto nas bacias florestais (GY=3 mg dm⁻³; CO=16 mg dm⁻³; BL=23 mg dm⁻³) quanto nas agrícolas (de 2,6 mg dm⁻³ a 60,8 mg dm⁻³). Esta variação provavelmente está mais relacionada a características químicas pontuais do solo do que ao uso de fertilizantes. Apenas uma das bacias agrícolas (MA) apresentou teor de fósforo no solo do entorno correspondente à adubação fosfatada mínima recomendada para o Paraná, que é de 60 kg P₂O₅ ha⁻¹ (Sfredo, 2008), sendo que

nas demais foram detectados valores inferiores. Desta forma, ainda que exista alguma relação entre as variáveis-resposta e o fósforo no solo, é necessário comprovar sua origem.

Em ambos os ambientes, elevações no P, no oxigênio dissolvido e na temperatura da água estão sobrepostas ao aumento da precipitação na segunda e na terceira amostragem, ocorridas de 10 de novembro a 9 de dezembro de 2015 e de 22 de março a 19 de abril de 2016, respectivamente. O trimestre mais chuvoso, dezembro de 2015 a fevereiro de 2016, acumulou 1.117 mm, 86% superior ao volume médio máximo de 600 mm esperado para o período. Ainda que se aplique o coeficiente de variação de 35%, o volume registrado supera em 38% a média máxima para o período, que seria 810 mm.

É importante ressaltar que todo o período de amostragem ocorreu em condições que se caracterizam como eventos extremos. O trimestre junho/julho/agosto, que corresponde à primeira amostragem (T1; apenas um riacho foi amostrado, em setembro), é a estação mais seca da região, com média histórica entre 1976 e 2016 de 150 mm (Iapar, 2017c). Em julho de 2015 o volume de precipitação foi atípico, com 346 mm, elevando a precipitação do trimestre para 389 mm (Iapar, 2017b). A partir de setembro de 2015 e até fevereiro de 2016, todos os meses tiveram precipitação superior às médias mensais históricas para a região (Iapar, 2017d), mesmo aplicando o CV de 35% sobre as médias mínima e máxima mensais. A média mensal máxima histórica de precipitação de setembro a dezembro é 125, 150, 175 e 225 mm, respectivamente (Iapar, 2017c); aplicando-se o CV de 35%, estes valores passam a 169, 203, 236 e 304 mm. Os volumes registrados em 2015 para o período de setembro a dezembro foram 202, 257, 516 e 391 mm, respectivamente, sendo que a segunda amostragem ocorreu entre 10 de novembro a 9 de dezembro de 2015.

Em janeiro de 2016 foram registrados 417,8 mm, sendo que 223,6 mm em um intervalo de 24 horas (12/01/16; Iapar, 2017b,c). Este volume concentrado de precipitação sobre solo argiloso já saturado pelas chuvas dos meses anteriores, resultou em grandes impactos. Nove das 11 unidades amostrais sofreram algum tipo de impacto, de maior ou menor intensidade. Houve, inclusive, perdas significativas na faixa de floresta ripária em consequência de deslizamentos de terra e quedas de árvores, ocorridas devido aos deslizamentos e, provavelmente, também pela alta carga de cipós. Florestas ripárias no norte do Paraná, quando existentes,

em geral possuem formato alongado e estreito, o que lhes confere características de borda como o aumento na densidade de cipós. Muitas vezes, estes ocorrem de maneira tão intensa que comprometem a permanência das árvores que lhes servem de suporte, devido ao excesso de peso. Além do formato, estas florestas comumente estão restritas a encostas mais íngremes e de solo raso, características que as tornam ainda mais vulneráveis aos efeitos de eventos extremos. Não raro, uma única árvore pode ter 10 m ou mais de diâmetro de projeção de copa, e sua queda implica no desaparecimento de pelo menos 30% da largura da faixa ripária, caso o proprietário esteja mantendo exatamente os 30 m de largura que preconiza a legislação. Desta forma, no cenário atual, para o qual estão previstas maior frequência e intensidade de eventos extremos, entre eles alterações nos índices de precipitação, de acordo com o quinto relatório do Painel Intergovernamental Sobre Alterações Climáticas-IPCC (Core Writing Team, Pachauri e Meyer, 2015), a variável precipitação pode ganhar importância na composição de modelos de qualidade de água. Esta importância está relacionada não apenas à perda de floresta em virtude da queda de árvores, mas também ao fato de que o aumento do fluxo diminui a eficiência na retenção de nutrientes (Ziegler et al., 2006; Sweeney e Newbold, 2014).

O aumento da concentração de P na segunda amostragem pode estar relacionado ao maior volume de precipitação ocorrido no mesmo período. Por outro lado, a manutenção desta concentração na terceira amostragem, quando o volume de precipitação foi menor, pode sugerir seu deslocamento por escoamento subsuperficial. Há várias causas possíveis para a movimentação do P em solos argilosos, além das interações entre elas. O P pode ficar adsorvido à argila ou ser transportado dissolvido na água, que se movimenta através do solo por caminhos preferenciais (Djodjic, Ulén e Bergström, 2000). Estas vias de movimentação da água no solo nem sempre ocorrem da parte mais alta do terreno para a parte mais baixa, de forma direta e uniforme, podendo ser alteradas em função de picos extremos de precipitação ou do grau de saturação do solo (Dosskey, Eisenhauer e Helmers, 2005; Hénault-Ethier et al., 2017). Isto pode explicar ou ajudar a explicar a manutenção de níveis elevados de P após estes picos.

Contudo, esta relação entre concentração de P e precipitação não está presente nos modelos selecionados. De acordo com os modelos, o aumento registrado para N, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e temperatura está relacionado à precipitação, ainda que o teste de Dunn tenha indicado diferenças

entre amostragens para P, oxigênio dissolvido e temperatura, e não para as medidas de N e condutividade elétrica. Outros autores encontraram maior carga de fósforo e nitrogênio durante a estação chuvosa e maior perda a partir dos campos agrícolas do que das bacias florestais (Gonzales-Inca et al., 2015; Mello et al., 2017). Uriarte et al. (2011) também registraram aumento nas concentrações de P e N em resposta à precipitação, mas ressaltaram a influência que têm sobre a qualidade da água o uso e ocupação do solo, a escala da bacia (trabalharam com riachos de quarta ordem ou mais) e, em caso de bacias florestais, a idade das florestas. Em seu trabalho, a entrada de P foi menor, e a de N, diferente dos dados aqui apresentados, foi maior em riachos localizados em bacias com florestas maduras. Os autores argumentaram que resultados aparentemente contraditórios entre bacias ou regiões não são surpreendentes, uma vez que os impactos gerados pelo uso e ocupação do solo em riachos dependem do substrato geológico na área de captação, dos níveis das reservas de água subterrânea, do grau de erosão e compactação do solo, e idade da vegetação, entre outras características, o que torna a resposta particular a cada área.

De acordo com os modelos selecionados para as bacias agrícolas, com exceção do pH, que foi influenciado somente pela largura da floresta, todas as variáveis responderam a um conjunto de preditoras composto por ao menos uma característica florestal, ao menos uma característica física da bacia e ao menos uma das medidas de fósforo no solo. A precipitação entrou na composição dos modelos de N, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e temperatura da água.

Onde predominam atividades agrícolas e estreitas faixas de floresta são mantidas, as características da bacia e o manejo do solo influenciaram fortemente a qualidade da água. Assim, o confinamento das florestas a faixas estreitas e desuniformes, associado a práticas agrícolas inadequadas, impõe prejuízo substancial à capacidade que as florestas possuem de filtrar e reduzir a carga de sedimentos, nutrientes e poluentes carregados pelas chuvas. Este prejuízo pode estar associado ao fato de que estas florestas estreitas estão submetidas integralmente a efeitos de borda; elas são 100% borda e estão sob forte pressão do entorno, como mostra a baixa qualidade detectada pela AER. Além disso, na maioria dos casos, representam porcentagens muito pequenas das bacias de contribuição, o que torna a largura uma medida ineficiente para a manutenção da qualidade da água.

Assim, os resultados aqui apresentados, para todas as variáveis, mas especialmente para N e temperatura da água, corroboram o conceito de zona ripária adotado por Naiman e Décamps (1997) e reiterado por outros autores (Sparovek et al., 2002; Dosskey, Eisenhauer e Helmers, 2005; Mayer et al., 2007; Paula et al., 2018), que considera a conexão entre todos os elementos que compõem o ecossistema ripário. Em decorrência desta conexão, há necessidade de implementar esta visão mais abrangente nas políticas públicas.

CONCLUSÃO

O uso agrícola intensivo alterou a qualidade da água das nascentes dos riachos pesquisados, sendo que N e temperatura da água apresentaram maior sensibilidade aos impactos ocasionados por este uso. Para a região norte do Paraná, faixas mais largas de floresta ripária não garantem a manutenção da qualidade da água de nascentes. Foram a porcentagem de cobertura florestal da bacia de contribuição e a qualidade da floresta que influenciaram a maioria das variáveis analisadas.

Características das bacias de contribuição (área, inclinação e teor de fósforo no solo) também exerceram influência sobre a maioria das variáveis, especialmente na ausência ou escassez de florestas.

Volumes maiores de precipitação ocasionaram elevação na concentração de P, de oxigênio dissolvido e na temperatura da água. Isto é bastante preocupante com relação ao P e à temperatura, em razão do cenário atual de mudanças climáticas, no qual eventos extremos como fortes chuvas podem se tornar cada vez mais intensos e frequentes.

REFERÊNCIAS

- Abate, T. 1992. Environmental rapid-assessment programs have appeal and critics. **Bioscience** 42, 486-489. doi:10.2307/1311877.
- Adam, JWH. 1980. Health aspects of nitrate in drinking-water and possible means of denitrification (literature review). **Water SA** 6, 79-84.
- Aguiar Jr, TR; Rasera, K; Parron, LM; Brito, AG; Ferreira, MT. 2015. Nutrient removal effectiveness by riparian buffer zones in rural temperate watersheds: The impact of no-till crops practices. **Agricultural Water Management** 149, 74-80.
- Akindele, EO; Adeniyi, AV; Oyeku, OG; Adu, BW. 2018. Analysis of benthic macroinvertebrates, biological water quality and conservation value of a tropical river and UNESCO-protected environment. **African Journal of Ecology** 56, 488-498. doi:10.1111/aje.12482.
- CAR-Cadastro Ambiental Rural. 2018. **Boletim Informativo. Edição especial de 4 anos do CAR: dados declarados até 29 de maio de 2018**. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/boletins-do-car>. Acesso: 10 jul. 2018.
- Dinno, A. 2017. **dunn.test: Dunn's test of multiple comparisons using rank sums**. R package version 1.3.5. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=dunn.test>. Acesso: 15 ago. 2017.
- Allmendinger, NE; Pizzuto, JE; Potter Jr., N; Johnson, TE; Hession, WC. 2005. The influence of riparian vegetation on stream width, Eastern Pennsylvania, USA. **Geological Society of America Bulletin** 117, 229-243. doi:10.1130/B25447.1.
- ANA-Agência Nacional de Águas. 2010. **Nota técnica nº 045/2010-SIP-ANA**, de 25 de junho. (Assunto: Modificações das condicionantes existentes no Código Florestal. Referência: Ofício nº 215/2010/GM/MMA de 17/03/2010.) Disponível em: https://www.mpma.mp.br/arquivos/arquivos_site_antigo/Noticia5694A4840.pdf. Acesso: 12 mar. 2017.
- ANA-Agência Nacional de Águas. 2012. **Nota Técnica nº 12/2012/GEUSA/SIP-ANA**, de 9 de maio. (Assunto: Avaliação da definição de faixa de largura mínima para as áreas de proteção permanente ao longo dos cursos d'água, do ponto de vista dos recursos hídricos.) Disponível em: <https://pib.socioambiental.org/pt/Not%C3%ADcias?id=113172>. Acesso: 12 mar. 2017.
- ANA-Agência Nacional de Águas. 2013. Vulnerabilidades. In: ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2013**. Brasília: ANA. p. 167-223. Disponível em: http://arquivos.ana.gov.br/institucional/spr/conjuntura/webSite_relatorioConjuntura/projeto/index.html. Acesso: 14 abr. 2015.
- Azevedo, SMFO. 1998. Toxinas de cianobactérias: causas e conseqüências para a saúde pública. **MED On Line** 1, 1-16. Disponível em: http://www.medonline.com.br/med_ed/med3/microcis.htm. Acesso: 20 mar. 2018.

Bates, D; Maechler, M; Bolker, B; Walker, S. 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. **Journal of Statistical Software** 67, 1-48. doi:10.18637/jss.v067.i01.

Becker, JC; Rodibaugh, KJ; Labay, BJ; Bonner, TH; Zhang, Y; Nowlin, WH. 2014. Physiographic gradients determine nutrient concentrations more than land use in a Gulf Slope (USA) river system. **Freshwater Science** 33, 731-744. doi:10.1086/676635.

Bernot, MJ; Dodds, WK. 2005. Nitrogen retention, removal, and saturation in lotic ecosystems. **Ecosystems** 8, 442-453. doi:10.1007/s10021-003-0143-y.

Bhering, SB; Santos, HG; Manzatto, CV; Bognola, I; Fasolo; Carvalho, AP; Potter, O; Aglio, MLD; Silva, JS; Chaffin, CE; Carvalho Junior, W. 2007. **Mapa de solos do estado do Paraná** [arquivo MI511.pdf]. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/339505/93/MI511.pdf>. Acesso: 13 mar. 2017.

Bisinoti, MC; Yabe, MJS; Gimenez, SMN. 2005. Using principal component analysis to characterize the Tibagi river hydrographic basin, Paraná State, Brazil. **Journal of Food, Agriculture & Environment** 3, 153-160.

Bolker, B; R Development Core Team. 2017. **bbmle: Tools for general maximum likelihood estimation**. Package bbmle version 1.0.20. Disponível em: <http://cran.nexr.com/web/packages/bbmle/index.html>. Acesso: 12 nov. 2017.

Brasil. 1965. **Lei nº 4.771**, de 15 de setembro. (Institui o novo Código Florestal.) Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L4771.htm. Acesso: 13 maio 2016.

Brasil. 1997. **Lei nº 9.433**, de 8 de janeiro. (Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.) Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm. Acesso: 13 maio 2016.

Brasil. 2012. **Lei nº 12.651**, de 25 de maio. (Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências.) Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm. Acesso: 2 mar. 2015.

Broetto, T; Tornquist, CG; Campos, BC; Schneider, JC. 2017. Relationships between agriculture, riparian vegetation, and surface water quality in watersheds. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** [online] 41, e0160286. doi:10.1590/18069657rbcs20160286.

Celentano, D; Rousseau, GX; Engel, VL; Zelarayán, M; Oliveira, EC; Araujo, ACM; Moura, EG. 2017. Degradation of riparian forest affects soil properties and ecosystem services provision in eastern Amazon of Brazil. **Land Degradation & Development** 28, 482-493. doi:10.1002/ldr.2547.

Coleman, DS; Kupfer, JA. 1996. Riparian water quality buffers: Estimates of effectiveness and minimum width in an agricultural landscape, Western Tennessee. **Southeastern Geographer** 36, 113-127. doi:10.1353/sgo.1996.0004.

Core Writing Team; Pachauri, RK; Meyer, LA. (ed.). 2015. **Climate Change 2014: Synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** Geneva: IPCC. Disponível em: <https://archive.ipcc.ch/report/ar5/syr/>. Acesso: 26 jan. 2016.

Conama-Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2005. **Resolução nº 357**, de 17 de março. (Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.) Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso: 12 jun. 2013.

Costanza, R; d'Arge, R; Groot, R; Farberk, S; Grasso, M; Hannon, B; Limburg, B; Naeem, S; O'Neill, RV; Paruelo, J; Raskin, RG; Suttonkk, P; van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature** 387, 253-260. doi:10.1038/387253a0.

Damasceno-Junior, GA; Semir, J; Dos Santos, FAM; Leitão-Filho, HF. 2005. Structure, distribution of species and inundation in a riparian forest of rio Paraguai, Pantanal, Brazil. **Flora** 200, 119-135. doi:10.1016/j.flora.2004.09.002.

Diebel, MW; Maxted, JT; Robertson, DM; Han, S; Zanden, MJV. 2009. Landscape planning for agricultural nonpoint source pollution reduction III: Assessing phosphorus and sediment reduction potential. **Environmental Management** 43, 69-83. doi:10.1007/s00267-008-9139-x.

Dinelli, E; Lima, A; Albanese, S; Birke, M; Cicchella, D; Giaccio, L; Valera, P; De Vivo, B. 2012. Comparative study between bottled mineral and tap water in Italy. **Journal of Geochemical Exploration** 112, 368-389. doi:10.1016/j.gexplo.2011.11.002.

Djodjic, F; Ulén, B; Bergström, L. 2000. Temporal and spatial variations of phosphorus losses and drainage in a structured clay soil. **Water Research** 34, 1687-1695. doi:10.1016/S0043-1354(99)00312-7.

Dosskey, MG. 2001. Toward Quantifying Water Pollution Abatement in Response to Installing Buffers on Crop Land. **Environmental Management** 28, 577-598. doi:10.1007/s002670010245.

- Dosskey, MG; Eisenhauer, DE; Helmers, MJ. 2005. Establishing conservation buffers using precision information. **Journal of Soil and Water Conservation** 60, 349-354.
- Dosskey, MG; Vidon, P; Gurwick, NP; Allan, CJ; Duval, TP; Lowrance, R. 2010. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. **Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)** 46, 261-277. doi:10.1111/j.1752-1688.2010.00419.x.
- Embrapa-Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. 1984. **Levantamento e reconhecimento dos solos do estado do Paraná**. Curitiba: Embrapa-SNLCS/Sudesul/lapar. (Boletim Técnico 57)
- Feng, Z; Schilling, KE; Chan, K.-S. 2013. Dynamic regression modeling of daily nitrate-nitrogen concentrations in a large agricultural watershed. **Environmental Monitoring and Assessment** 185, 4605-4617. doi:10.1007/s10661-012-2891-7.
- Fox, J; Weisberg, S. 2019. **An R companion to applied regression**. 3 ed. Thousand Oaks: Sage. Disponível em: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>. Acesso: 12 ago. 2019.
- Ganser, AM; Newton, TJ; Haro, RJ. 2015. Effects of elevated water temperature on physiological responses in adult freshwater mussels. **Freshwater Biology** 60, 1705-1716. doi:10.1111/fwb.12603.
- Gebler, L; Bertol, I; Ramos, R.R; Louzada, JAS; Miquelluti, DJ. 2012. Fósforo reativo: arraste superficial sob chuvas simuladas para diferentes coberturas vegetais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** 16, 99-107. doi:10.1590/S1415-43662012000100013.
- Gessel, SP; Cole, DW; Steinbrenner, EC. 1973. Nitrogen balances in forest ecosystems of the Pacific Northwest. **Soil Biology and Biochemistry** 5, 19-34. doi:10.1016/0038-0717(73)90090-4.
- Gonzales-Inca, CA; Kalliola, R; Kirkkala, T; Lepistö, A. 2015. Multiscale landscape pattern affecting on stream water quality in agricultural watershed, SW Finland. **Water Resources Management** 29, 1669-1682. doi:10.1007/s11269-014-0903-9.
- Gregory, SV; Swanson, FJ; McKee, WA; Cummins, KW. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones: Focus on links between land and water. **BioScience** 41, 540-551. doi:10.2307/1311607.
- Grisi, BM. 2007. **Glossário de ecologia de ciências ambientais**. 3 ed. rev. e ampl. Disponível em: https://www.academia.edu/23976472/Gloss%C3%A1rio_de_Ecologia_e_Ci%C3%A4ncias_Ambientais. Acesso: 12 fev. 2016.
- Hazlett, P; Broad, K; Gordon, A; Sibley P; Buttle, J; Larmer, D. 2008. The importance of catchment slope to soil water N and C concentrations in riparian zones: Implications for riparian buffer width. **Canadian Journal of Forest Research** 38,16-30. doi:10.1139/X07-146.

- Hénault-Ethier, L; Larocque, M; Perron, R; Wiseman, N; Labrecque, M. 2017. Hydrological heterogeneity in agricultural riparian buffer strips. **Journal of Hydrology** 546, 276-288. doi:10.1016/j.jhydrol.2017.01.001.
- Hingston, FJ; Atkinson, RJ; Posner, AM; Quirk, JP. 1967. Specific adsorption of anions. **Nature** 215, 1459-1461. doi:10.1038/2151459a0.
- Holland, MM. 1988. SCOPE/MAB technical consultations on landscape boundaries. In: Di Castri, F; Hansen, AJ; Holland, MM. (ed.). A new look at ecotones: Emerging international projects on landscape boundaries. **Biology International**, Special issue 17, p. 47-106.
- Howarth, RW. 2008. Coastal nitrogen pollution: A review of sources and trends globally and regionally. **Harmful Algae** 8, 14-20. doi:10.1016/j.hal.2008.08.015.
- Iapar-Instituto Agronômico do Paraná. 2017a. **Cartas climáticas do Paraná**. Disponível em: <http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=595>. Acesso: 20 ago. 2017.
- Iapar-Instituto Agronômico do Paraná. 2017b. **Agrometeorologia: dados diários de Londrina**. Disponível em: <http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=2236>. Acesso: 12 out. 2017.
- Iapar-Instituto Agronômico do Paraná. 2017c. **Estações meteorológicas: médias históricas**. Disponível em: http://www.iapar.br/arquivos/Image/monitoramento/Medias_Historicas/Londrina.htm. Acesso: 12 out. 2017.
- Iapar-Instituto Agronômico do Paraná. 2017d. **Monitoramento agroclimático: médias históricas: desvios de precipitação e temperatura**. Disponível em: <http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=984>. Acesso: 12 out. 2017.
- Iapar-Instituto Agronômico do Paraná. 2018. **Atlas climático do Paraná**. Disponível em: <http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=863>. Acesso: 11 jul. 2018.
- Ice, GG; Stednick, JD. 2004. Forest watershed research in the United States. **Forest History Today** 1, 16-26.
- Ilhardt, BL; Verry, ES; Palik, BJ. 2000. Defining riparian areas. In: Wagner, RG; Hagan, JM. (ed.). **Forestry and the riparian zone. Conference Proceedings**. Orono: University of Maine. p. 7-13.
- Ipardes-Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. 2017. **Indicadores de desenvolvimento sustentável por bacias hidrográficas do estado do Paraná**. Curitiba: Ipardes.

- Ipardes-Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. 2018. **Caderno estatístico: município de Londrina** [posição em 13/03/2018]. Disponível em: <http://www.ipardes.gov.br/ojs/index.php/cadernolpardes>. Acesso: 21 mar. 2018.
- Jencso, KG; McGlynn, BL; Gooseff, MN; Bencala, KE; Wondzell, SM. 2010. Hillslope hydrologic connectivity controls riparian groundwater turnover: Implications of catchment structure for riparian buffering and stream water sources. **Water Resources Research** 46, W10524. doi:10.1029/2009WR008818.
- Kateb, HE; Zhang, H; Zhang, P; Mosandl, R. 2013. Soil erosion and surface runoff on different vegetation covers and slope gradients: A field experiment in Southern Shaanxi Province, China. **Catena** 105, 1-10. doi:10.1016/j.catena.2012.12.012.
- Le Maitre, DC; Milton, SJ; Jarman, C; Colvin, CA; Saayman, I; Vlok, JHJ. 2007. Linking ecosystem services and water resources: Landscape-scale hydrology of the Little Karoo. **Frontiers in Ecology and the Environment** 5, 261-270. doi:10.1890/1540-9295(2007)5[261:LESAWR]2.0.CO;2.
- Lee, P; Smyth, C; Boutin, S. 2004. Quantitative review of riparian buffer width guidelines from Canada and the United States. **Journal of Environmental Management** 70, 165-180. doi:10.1016/j.jenvman.2003.11.009.
- Lee, GF. 1973. Role of phosphorus in eutrophication and diffuse source control. **Water Research Pergamon Press** 7, 111-128. doi:10.1016/0043-1354(73)90156-5.
- Lowrance, RR; Todd, RL; Asmussen, LE. 1983. Waterborne nutrient budgets for the riparian zone of an agricultural watershed. **Agriculture, Ecosystems & Environment** 10, 371-384. doi:10.1016/0167-8809(83)90088-9.
- Lowrance, RR; Todd, RL; Asmussen, LE. 1984. Nutrient cycling in an agricultural watershed: I. Phreatic movement. **Journal of Environmental Quality** 13, 22-27. doi:10.2134/jeq1984.00472425001300010004x.
- Lowrance, R; Todd, R; Fail Jr, J; Hendrickson Jr, O; Leonard, R; Asmussen, L. 1984. Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. **BioScience** 34, 374-377. doi:10.2307/1309729.
- Lowrance, R; Altier, LS; Newbold, JD; Schnabel, RR; Groffman, PM; Denver, JM; Correll, DL; Gilliam, JW; Robinson, JL; Brinsfield, RB; Staver, KW; Lucas, W; Todd, AH. 1997. Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds. **Environmental Management** 21, 687-712. doi:10.1007/s002679900060.
- Luke, SH; Barclay, H; Bidin, K; Chey, VK; Ewers, RM; Foster, WA; Nainar, A; Pfeifer, M; Reynolds, G; Turner, EC; Walsh, RPD; Aldridge, DC. 2017. The effects of catchment and riparian forest quality on stream environmental conditions across a tropical rainforest and oil palm landscape in Malaysian Borneo. **Ecohydrology** 10, e1827. doi:10.1002/eco.1827.
- Mackenzie, RA. 2008. Impacts of riparian forest removal on Palauan streams. **Biotropica** 40, 666-675. doi:10.1111/j.1744-7429.2008.0043.

- Maillard, F; Santos, NAP. 2008. A spatial-statistical approach for modeling the effect of non-point source pollution on different water quality parameters in the Velhas river watershed – Brazil. **Journal of Environmental Management** 86, 158-170. doi:10.1016/j.jenvman.2006.12.009.
- Malanson, GP. 1995. **Riparian landscapes**. Cambridge (UK): Cambridge University Press.
- Malcolm, JR. 1994. Edge effects in Central Amazonian forest fragments. **Ecology** 75, 2438-2445. doi:10.2307/1940897.
- Mayer, PM; Reynolds Jr, SK; Canfield, TJ; McCutchen, MD. 2006. **Riparian buffer width, vegetative cover, and nitrogen removal effectiveness: A review of current science and regulations: EPA/600/R-05/118**. Cincinnati: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research & Development, National Risk Management Lab.
- Mayer, PM; Reynolds, SK; McCutchen, MD; Canfield, TJ. 2007. Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. **Journal of Environmental Quality** 36, 1172-1180. doi:10.2134/jeq2006.0462.
- Medeiros, HR; Torezan, JM. 2013. Evaluating the ecological integrity of Atlantic forest remnants by using rapid ecological assessment. **Environmental Monitoring and Assessment** [online version] 185, 4373-4382. doi:10.1007/s10661-012-2875-7.
- Mello, K; Randhir, TO; Valente, RA; Vettorazzi, CA. 2017. Riparian restoration for protecting water quality in tropical agricultural watersheds. **Ecological Engineering** 108, 514-524. doi:10.1016/j.ecoleng.2017.06.049.
- Mendonça, FA; Danni-Oliveira, IM. 2002. Dinâmica atmosférica e tipos climáticos predominantes da bacia do rio Tibagi. In: Medri, ME; Bianchini, E; Shibatta, OA; Pimenta, JA. (ed.). **A bacia do rio Tibagi**. Londrina: ME Medri. p.63-66.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. **Ecosystems and human well-being: Wetlands and water. Synthesis**. Washington, DC: World Resources Institute. Disponível em: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.358.aspx.pdf>. Acesso em: 12 mar. 2017.
- Naiman, RJ; Décamps, H. 1997. The ecology of interfaces: Riparian zones. **Annual Review of Ecology and Systematics** 28, 621-658. doi:0066-4162/97/1120-0621\$08.00.
- Naiman, RJ; Décamps, H; Pastor, J; Johnston, CA. 1988. The potential importance of boundaries of fluvial ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society** 7, 289-306. doi:10.2307/1467295.

- Nguyen, THT; Boets, P; Lock, K; Forio, MAE; Van Echelpoel, W; Butsel, JV; Utreras, JAD; Everaert, G; Granda, LED; Hoang, THT; Goethals, PLM. 2017. Water quality related macroinvertebrate community responses to environmental gradients in the Portoviejo river (Ecuador). **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology** 53, 203-219. doi:10.1051/limn/2017007.
- Parvizishad, M; Dalvand, A; Mahvi, AH; Goodarzi, F. 2017. A Review of adverse effects and benefits of nitrate and nitrite in drinking water and food on human health. **Health Scope** 6, e14164. doi:10.5812/jhealthscope.14164.
- Paula, FR; Gerhard, P; Ferraz, SFB; Wengerd, SJ. 2018. Multi-scale assessment of forest cover in an agricultural landscape of Southeastern Brazil: Implications for management and conservation of stream habitat and water quality. **Ecological Indicators** 85, 1181-1191. doi:10.1016/j.ecolind.2017.11.061.
- R Core Team. 2019. **R: A language and environment for statistical computing**. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso: 12 ago. 2019.
- Rabotyagov, SS; Kling, CL; Gassman, PW; Rabalais, NN; Turner, RE. 2014. The economics of dead zones: Causes, impacts, policy challenges, and a model of the Gulf of Mexico hypoxic zone. **Review of Environmental Economics and Policy** 8, 58-79. doi:10.1093/reep/ret024.
- Rayne, S; Henderson, G; Gill, P; Fores, K. 2007. Riparian forest harvesting effects on maximum water temperatures in wetland-sourced headwater streams from the Nicola river watershed, British Columbia, Canada. **Water Resources Management** 22, 565-578. doi:10.1007/s11269-007-9178-8.
- Rhodes, C; Bingham, A; Heard, AM; Hewitt, J; Lynch, J; Waite, R; Bell, MD. 2017. Diatoms to human uses: Linking nitrogen deposition, aquatic eutrophication, and ecosystem services. **Ecosphere** 8, e01858. doi:10.1002/ecs2.1858.
- Ries, L; Fletcher Jr, RJ; Battin, J; Sisk, TD. 2004. Ecological responses to habitat edges: Mechanisms, models, and variability explained. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics** 35, 491-522. doi:10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130148.
- Sant'Anna, CL; Azevedo, MTP; Werner, VR; Dogo, CR; Rios, FR; Carvalho, LR. 2008. Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. **Algological Studies** 126, 251-265. doi:10.1127/1864-1318/2008/0126-0251.
- Santos, I; Fill, HD; Sugai, MRVB; Buba, H; Kishi, RT; Marone, E; Lautert, LF. 2001. **Hidrometria aplicada**. Curitiba: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento.
- Sfredo, GJ. 2008. **Soja no Brasil: calagem, adubação e nutrição mineral**. Londrina: Embrapa Soja, 2008.
- Silva, JAA; Nobre, AD; Manzatto, CV; Joly, CA; Rodrigues, RR; Skorupa, LA; Nobre, CA; Ahrens, S; May, PH; Sá, TDA; Cunha, MC; Rech Filho, EL. 2011. **O Código Florestal e a ciência: contribuições para o diálogo**. São Paulo, SBPC/ABC.

- Silveira, M. 2006. O Parque Estadual Mata dos Godoy como um fragmento. In: Torezan, JMD. (org.). **Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy**. Itedes: Londrina. p.19-27.
- Soares, FS; Medri, ME. 2002. Alguns aspectos da colonização da bacia do rio Tibagi. In: Medri, ME; Bianchini, E; Shibatta, OA; Pimenta, JA. (ed.). **A bacia do rio Tibagi**. Londrina: ME Medri. p.69-79.
- Soares-Filho, B; Rajão, R; Macedo, M; Carneiro, A; Costa, W; Coe, M; Rodrigues, H; Alencar, A. 2014. Cracking Brazil's Forest Code. **Science** 344, 363-364. doi:10.1126/science.1246663.
- Sorokovikova, LM; Sinyukovich, VN; Tomberg, IV; Marinaite, II.; Khodzher, TV. 2015. Assessing the water quality in the tributary streams of lake Baikal from chemical parameters. **Geography and Natural Resources** 36, 31-39. doi:10.1134/S1875372815010059.
- Souza, ALT; Fonseca, DG; Libório, RA; Tanaka, MO. 2013. Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil. **Forest Ecology and Management** 298, 12-18. doi:10.1016/j.foreco.2013.02.022.
- Sparovek, G; Ranieri, SBL; Gasser, A; Maria, IC; Schnug, E; Santos, RF; Joubert, A. 2002. A conceptual framework for the definition of the optimal width of riparian forests. **Agriculture, Ecosystems and Environment** 90, 169-175. doi:10.1016/S0167-8809(01)00195-5.
- Stipp, NAF. 2002. Principais tipos de solo da bacia do rio Tibagi. In: Medri, ME; Bianchini, E; Shibatta, OA; Pimenta, JA. (ed.). **A bacia do rio Tibagi**. Londrina: ME Medri. p. 39-43.
- Strahler, AN. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions of American Geophysical Union** 38, 913-920. doi:10.1029/TR038i006p00913.
- Studinski, JM; Hartman, KJ; Niles, JM; Keyser, P. 2012. The effects of riparian forest disturbance on stream temperature, sedimentation, and morphology. **Hydrobiologia** 686, 107-117. doi:10.1007/s10750-012-1002-7.
- Sudduth, EB; Perakis, SS; Bernhardt, ES. 2013. Nitrate in watersheds: Straight from soils to streams? **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences** 118, 291-302. doi:10.1002/jgrg.20030.
- Swanson, FJ; Gregory, SV; Sedell, JR; Campbell, AG. 1982. Land-water interactions: The riparian zone. In: Edmonds, RL. (ed.). **Analysis of coniferous forest ecosystems in the Western United States**. Stroudsburg: Hutchinson Ross Publishing Co. p. 267-291.

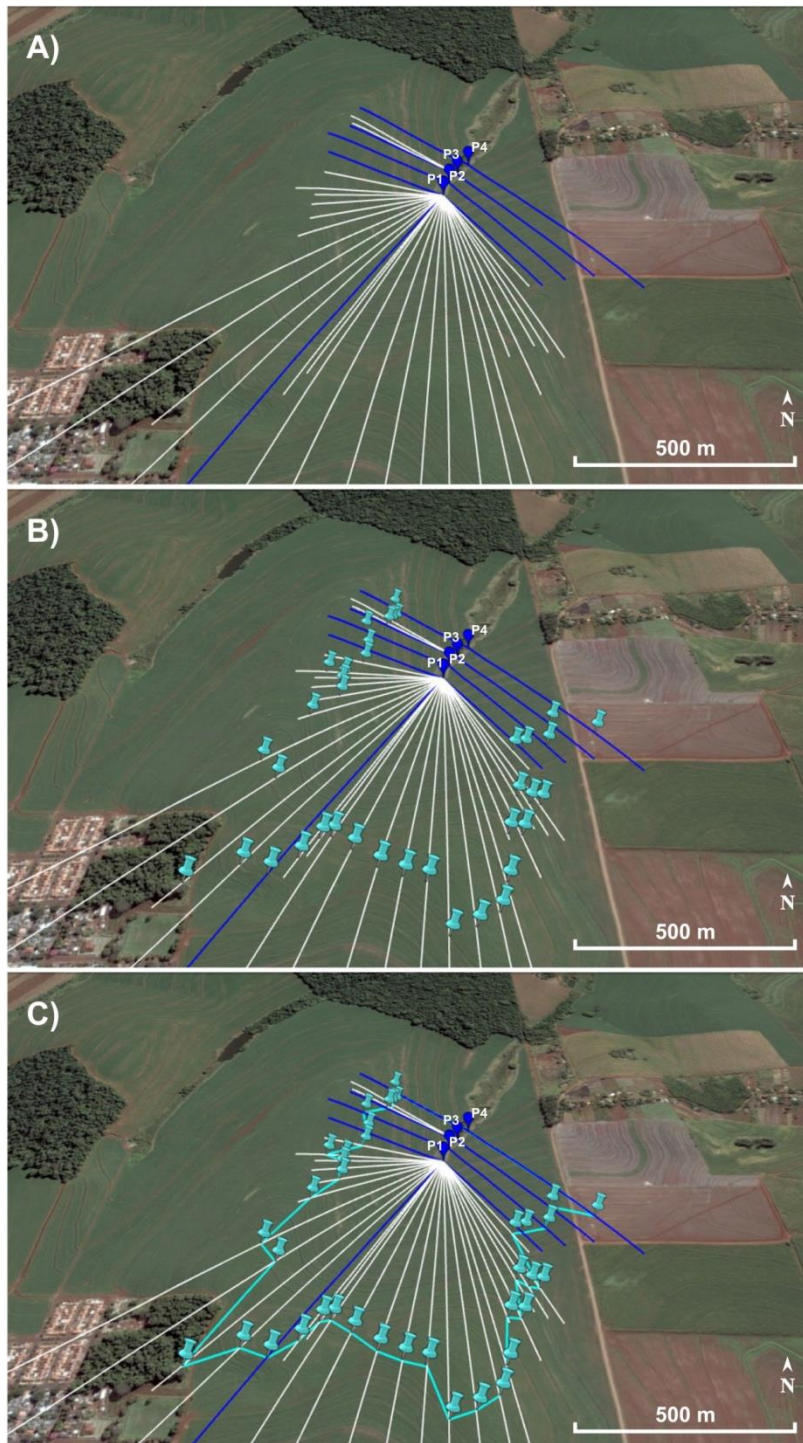
- Sweeney, BW; Newbold, JD. 2014. Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: A literature review. **Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)** 50, 560-584. doi:10.1111/jawr.12203.
- Tavernia, BG; Nelson, MD; Seilheimer, TS; Gormanson, DD; Perry, CH; Caldwell, PV; Sun, G. 2016. Conservation and maintenance of soil and water resources. In: Shifley, SR; Moser, WK. (ed.). **Future forests of the northern United States. Gen. Tech. Rep. NRS-151**. Newtown Square: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station. p. 145-175.
- Teclaff, LA. 1996. Evolution of the river basin concept in national and international water law. **Natural Resources Journal** 36, 359-391.
- Teittinen, A; Taka, M; Ruth, O; Soininen, J. 2015. Variation in stream diatom communities in relation to water quality and catchment variables in a boreal, urbanized region. **Science of the Total Environment** 530-531, 279-289. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.05.101
- Torezan, JMD. 2002. Nota sobre a vegetação da bacia do rio Tibagi. In: Medri, ME; Bianchini, E; Shibatta, OA; Pimenta, JA. (ed.). **A bacia do rio Tibagi**. Londrina: ME Medri. p. 103-107.
- Tsegaye, T; Sheppard, D; Islam, KR; Johnson, A; Tadesse, W; Atalay, A; Marzen, L. 2006. Development of chemical index as a measure of in-stream water quality in response to land-use and land cover changes. **Water, Air & Soil Pollution** 174, 161-179. doi:10.1007/s11270-006-9090-5.
- Uriarte, M; Yackulic, CB; Lim, Y; Arce-Nazario, JA. 2011. Influence of land use on water quality in a tropical landscape: A multi-scale analysis. **Landscape Ecology** 26, 1151-1164. doi:10.1007/s10980-011-9642-y.
- Van Looy, K; Honnay, O; Bossuyt, B; Hermy, M. 2003. The effects of river embankment and forest fragmentation on the plant species richness and composition of floodplain forests in the Meuse Valley, Belgium. **Belgian Journal of Botany** 136, 97-108. doi:10.2307/20794522.
- Van Looy, K; Meire, P; Wasson, J-G. 2008. Including riparian vegetation in the definition of morphologic reference conditions for large rivers: A case study for Europe's Western plains. **Environmental Management** 41, 625-639. doi:10.1007/s00267-008-9083-9.
- Venables, WN; Ripley, BD. 2002. **Modern applied statistics with S**. 4 ed. New York: Springer.
- Verry, ES; Dolloff, CA; Manning, ME. 2004. Riparian ecotone: A functional definition and delineation for resource assessment. **Water, Air & Soil Pollution: Focus** 4, 67-94. doi:10.1023/B:WAFO.0000012825.77300.08.
- Vidon, PGF; Hill, AR. 2004. Landscape controls on the hydrology of stream riparian zone. **Journal of Hydrology** 292, 210-228. doi:10.1016/j.jhydrol.2004.01.005.

- Wang, L; Zhang, G-X. 2006. Removal of nitrogen and phosphorus in riparian buffer zone of wetland [Abstract]. **Journal of Agro-Environment Science** 2006-S2. Disponível em: http://en.cnki.com.cn/Article_en/CJFDTTotal-NHBH2006S2041.htm. Acesso: 12 mar. 2018.
- Ward, JV. 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. **Journal of North American Benthological Society** 8, 2-8. doi:10.2307/1467397
- Wischmeier, WH; Smith, DD. 1965. **Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains: Guide for selection of practices for soil and water conservation**. US Department of Agriculture, Washington, D.C. Disponível em: <https://naldc.nal.usda.gov/download/CAT87208342/PDF>. Acesso: 12 set. 2017.
- Wolfe, AH; Patz, JA. 2002. Reactive nitrogen and human health: Acute and long-term implications. **AMBIO: A Journal of the Human Environment** 31, 120-125. doi:0.1579/0044-7447-31.2.120
- Yu, S; Xu, Z; Wu, W; Zuo, D. 2016. Effect of land use types on stream water quality under seasonal variation and topographic characteristics in the Wei river basin, China. **Ecological Indicators** 60, 202-212.
- Zhang, Y. 2013. Editorial: Riparian ecology and conservation: The home of cutting-edge research on riparian biophysical processes, biodiversity, ecosystem functions and services. **Riparian Ecology and Conservation** 1, 1-2. doi:10.2478/remc-2013-0001.
- Ziegler, AD; Tran, LT; Giambelluca, TW; Sidle, RC; Sutherland, RA; Nullet, MA; Vien, TD. 2006. Effective slope lengths for buffering hillslope surface runoff in fragmented landscapes in northern Vietnam. **Forest Ecology and Management** 224, 104-118. doi:10.1016/j.foreco.2005.12.011.
- Zuur, AF; Ieno, EN; Elphick, CS. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods in Ecology & Evolution** 1, 3-14. doi:10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x.
- Zuur, AF; Ieno, EN; Walker, NJ; Saveliev, AA; Smith, GM; 2009. **Mixed effect models and extensions in ecology with R**. Berlin/Heidelberg: Springer.

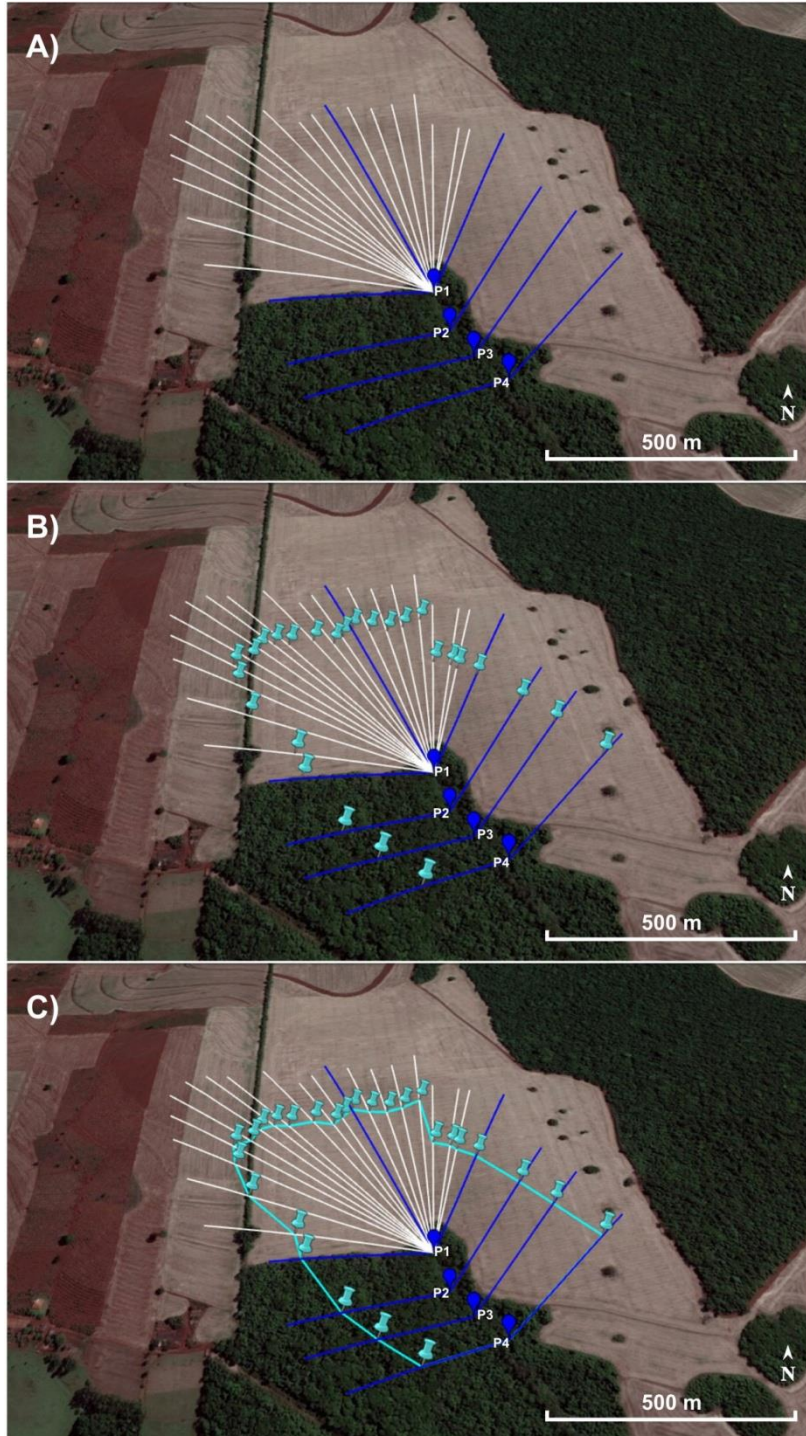
APÊNDICES

Apêndice 1. Passo a passo das estimativas de área e inclinação da porção inicial (primeiros 150 m de percurso do riacho) das bacias de contribuição. A) A partir da nascente (P1), georreferenciada *in loco*, foram marcados outros três pontos a jusante, equidistantes 50 m (P2, P3 e P4). A partir desses pontos foram traçadas, no Google Earth Pro, linhas perpendiculares ao riacho e em direção à borda, num total de nove (em azul escuro) correspondentes aos transectos utilizados em campo. Linhas adicionais (em branco) foram traçadas apenas na imagem. B) Sobre cada linha, com a ferramenta "perfil de elevação" foi estimado o limite entre bacias (divisor de águas, identificado com marcador). C) Os divisores de águas delimitam o polígono correspondente à área de contribuição da unidade amostral.

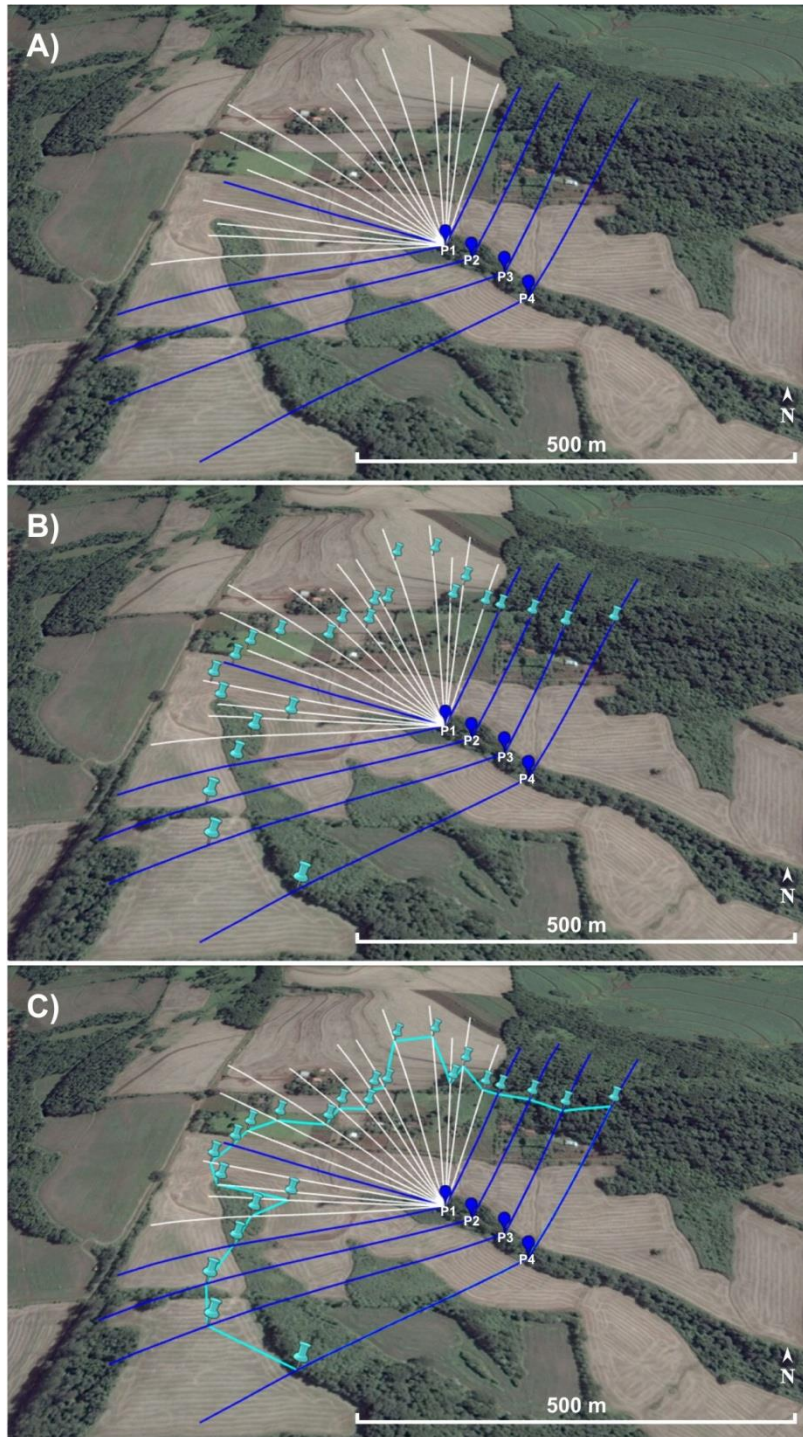
Unidade amostral PQ.



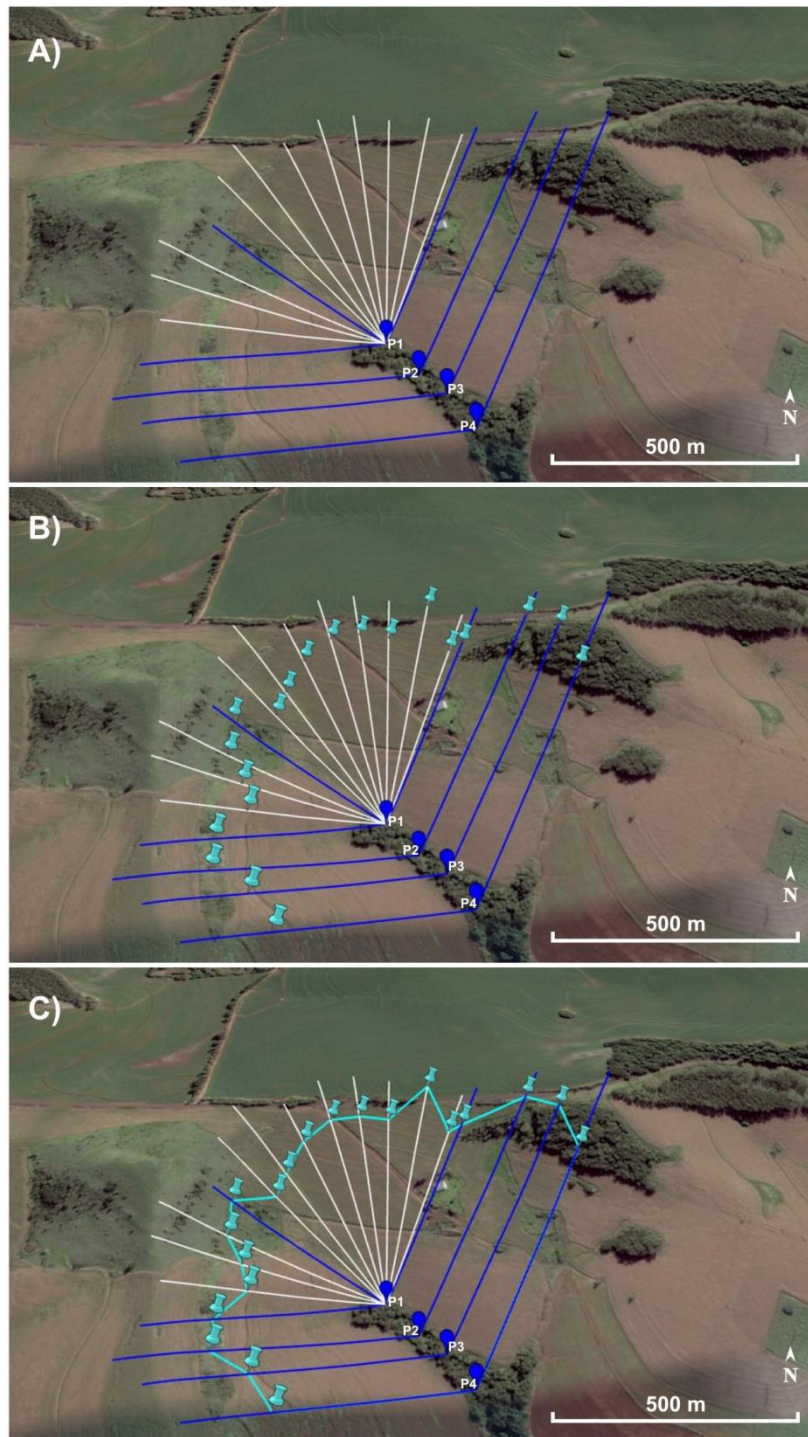
Apêndice 1. Continuação.
Unidade amostral MH.



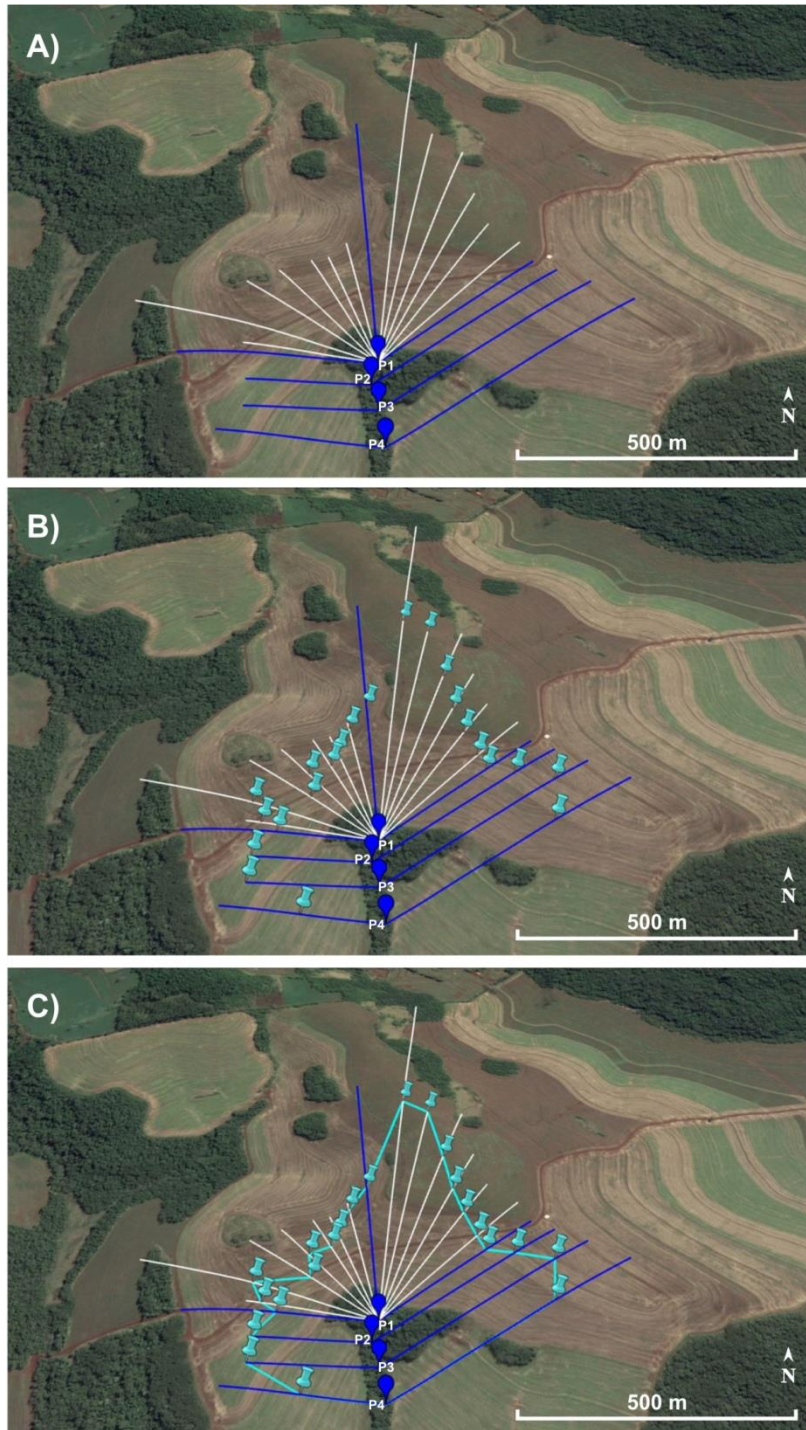
Apêndice 1. Continuação.
Unidade amostral PI.



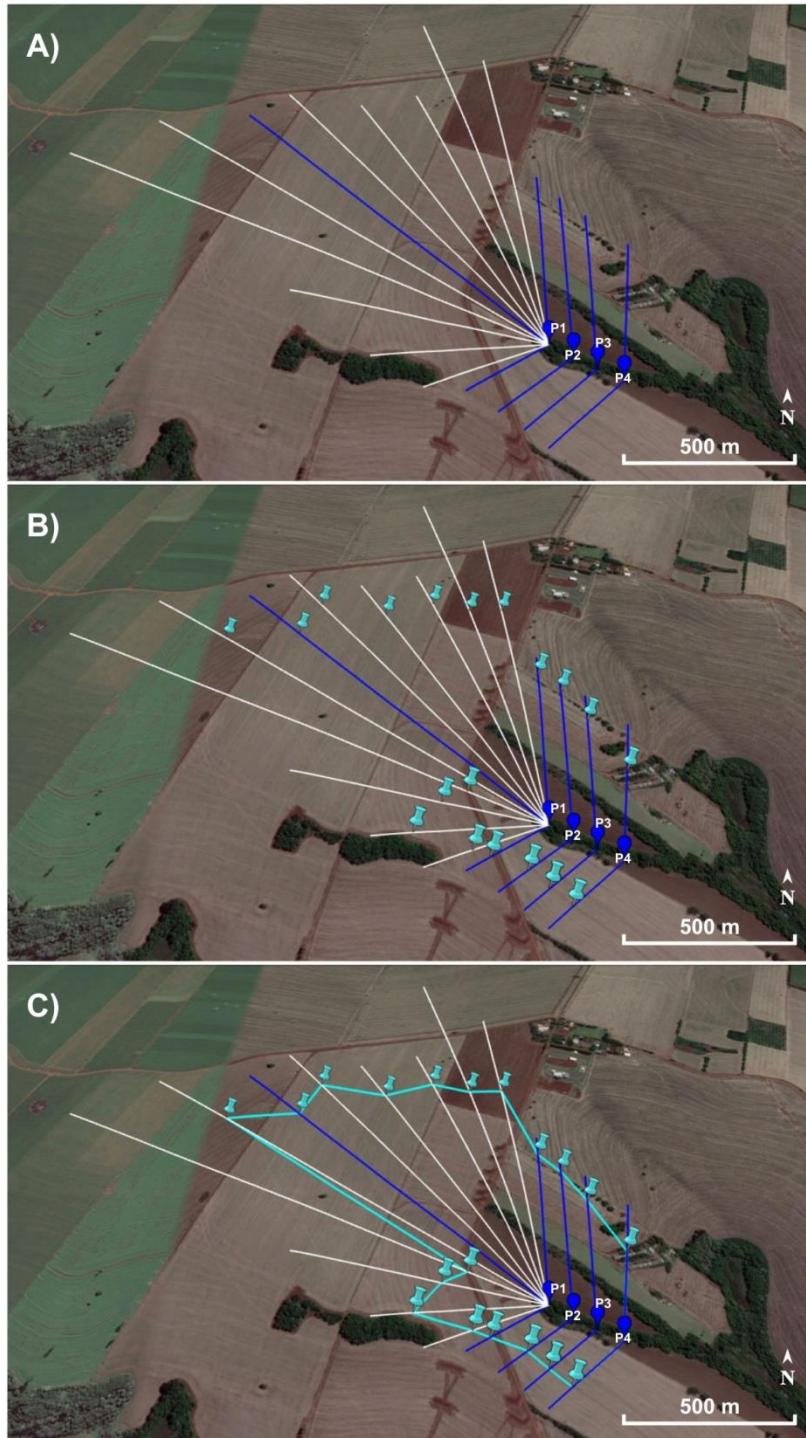
Apêndice 1. Continuação.
Unidade amostral JO.



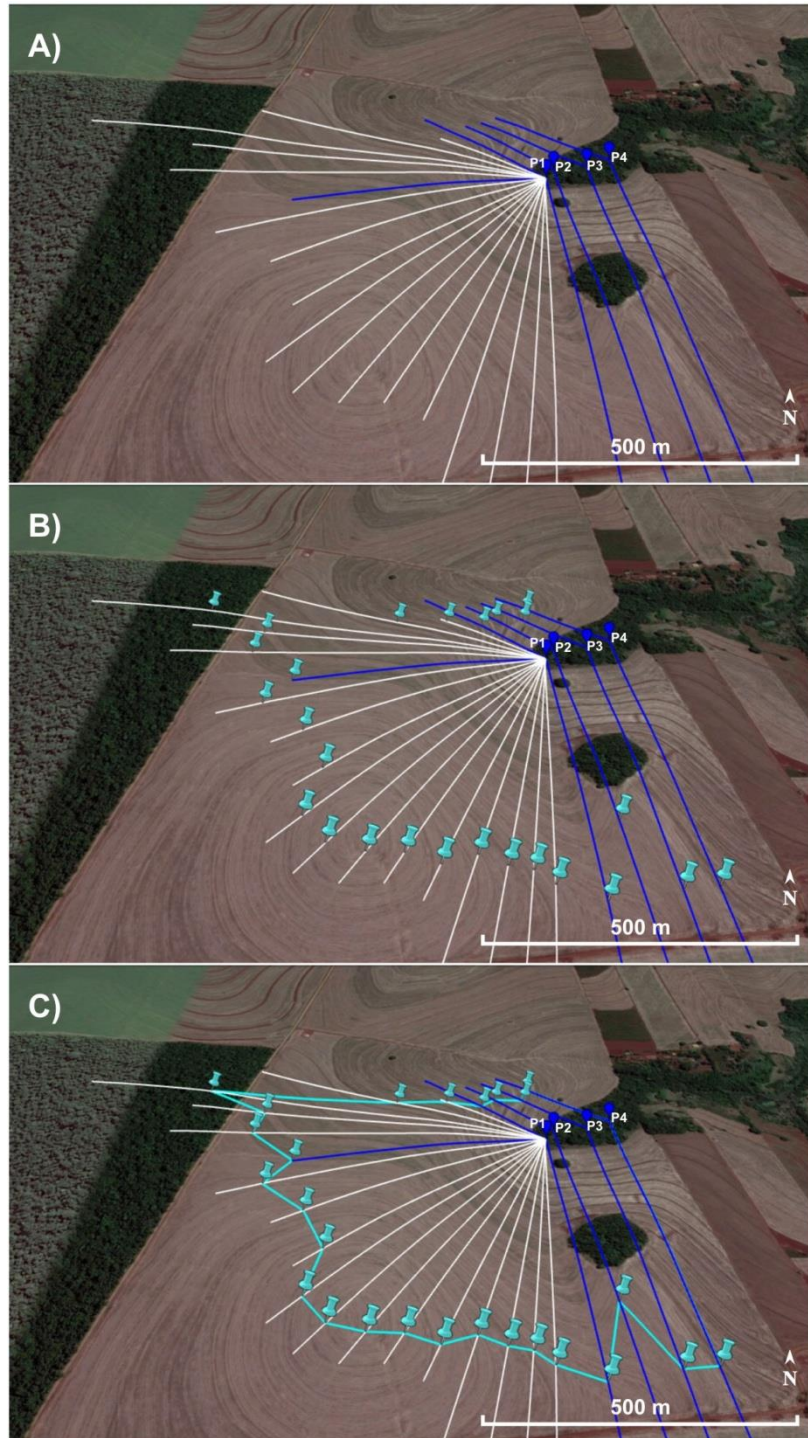
Apêndice 1. Continuação.
Unidade amostral DH.



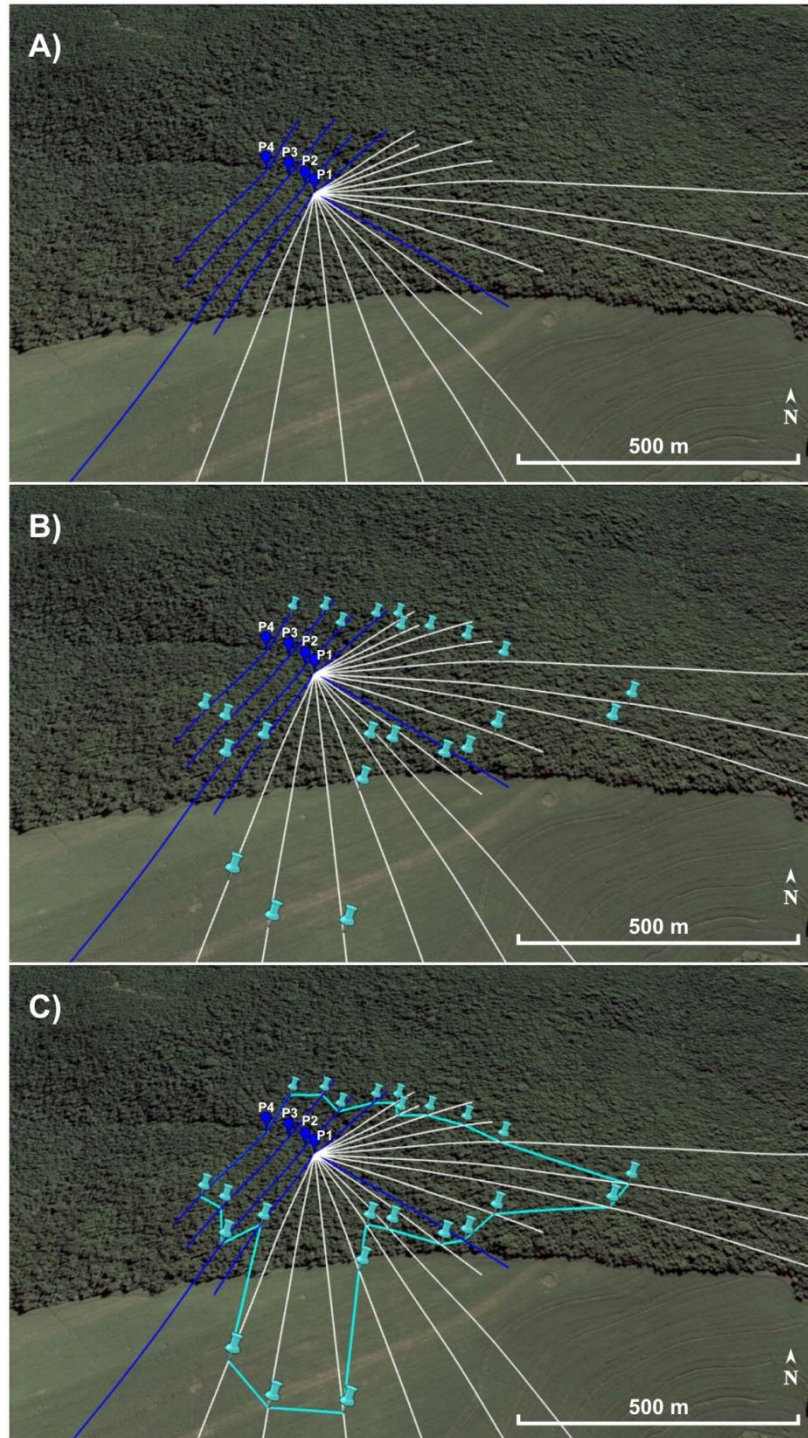
Apêndice 1. Continuação.
Unidade amostral RL.



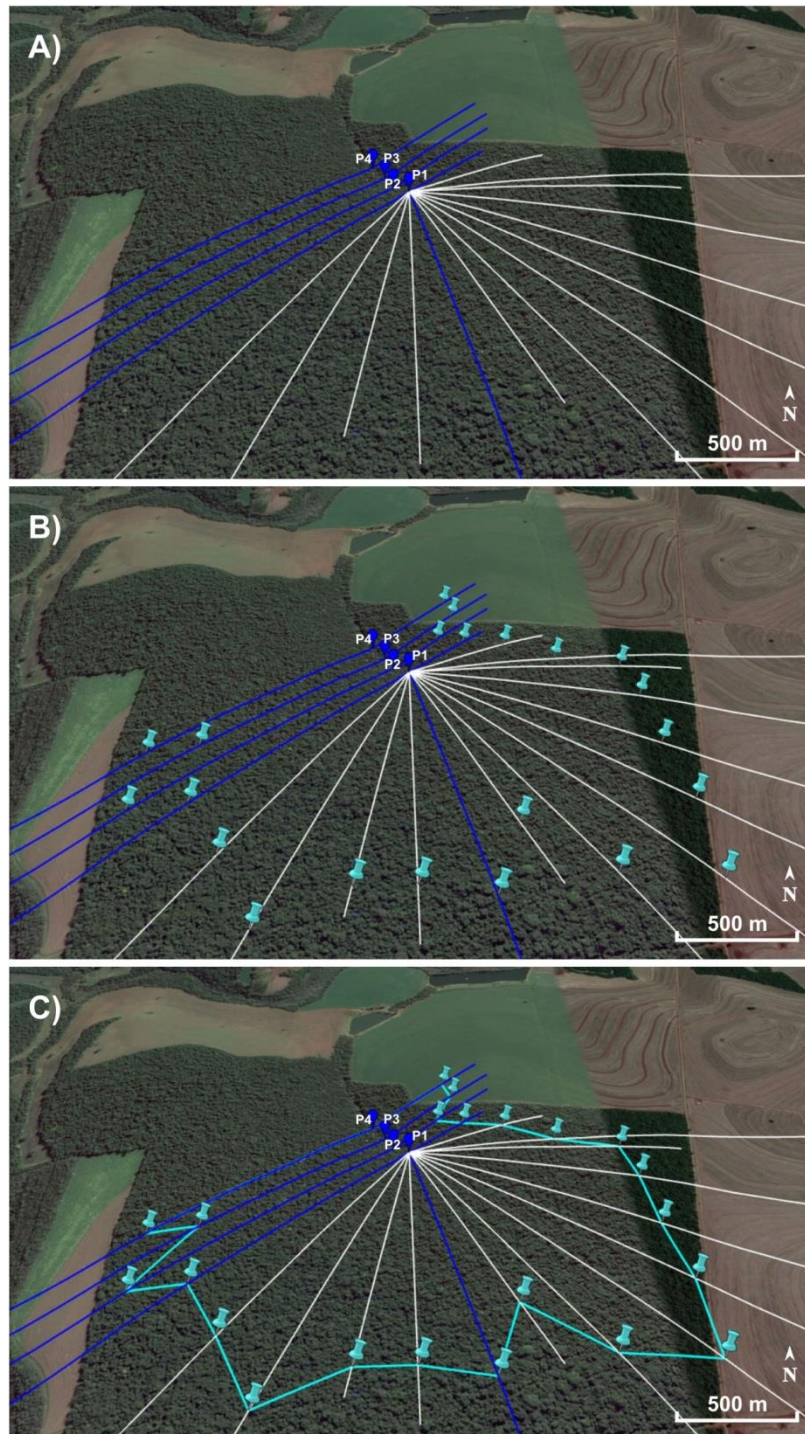
Apêndice 1. Continuação.
Unidade amostral MA.



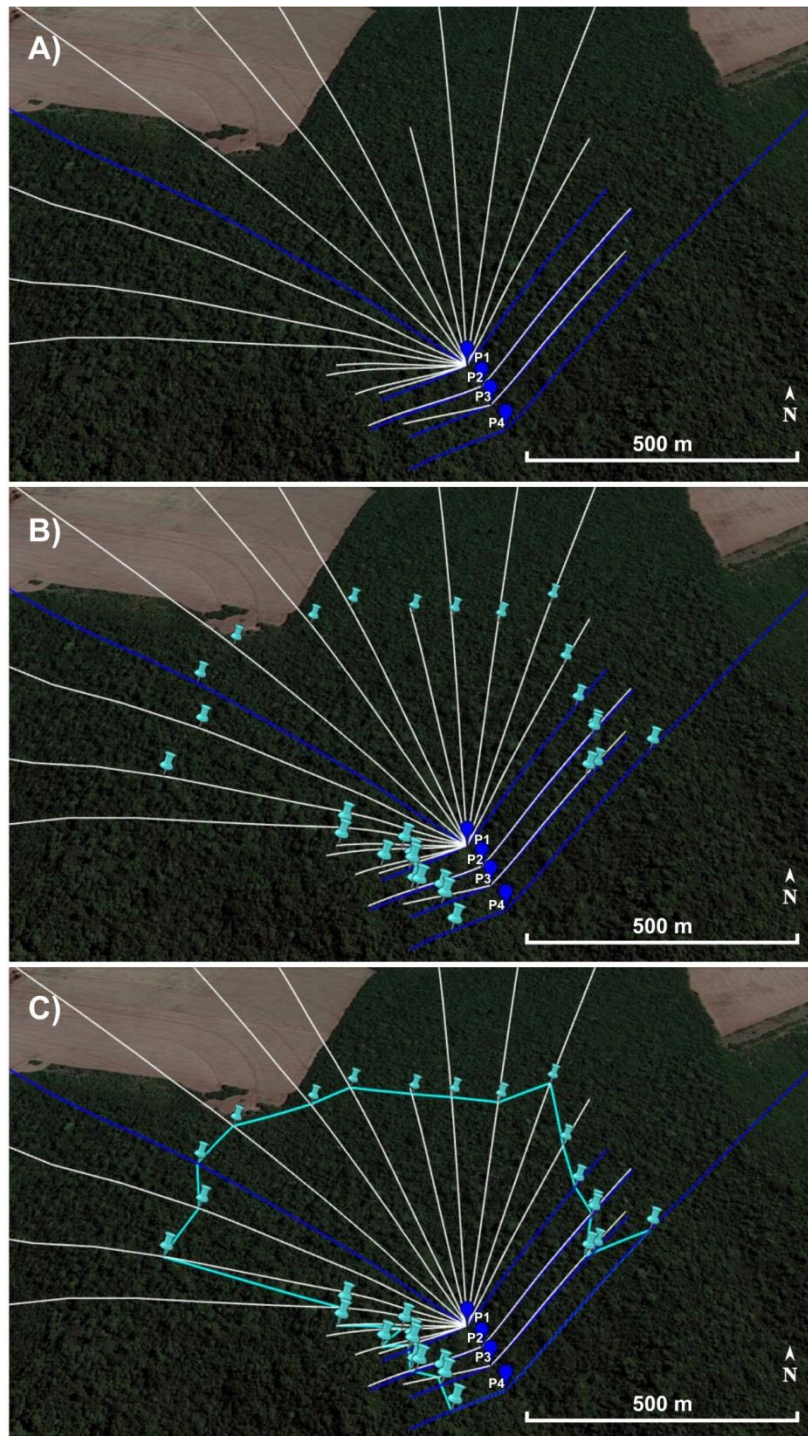
Apêndice 1. Continuação.
Unidade amostral CO.



Apêndice 1. Continuação.
Unidade amostral BL.

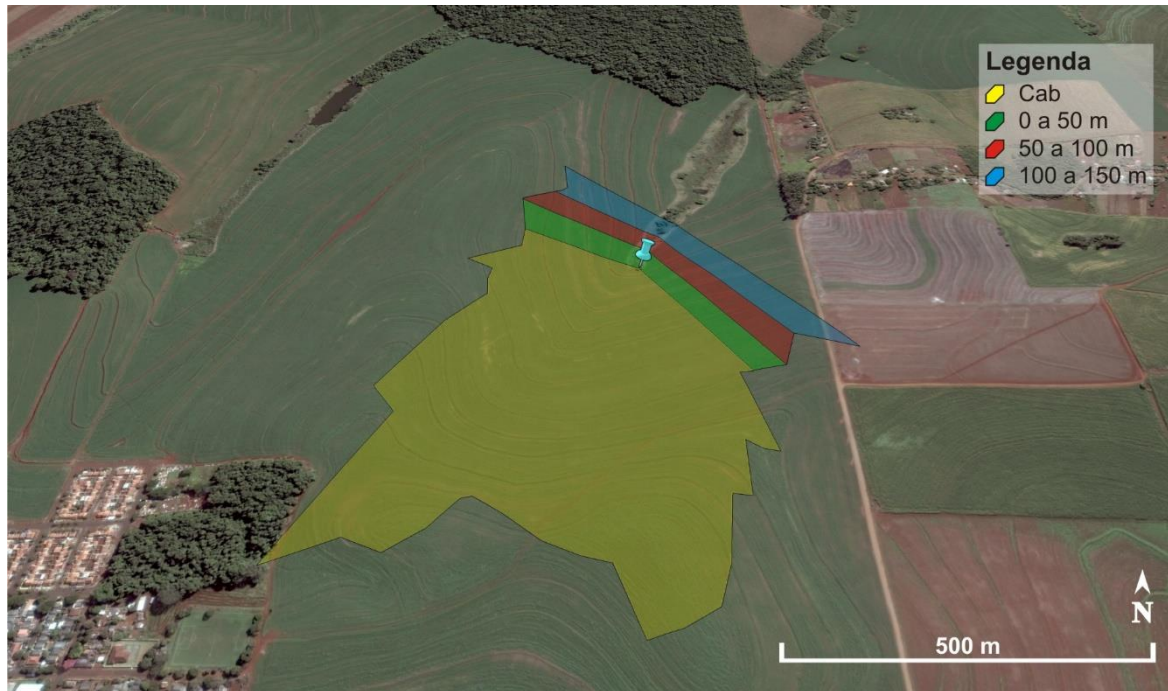


Apêndice 1. Continuação.
Unidade amostral GY.



Apêndice 2. Polígonos construídos sobre imagens do Google Earth Pro para a estimativa da área de contribuição da porção inicial de cada bacia, correspondente aos primeiros 150 m de percurso do riacho. Área de contribuição a montante e até a nascente (P1, 0 m), em amarelo. Área de contribuição até P2 (50 m da nascente) corresponde à soma das áreas dos polígonos amarelo e verde. Área de contribuição até P3 (100 m da nascente) corresponde à soma das áreas dos polígonos amarelo, verde e vermelho. Área de contribuição até P4 (150 m da nascente) corresponde à soma das áreas dos polígonos amarelo, verde, vermelho e azul, e é igual à área total da unidade amostral. A partir da união dos pontos identificados como divisores de água (ver Figura 3). Cab=área que drena para a nascente.

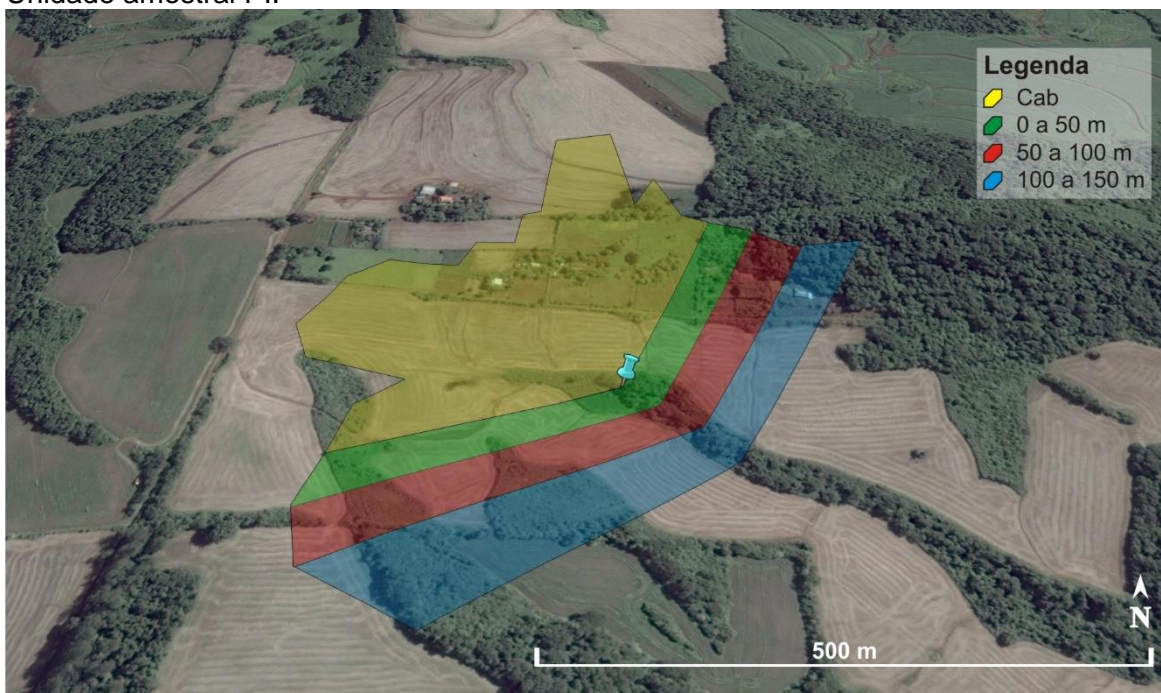
Unidade amostral PQ.



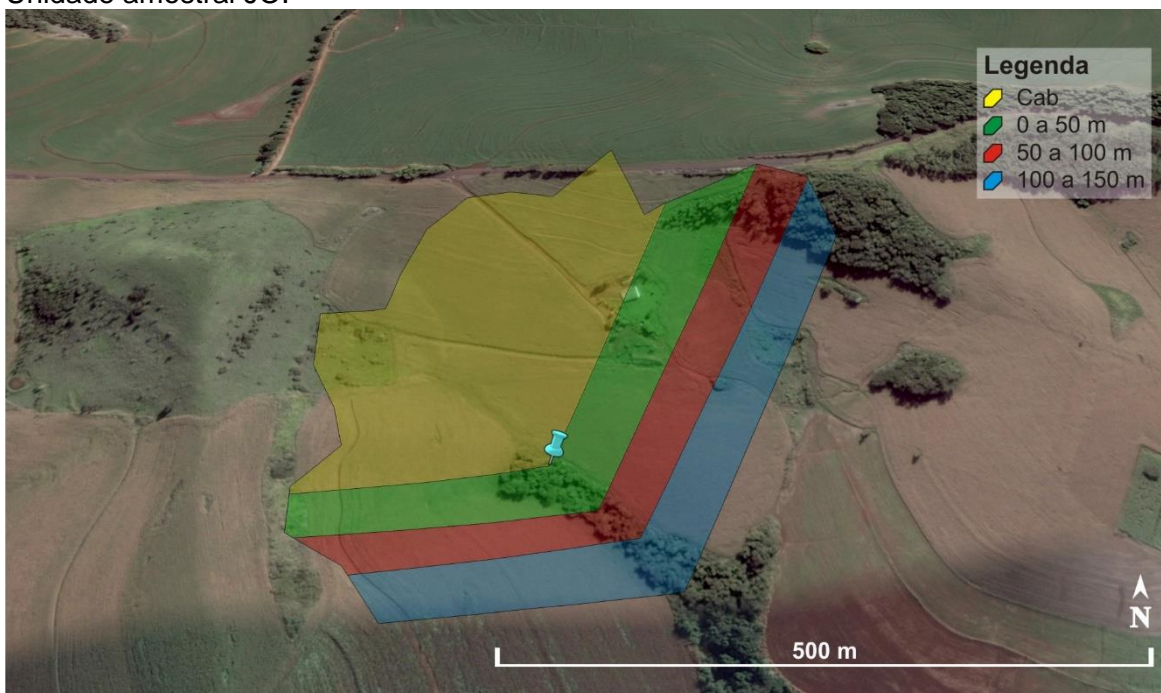
Unidade amostral MH.



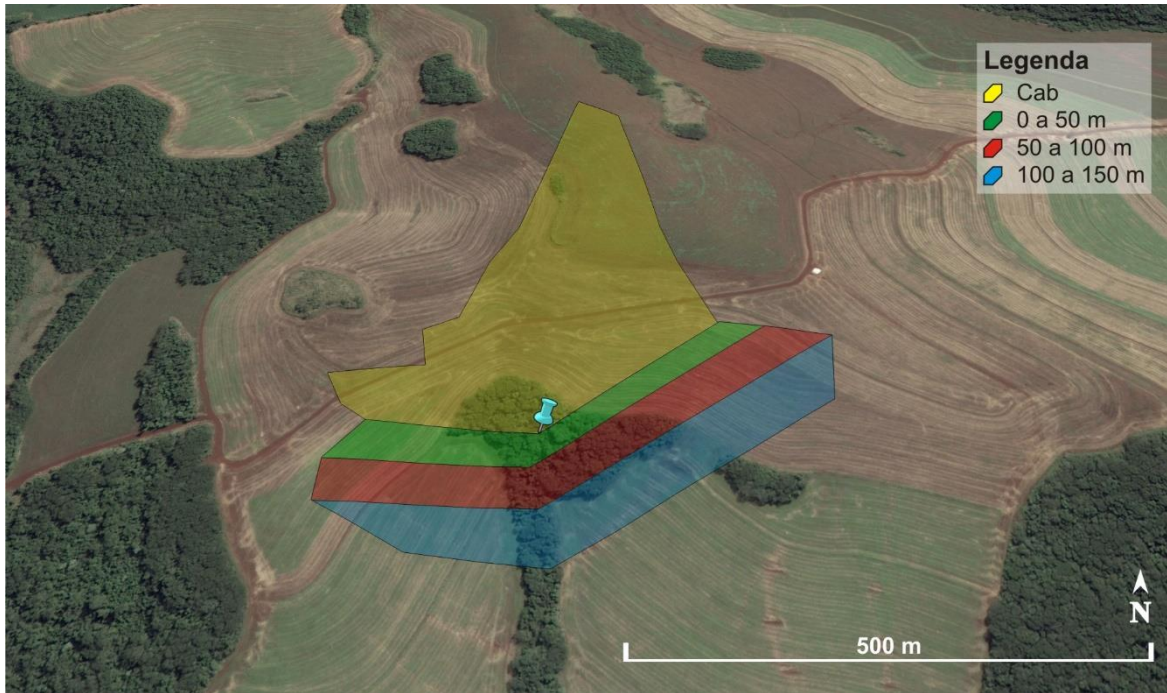
Apêndice 2. Continuação.
Unidade amostral PI.



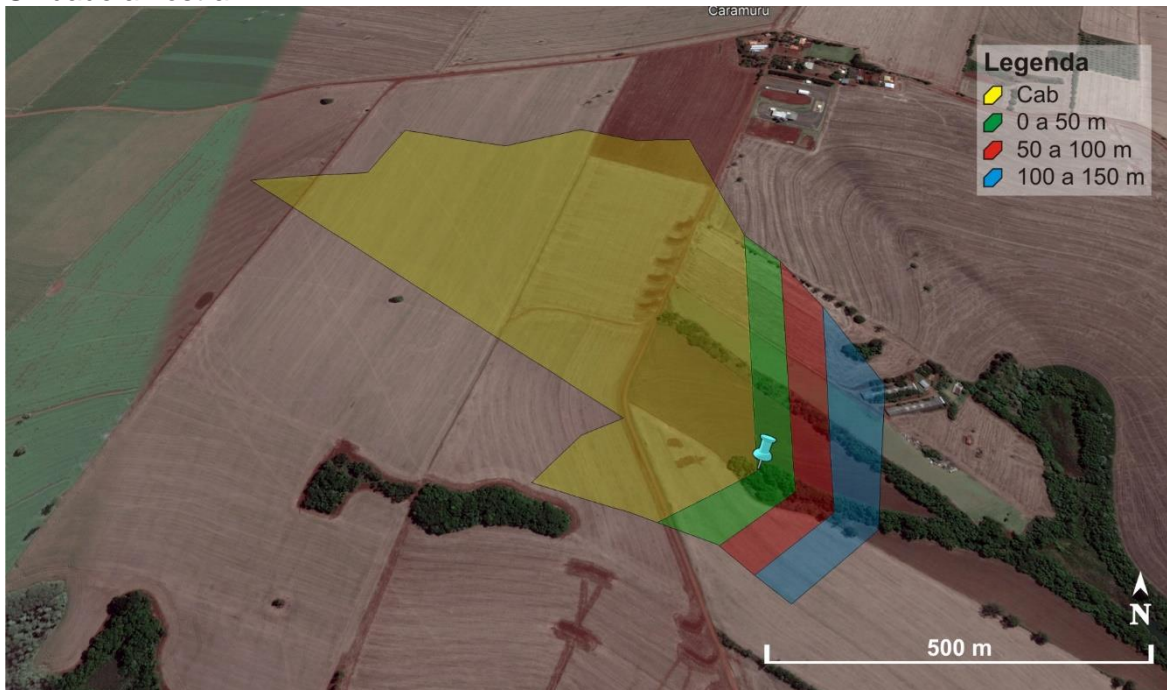
Unidade amostral JO.



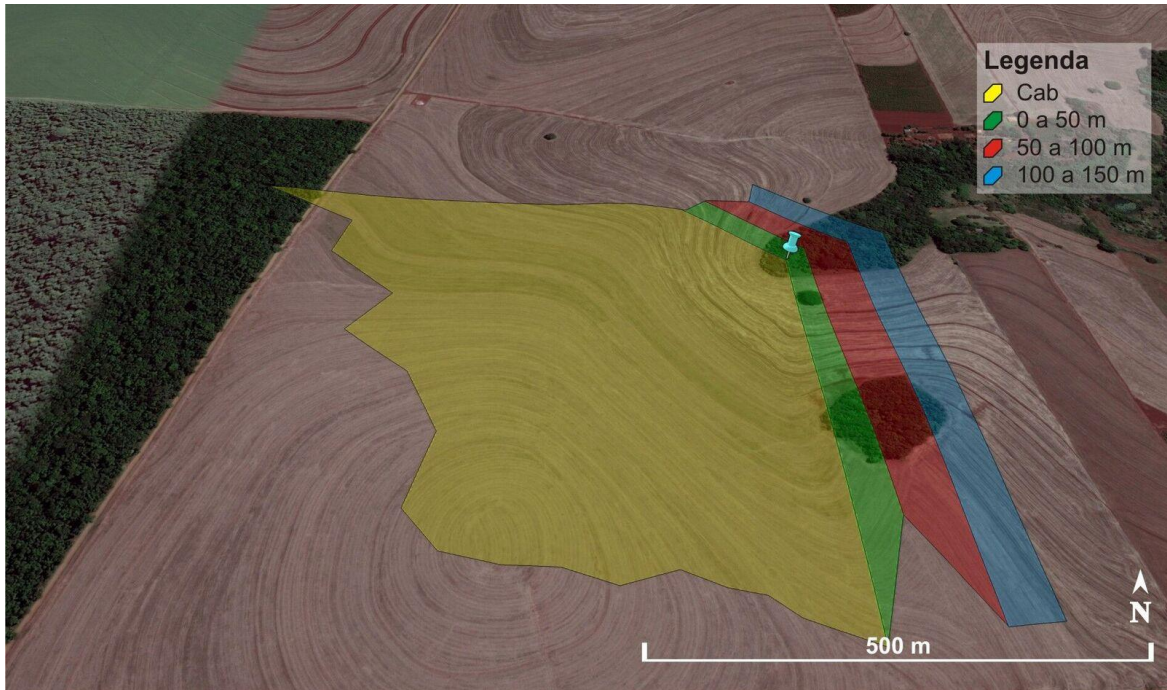
Apêndice 2. Continuação.
Unidade amostral DH.



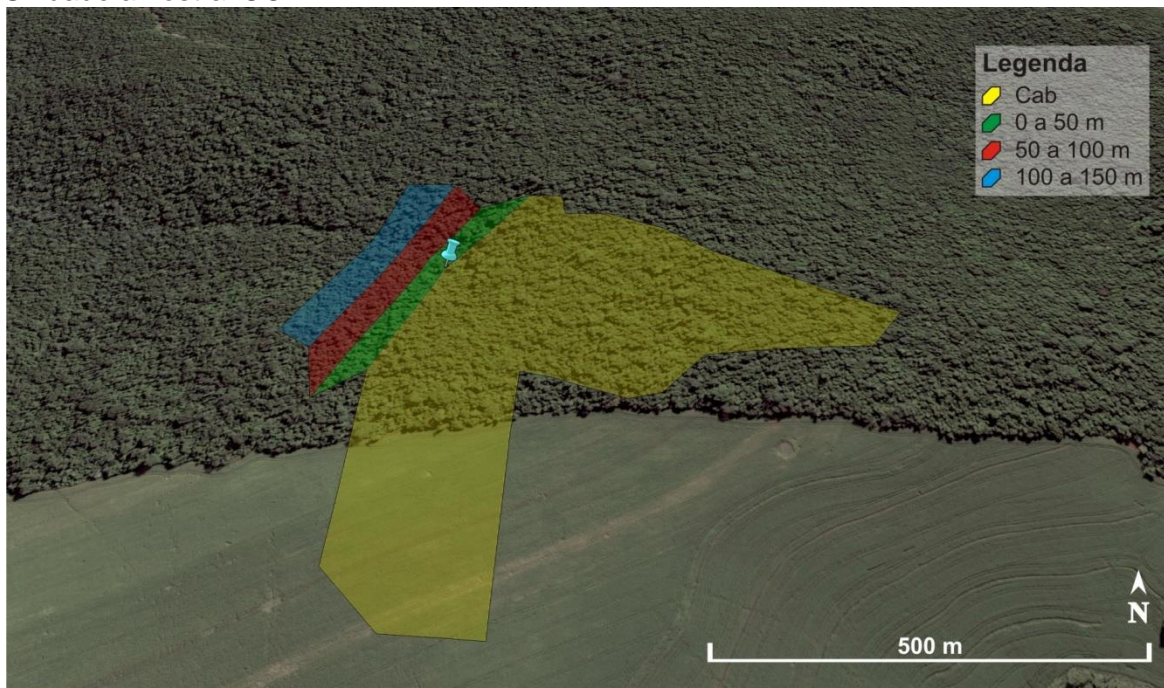
Unidade amostral RL.



Apêndice 2. Continuação.
Unidade amostral MA.



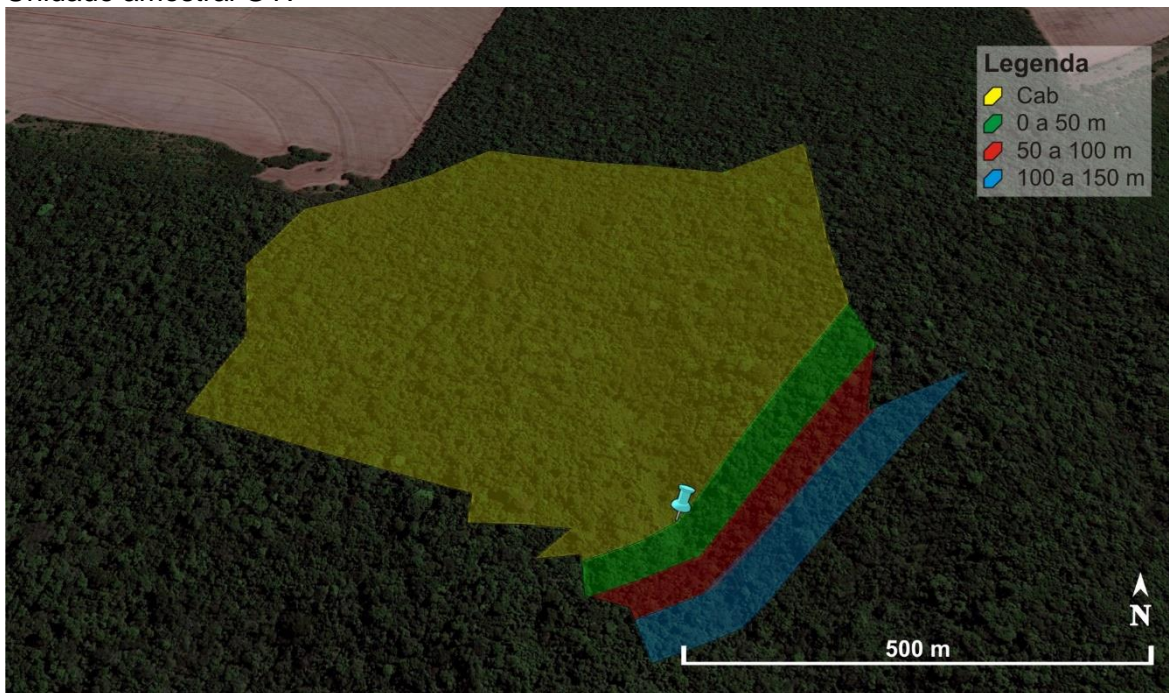
Unidade amostral CO.



Apêndice 2. Continuação.
Unidade amostral BL.



Unidade amostral GY.



Apêndice 3. Variáveis de qualidade da água e volume acumulado de precipitação (ppt, em mm) nos sete dias anteriores a cada amostragem (T1 a T5). Dados brutos por ponto de amostragem (pt1 a pt4) e por unidade amostral (UA). P=fósforo como fosfato ($\text{PO}_4\text{-P}$), em mg L^{-1} ; N=nitrogênio como nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$), em mg L^{-1} ; OD=oxigênio dissolvido, em mg L^{-1} ; CE=condutividade elétrica, em $\mu\text{S cm}^{-3}$; pH; TAG=temperatura da água, em $^{\circ}\text{C}$. PQ, MH, PI, JO, DH, RL, MA e RV são unidades amostrais agrícolas; CO, BL e GY são florestais. Média e desvio padrão de cada variável, por amostragem, são apresentados. Para cada variável-resposta está destacada, em negrito, a amostragem com maior valor médio.

Variável	UA	Amostragem	ppt	pt1	pt2	pt3	pt4	Média	Desvio padrão
P	PQ	T1, 05/08/2015	0	0,90	0,90	1,10	0,50	0,85	0,25
		T2, 30/11/2015	195	0,60	0,90	0,70	1,00	0,80	0,18
		T3, 04/04/2016	4	1,40	1,20	0,90	1,40	1,23	0,24
		T4, 15/06/2016	0	0,80	0,60	0,50	0,50	0,60	0,14
		T5, 05/09/2016	52	0,80	0,70	0,70	0,60	0,70	0,08
P	MH	T1, 27/07/2015	1	0,40	0,30	0,30	0,30	0,33	0,05
		T2, 17/11/2015	64	0,40	0,40	0,50	0,50	0,45	0,06
		T3, 30/03/2016	29	0,50	0,70	0,80	0,60	0,65	0,13
		T4, 13/06/2016	39	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	0,00
		T5, 21/09/2016	22	0,50	0,50	<0,2	<0,2	0,30	0,23
P	PI	T1, 21/07/2015	33	0,70	0,40	0,30	0,20	0,40	0,22
		T2, 11/11/2015	140	1,30	1,00	0,80	1,00	1,03	0,21
		T3, 28/03/2016	29	0,60	0,80	0,70	0,40	0,63	0,17
		T4, 09/06/2016	107	0,30	0,20	<0,2	<0,2	0,18	0,10
		T5, 09/09/2016	35	0,50	0,30	0,20	<0,2	0,28	0,17
P	JO	T1, 10/08/2015	0	0,60	0,60	0,80	0,70	0,68	0,10
		T2, 03/12/2015	107	0,50	0,40	0,40	0,50	0,45	0,06
		T3, 07/04/2016	4	0,70	1,60	0,60	0,60	0,88	0,49
		T4, 29/06/2016	0	0,30	0,50	<0,2	<0,2	0,25	0,19
		T5, 08/09/2016	35	0,50	0,30	<0,2	<0,2	0,25	0,19
P	DH	T1, 03/08/2015	0	0,80	0,70	0,60	0,40	0,63	0,17
		T2, 27/11/2015	174	0,90	0,60	0,70	0,60	0,70	0,14
		T3, 31/03/2016	29	1,00	1,00	0,90	0,90	0,95	0,06
		T4, 06/07/2016	0	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,00
		T5, 13/09/2016	15	0,80	0,60	0,60	0,50	0,63	0,13
P	RL	T1, 23/07/2015	24	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
		T2, 12/11/2015	111	0,20	0,30	0,30	0,30	0,28	0,05
		T3, 29/03/2016	29	0,30	0,60	0,30	0,40	0,40	0,14
		T4, 30/06/2016	0	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
		T5, 14/09/2016	0	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
P	MA	T1, 12/08/2015	0	0,80	0,70	0,50	0,60	0,65	0,13
		T2, 01/12/2015	195	0,80	0,80	0,40	0,40	0,60	0,23
		T3, 06/04/2016	4	1,10	0,70	0,60	0,60	0,75	0,24
		T4, 23/06/2016	0	0,30	<0,2	<0,2	<0,2	0,15	0,10
		T5, 06/09/2016	53	0,40	0,30	0,20	<0,2	0,25	0,13

Apêndice 3. Continuação.

Variável	UA	Amostragem	ppt	pt1	pt2	pt3	pt4	Média	Desvio padrão
P	RV	T1, 06/08/2015	0	0,50	0,50	0,30	0,30	0,40	0,12
		T2, 09/12/2015	60	0,40	0,70	0,40	0,40	0,48	0,15
		T3, 05/04/2016	4	0,60	0,40	0,50	0,40	0,48	0,10
		T4, 14/06/2016	32	<0,2	0,20	<0,2	<0,2	0,13	0,05
		T5, 31/08/2016	11	<0,2	0,20	<0,2	<0,2	0,13	0,05
P	CO	T1, 28/07/2015	1	0,60	1,00	0,40	0,40	0,60	0,28
		T2, 19/11/2015	141	1,20	1,00	0,90	0,80	0,98	0,17
		T3, 01/04/2016	28	1,40	1,00	1,00	0,80	1,05	0,25
		T4, 22/06/2016	0	0,30	0,40	0,30	0,30	0,33	0,05
		T5, 23/09/2016	18	0,80	0,80	0,80	0,50	0,73	0,15
P	BL	T1, 31/08/2015	32	0,50	0,40	0,60	0,20	0,43	0,17
		T2, 08/12/2015	120	0,30	0,40	0,40	0,40	0,38	0,05
		T3, 08/04/2016	2	0,40	0,30	0,40	0,50	0,40	0,08
		T4, 27/06/2016	0	<0,2	0,20	<0,2	<0,2	0,13	0,05
		T5, 20/09/2016	8	<0,2	0,20	0,20	<0,2	0,15	0,06
P	GY	T1, 15/09/2015	107	0,40	0,60	0,80	0,60	0,60	0,16
		T2, 04/12/2015	112	0,60	0,80	0,80	0,70	0,73	0,10
		T3, 19/04/2016	0	0,50	0,70	1,20	0,70	0,78	0,30
		T4, 04/07/2016	0	0,40	0,40	0,30	0,30	0,35	0,06
		T5, 15/09/2016	4	0,50	0,40	0,40	0,30	0,40	0,08
N	PQ	T1, 05/08/2015	0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,00
		T2, 30/11/2015	195	1,10	<1,0	<1,0	1,30	0,85	0,41
		T3, 04/04/2016	4	1,10	<1,0	<1,0	<1,0	0,65	0,30
		T4, 15/06/2016	0	1,10	<1,0	<1,0	<1,0	0,65	0,30
		T5, 05/09/2016	52	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,00
N	MH	T1, 27/07/2015	1	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,00
		T2, 17/11/2015	64	1,10	<1,0	<1,0	<1,0	0,65	0,30
		T3, 30/03/2016	29	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,00
		T4, 13/06/2016	39	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,00
		T5, 21/09/2016	22	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,00
N	PI	T1, 21/07/2015	33	1,90	2,00	2,50	1,90	2,08	0,29
		T2, 11/11/2015	140	1,80	1,60	1,70	1,80	1,73	0,10
		T3, 28/03/2016	29	1,90	1,60	1,60	1,50	1,65	0,17
		T4, 09/06/2016	107	2,10	1,60	1,50	1,50	1,68	0,29
		T5, 09/09/2016	35	2,30	1,70	1,90	1,70	1,90	0,28
N	JO	T1, 10/08/2015	0	2,60	2,30	1,80	1,80	2,13	0,39
		T2, 03/12/2015	107	2,50	2,70	2,10	2,20	2,38	0,28
		T3, 07/04/2016	4	2,60	1,50	1,90	1,70	1,93	0,48
		T4, 29/06/2016	0	2,40	1,60	1,70	1,50	1,80	0,41
		T5, 08/09/2016	35	2,40	2,10	2,50	2,20	2,30	0,18
N	DH	T1, 03/08/2015	0	1,00	<1,0	1,00	<1,0	0,75	0,29
		T2, 27/11/2015	174	1,10	1,00	1,10	1,00	1,05	0,06
		T3, 31/03/2016	29	1,20	1,10	<1,0	<1,0	0,83	0,38
		T4, 06/07/2016	0	1,10	1,30	<1,0	<1,0	0,85	0,41
		T5, 13/09/2016	15	1,50	1,30	1,20	1,00	1,25	0,21

Apêndice 3. Continuação.

Variável	UA	Amostragem	ppt	pt1	pt2	pt3	pt4	Média	Desvio padrão
N	RL	T1, 23/07/2015	24	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,00
		T2, 12/11/2015	111	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,00
		T3, 29/03/2016	29	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,00
		T4, 30/06/2016	0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,00
		T5, 14/09/2016	0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,00
N	MA	T1, 12/08/2015	0	2,00	2,20	1,80	2,00	2,00	0,16
		T2, 01/12/2015	195	2,90	2,40	1,70	2,60	2,40	0,51
		T3, 06/04/2016	4	1,60	1,50	1,50	1,60	1,55	0,06
		T4, 23/06/2016	0	1,70	1,60	1,40	1,70	1,60	0,14
		T5, 06/09/2016	53	2,20	1,70	1,40	1,40	1,68	0,38
N	RV	T1, 06/08/2015	0	<1,0	1,20	<1,0	<1,0	0,68	0,35
		T2, 09/12/2015	60	1,30	1,10	1,30	1,30	1,25	0,10
		T3, 05/04/2016	4	<1,0	1,10	1,10	1,00	0,93	0,29
		T4, 14/06/2016	32	1,40	1,30	1,10	1,60	1,35	0,21
		T5, 31/08/2016	11	1,10	1,40	1,40	1,30	1,30	0,14
N	CO	T1, 28/07/2015	1	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,00
		T2, 19/11/2015	141	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,00
		T3, 01/04/2016	28	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,00
		T4, 22/06/2016	0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,00
		T5, 23/09/2016	18	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,00
N	BL	T1, 31/08/2015	32	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,00
		T2, 08/12/2015	120	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,00
		T3, 08/04/2016	2	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,00
		T4, 27/06/2016	0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,00
		T5, 20/09/2016	8	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,00
N	GY	T1, 15/09/2015	107	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,00
		T2, 04/12/2015	112	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,00
		T3, 19/04/2016	0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,00
		T4, 04/07/2016	0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,00
		T5, 15/09/2016	4	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,00
OD	PQ	T1, 05/08/2015	0	6,76	7,46	7,39	7,62	7,31	0,38
		T2, 30/11/2015	195	9,23	10,05	10,27	10,07	9,91	0,46
		T3, 04/04/2016	4	9,94	10,80	10,72	9,93	10,35	0,48
		T4, 15/06/2016	0	8,60	9,80	10,20	9,85	9,61	0,70
		T5, 05/09/2016	52	6,25	7,32	7,24	7,15	6,99	0,50
OD	MH	T1, 27/07/2015	1	5,84	6,83	7,74	8,00	7,10	0,98
		T2, 17/11/2015	64	7,91	8,72	10,65	10,05	9,33	1,24
		T3, 30/03/2016	29	8,70	9,72	10,47	10,05	9,74	0,76
		T4, 13/06/2016	39	8,06	9,58	11,27	11,47	10,10	1,60
		T5, 21/09/2016	22	4,22	6,88	7,11	7,41	6,41	1,47
OD	PI	T1, 21/07/2015	33	6,45	7,20	7,48	7,87	7,25	0,60
		T2, 11/11/2015	140	8,09	9,80	9,99	9,44	9,33	0,86
		T3, 28/03/2016	29	8,24	9,80	10,42	10,48	9,74	1,04
		T4, 09/06/2016	107	8,91	10,37	10,93	11,19	10,35	1,02
		T5, 09/09/2016	35	5,62	7,22	7,49	7,69	7,01	0,94

Apêndice 3. Continuação.

Variável	UA	Amostragem	ppt	pt1	pt2	pt3	pt4	Média	Desvio padrão
OD	JO	T1, 10/08/2015	0	6,90	7,35	7,91	7,86	7,51	0,48
		T2, 03/12/2015	107	9,73	9,97	10,32	10,05	10,02	0,24
		T3, 07/04/2016	4	9,42	8,54	9,48	8,60	9,01	0,51
		T4, 29/06/2016	0	9,68	9,21	10,15	9,16	9,55	0,46
		T5, 08/09/2016	35	7,20	6,48	7,12	6,52	6,83	0,38
OD	DH	T1, 03/08/2015	0	6,49	7,79	7,60	7,60	7,37	0,59
		T2, 27/11/2015	174	8,96	10,32	9,87	9,62	9,69	0,57
		T3, 31/03/2016	29	9,10	10,45	10,40	10,36	10,08	0,65
		T4, 06/07/2016	0	8,24	9,92	10,04	10,43	9,66	0,97
		T5, 13/09/2016	15	6,32	7,07	7,27	6,34	6,75	0,49
OD	RL	T1, 23/07/2015	24	9,04	9,25	7,21	7,25	8,19	1,11
		T2, 12/11/2015	111	8,59	8,87	8,70	8,86	8,76	0,13
		T3, 29/03/2016	29	9,92	9,52	9,63	9,58	9,66	0,18
		T4, 30/06/2016	0	9,89	9,33	9,38	9,54	9,54	0,25
		T5, 14/09/2016	0	7,36	7,03	7,01	7,30	7,18	0,18
OD	MA	T1, 12/08/2015	0	7,15	7,01	7,39	7,49	7,26	0,22
		T2, 01/12/2015	195	9,80	9,48	9,70	9,77	9,69	0,14
		T3, 06/04/2016	4	9,64	9,73	10,05	10,05	9,87	0,21
		T4, 23/06/2016	0	9,24	9,35	9,74	9,72	9,51	0,26
		T5, 06/09/2016	53	6,58	6,53	7,17	7,20	6,87	0,36
OD	RV	T1, 06/08/2015	0	6,89	7,17	7,03	7,17	7,07	0,13
		T2, 09/12/2015	60	8,80	9,10	9,54	9,77	9,30	0,44
		T3, 05/04/2016	4	8,54	9,82	9,86	9,98	9,55	0,68
		T4, 14/06/2016	32	9,17	9,33	9,60	9,58	9,42	0,21
		T5, 31/08/2016	11	6,74	6,89	6,87	6,70	6,80	0,09
OD	CO	T1, 28/07/2015	1	5,92	7,46	7,59	7,97	7,24	0,90
		T2, 19/11/2015	141	9,34	10,62	10,51	11,00	10,37	0,72
		T3, 01/04/2016	28	9,79	10,80	10,55	10,83	10,49	0,48
		T4, 22/06/2016	0	9,61	10,18	10,45	10,92	10,29	0,55
		T5, 23/09/2016	18	5,89	7,06	7,27	7,79	7,00	0,80
OD	BL	T1, 31/08/2015	32	7,02	7,24	7,30	7,60	7,29	0,24
		T2, 08/12/2015	120	9,13	10,10	9,41	10,16	9,70	0,51
		T3, 08/04/2016	2	8,37	10,36	10,22	9,11	9,52	0,95
		T4, 27/06/2016	0	8,07	9,66	9,78	8,16	8,92	0,93
		T5, 20/09/2016	8	5,87	7,30	7,46	6,95	6,90	0,72
OD	GY	T1, 15/09/2015	107	7,09	7,85	8,18	8,33	7,86	0,55
		T2, 04/12/2015	112	9,66	9,93	10,58	10,65	10,21	0,49
		T3, 19/04/2016	0	9,15	9,93	10,57	10,72	10,09	0,72
		T4, 04/07/2016	0	8,12	9,25	9,91	10,31	9,40	0,96
		T5, 15/09/2016	4	6,16	7,45	7,94	7,90	7,36	0,83
CE	PQ	T1, 05/08/2015	0	38,40	41,90	32,90	34,90	37,03	3,97
		T2, 30/11/2015	195	39,50	42,40	43,70	43,80	42,35	2,00
		T3, 04/04/2016	4	44,40	42,70	42,10	42,70	42,98	0,99
		T4, 15/06/2016	0	34,60	35,40	35,60	35,80	35,35	0,53
		T5, 05/09/2016	52	34,90	38,60	39,10	39,20	37,95	2,05

Apêndice 3. Continuação.

Variável	UA	Amostragem	ppt	pt1	pt2	pt3	pt4	Média	Desvio padrão
CE	MH	T1, 27/07/2015	1	52,40	49,20	44,60	21,90	42,03	13,79
		T2, 17/11/2015	64	50,80	49,80	47,90	46,70	48,80	1,85
		T3, 30/03/2016	29	43,20	61,90	53,70	45,70	51,13	8,46
		T4, 13/06/2016	39	36,90	36,60	40,70	36,60	37,70	2,00
		T5, 21/09/2016	22	50,70	72,40	56,50	50,70	57,58	10,25
CE	PI	T1, 21/07/2015	33	41,90	60,80	64,50	57,00	56,05	9,92
		T2, 11/11/2015	140	47,90	60,90	63,40	63,60	58,95	7,47
		T3, 28/03/2016	29	45,10	52,40	54,40	53,20	51,28	4,20
		T4, 09/06/2016	107	48,00	54,80	55,30	56,20	53,58	3,76
		T5, 09/09/2016	35	50,20	59,30	60,50	62,90	58,23	5,56
CE	JO	T1, 10/08/2015	0	67,20	62,30	54,10	65,60	62,30	5,83
		T2, 03/12/2015	107	73,40	71,70	68,90	67,00	70,25	2,85
		T3, 07/04/2016	4	85,30	80,80	80,70	65,90	78,18	8,46
		T4, 29/06/2016	0	80,00	74,30	73,60	77,60	76,38	2,98
		T5, 08/09/2016	35	83,90	80,40	78,20	81,80	81,08	2,40
CE	DH	T1, 03/08/2015	0	71,40	76,40	52,30	53,40	63,38	12,33
		T2, 27/11/2015	174	78,90	78,10	77,00	75,70	77,43	1,39
		T3, 31/03/2016	29	71,40	72,50	73,90	74,50	73,08	1,40
		T4, 06/07/2016	0	78,40	80,50	79,90	63,10	75,48	8,30
		T5, 13/09/2016	15	75,50	84,20	85,50	71,40	79,15	6,81
CE	RL	T1, 23/07/2015	24	12,50	15,50	16,80	16,80	15,40	2,03
		T2, 12/11/2015	111	11,40	14,90	16,00	16,70	14,75	2,35
		T3, 29/03/2016	29	12,90	14,90	16,70	16,90	15,35	1,86
		T4, 30/06/2016	0	12,00	13,90	16,00	16,30	14,55	2,01
		T5, 14/09/2016	0	11,60	14,30	15,80	15,90	14,40	2,00
CE	MA	T1, 12/08/2015	0	52,20	45,50	49,70	42,20	47,40	4,43
		T2, 01/12/2015	195	56,70	52,30	54,80	62,00	56,45	4,12
		T3, 06/04/2016	4	46,60	40,20	49,60	48,50	46,23	4,20
		T4, 23/06/2016	0	54,50	46,90	47,50	52,70	50,40	3,78
		T5, 06/09/2016	53	55,60	46,50	47,90	49,70	49,93	4,00
CE	RV	T1, 06/08/2015	0	26,60	21,80	26,90	25,70	25,25	2,36
		T2, 09/12/2015	60	31,20	29,20	28,80	28,30	29,38	1,27
		T3, 05/04/2016	4	33,20	32,60	32,20	31,30	32,33	0,80
		T4, 14/06/2016	32	30,70	28,70	27,70	26,80	28,48	1,67
		T5, 31/08/2016	11	32,30	32,20	31,30	30,10	31,48	1,02
CE	CO	T1, 28/07/2015	1	60,80	77,50	77,50	56,80	68,15	10,92
		T2, 19/11/2015	141	60,70	80,50	77,40	77,70	74,08	9,03
		T3, 01/04/2016	28	78,60	85,30	91,80	92,00	86,93	6,36
		T4, 22/06/2016	0	73,30	85,60	86,40	81,50	81,70	6,00
		T5, 23/09/2016	18	81,60	91,40	94,70	94,80	90,63	6,22
CE	BL	T1, 31/08/2015	32	18,00	20,80	25,50	33,80	24,53	6,91
		T2, 08/12/2015	120	25,40	29,10	30,90	35,30	30,18	4,11
		T3, 08/04/2016	2	29,40	30,20	31,50	33,90	31,25	1,97
		T4, 27/06/2016	0	27,30	27,50	29,10	32,30	29,05	2,31
		T5, 20/09/2016	8	25,80	28,40	28,90	32,40	28,88	2,71

Apêndice 3. Continuação.

Variável	UA	Amostragem	ppt	pt1	pt2	pt3	pt4	Média	Desvio padrão
CE	GY	T1, 15/09/2015	107	61,80	60,10	62,10	63,80	61,95	1,52
		T2, 04/12/2015	112	62,40	63,80	63,50	64,00	63,43	0,71
		T3, 19/04/2016	0	53,90	48,00	55,20	55,50	53,15	3,50
		T4, 04/07/2016	0	51,80	53,70	53,50	53,80	53,20	0,94
		T5, 15/09/2016	4	52,40	48,80	54,20	53,30	52,18	2,37
pH	PQ	T1, 05/08/2015	0	6,18	6,33	6,30	6,15	6,24	0,09
		T2, 30/11/2015	195	6,60	6,73	6,88	6,80	6,75	0,12
		T3, 04/04/2016	4	6,26	6,21	6,12	5,92	6,13	0,15
		T4, 15/06/2016	0	6,70	6,28	6,32	6,20	6,38	0,22
		T5, 05/09/2016	52	6,80	6,80	6,72	6,77	6,77	0,04
pH	MH	T1, 27/07/2015	1	6,47	6,54	6,82	7,17	6,75	0,32
		T2, 17/11/2015	64	6,77	6,63	6,80	6,83	6,76	0,09
		T3, 30/03/2016	29	7,20	6,50	6,50	6,50	6,68	0,35
		T4, 13/06/2016	39	7,34	7,07	7,45	6,82	7,17	0,28
		T5, 21/09/2016	22	6,90	6,80	6,84	6,83	6,84	0,04
pH	PI	T1, 21/07/2015	33	6,30	6,20	5,98	5,68	6,04	0,27
		T2, 11/11/2015	140	6,34	6,50	6,48	6,55	6,47	0,09
		T3, 28/03/2016	29	6,95	6,99	7,17	7,14	7,06	0,11
		T4, 09/06/2016	107	6,83	7,07	6,95	6,90	6,94	0,10
		T5, 09/09/2016	35	6,60	6,90	6,98	6,93	6,85	0,17
pH	JO	T1, 10/08/2015	0	6,61	7,00	6,97	6,96	6,89	0,18
		T2, 03/12/2015	107	6,28	6,37	6,31	6,13	6,27	0,10
		T3, 07/04/2016	4	6,50	6,70	6,71	6,60	6,63	0,10
		T4, 29/06/2016	0	6,80	6,90	6,88	6,85	6,86	0,04
		T5, 08/09/2016	35	6,73	6,70	6,64	6,62	6,67	0,05
pH	DH	T1, 03/08/2015	0	6,70	6,86	6,88	6,84	6,82	0,08
		T2, 27/11/2015	174	6,85	7,17	7,26	7,15	7,11	0,18
		T3, 31/03/2016	29	6,80	6,85	6,80	7,05	6,88	0,12
		T4, 06/07/2016	0	6,93	7,06	7,08	6,94	7,00	0,08
		T5, 13/09/2016	15	6,62	6,61	6,50	6,48	6,55	0,07
pH	RL	T1, 23/07/2015	24	6,00	6,40	6,04	6,80	6,31	0,37
		T2, 12/11/2015	111	5,45	5,32	6,04	6,10	5,73	0,40
		T3, 29/03/2016	29	7,61	6,15	6,24	6,10	6,53	0,73
		T4, 30/06/2016	0	5,87	6,07	5,10	5,75	5,70	0,42
		T5, 14/09/2016	0	5,96	5,99	6,35	6,53	6,21	0,28
pH	MA	T1, 12/08/2015	0	6,43	6,44	6,41	6,43	6,43	0,01
		T2, 01/12/2015	195	6,24	6,40	6,27	6,12	6,26	0,11
		T3, 06/04/2016	4	6,43	6,66	6,55	7,08	6,68	0,28
		T4, 23/06/2016	0	6,73	6,73	6,98	6,90	6,84	0,13
		T5, 06/09/2016	53	6,28	6,44	6,32	6,31	6,34	0,07
pH	RV	T1, 06/08/2015	0	6,10	6,30	6,09	6,27	6,19	0,11
		T2, 09/12/2015	60	6,25	6,30	6,42	6,51	6,37	0,12
		T3, 05/04/2016	4	6,83	5,98	6,30	6,26	6,34	0,35
		T4, 14/06/2016	32	6,40	6,24	6,70	6,63	6,49	0,21
		T5, 31/08/2016	11	6,54	6,47	6,24	6,45	6,43	0,13

Apêndice 3. Continuação.

Variável	UA	Amostragem	ppt	pt1	pt2	pt3	pt4	Média	Desvio padrão
pH	CO	T1, 28/07/2015	1	6,37	6,97	6,72	6,43	6,62	0,28
		T2, 19/11/2015	141	6,80	7,01	7,06	7,11	7,00	0,14
		T3, 01/04/2016	28	7,00	7,02	7,00	6,96	7,00	0,03
		T4, 22/06/2016	0	6,62	6,36	6,53	6,28	6,45	0,16
		T5, 23/09/2016	18	6,80	6,84	6,55	6,27	6,62	0,26
pH	BL	T1, 31/08/2015	32	6,03	7,49	6,77	6,52	6,70	0,61
		T2, 08/12/2015	120	5,92	6,28	3,10	5,78	5,27	1,46
		T3, 08/04/2016	2	6,50	6,65	6,73	6,83	6,68	0,14
		T4, 27/06/2016	0	6,34	6,92	6,90	6,90	6,77	0,28
		T5, 20/09/2016	8	6,88	6,50	6,46	6,50	6,59	0,20
pH	GY	T1, 15/09/2015	107	6,00	5,97	6,54	6,52	6,26	0,32
		T2, 04/12/2015	112	6,65	6,79	6,73	6,70	6,72	0,06
		T3, 19/04/2016	0	6,02	5,96	6,12	6,00	6,03	0,07
		T4, 04/07/2016	0	6,72	6,75	6,65	6,60	6,68	0,07
		T5, 15/09/2016	4	6,24	6,35	6,45	6,36	6,35	0,09
TAg	PQ	T1, 05/08/2015	0	22,20	22,00	21,80	21,50	21,88	0,30
		T2, 30/11/2015	195	22,40	22,30	22,20	22,20	22,28	0,10
		T3, 04/04/2016	4	22,60	22,70	22,80	22,60	22,68	0,10
		T4, 15/06/2016	0	22,20	21,70	21,50	21,20	21,65	0,42
		T5, 05/09/2016	52	22,40	21,90	21,70	21,50	21,88	0,39
TAg	MH	T1, 27/07/2015	1	21,00	18,60	18,10	17,20	18,73	1,62
		T2, 17/11/2015	64	21,80	22,20	22,10	21,70	21,95	0,24
		T3, 30/03/2016	29	22,10	24,40	23,00	21,50	22,75	1,26
		T4, 13/06/2016	39	19,20	16,70	14,60	12,70	15,80	2,79
		T5, 21/09/2016	22	19,50	24,90	16,70	15,40	19,13	4,21
TAg	PI	T1, 21/07/2015	33	22,00	21,40	21,10	20,80	21,33	0,51
		T2, 11/11/2015	140	22,20	22,70	22,60	22,30	22,45	0,24
		T3, 28/03/2016	29	22,30	22,10	21,80	21,30	21,88	0,43
		T4, 09/06/2016	107	22,00	20,50	19,60	19,10	20,30	1,27
		T5, 09/09/2016	35	21,90	20,50	19,30	17,80	19,88	1,74
TAg	JO	T1, 10/08/2015	0	21,60	21,20	20,80	20,40	21,00	0,52
		T2, 03/12/2015	107	22,60	22,10	22,00	21,80	22,13	0,34
		T3, 07/04/2016	4	22,10	22,50	22,40	21,80	22,20	0,32
		T4, 29/06/2016	0	21,80	20,80	20,20	19,80	20,65	0,87
		T5, 08/09/2016	35	21,30	20,30	19,70	19,10	20,10	0,94
TAg	DH	T1, 03/08/2015	0	21,20	20,70	20,30	19,60	20,45	0,68
		T2, 27/11/2015	174	21,30	21,30	21,20	21,10	21,23	0,10
		T3, 31/03/2016	29	21,40	21,60	21,30	21,10	21,35	0,21
		T4, 06/07/2016	0	21,20	20,30	19,90	19,40	20,20	0,76
		T5, 13/09/2016	15	21,20	19,00	20,20	19,40	19,95	0,97
TAg	RL	T1, 23/07/2015	24	21,30	20,90	20,70	20,50	20,85	0,34
		T2, 12/11/2015	111	21,60	21,60	21,60	21,50	21,58	0,05
		T3, 29/03/2016	29	21,60	21,60	21,50	21,30	21,50	0,14
		T4, 30/06/2016	0	21,40	21,10	20,90	20,60	21,00	0,34
		T5, 14/09/2016	0	21,60	20,60	20,70	20,50	20,85	0,51

Apêndice 3. Continuação.

Variável	UA	Amostragem	ppt	pt1	pt2	pt3	pt4	Média	Desvio padrão
TAg	MA	T1, 12/08/2015	0	21,80	21,60	21,20	20,70	21,33	0,49
		T2, 01/12/2015	195	21,80	21,70	21,50	21,40	21,60	0,18
		T3, 06/04/2016	4	21,80	22,00	22,00	21,90	21,93	0,10
		T4, 23/06/2016	0	21,80	21,40	20,60	20,20	21,00	0,73
		T5, 06/09/2016	53	21,70	20,90	19,80	19,20	20,40	1,12
TAg	RV	T1, 06/08/2015	0	21,40	21,30	21,20	21,00	21,23	0,17
		T2, 09/12/2015	60	21,50	21,60	21,60	21,60	21,58	0,05
		T3, 05/04/2016	4	21,60	22,10	21,90	21,80	21,85	0,21
		T4, 14/06/2016	32	21,40	21,20	21,00	20,80	21,10	0,26
		T5, 31/08/2016	11	21,60	21,50	21,30	21,20	21,40	0,18
TAg	CO	T1, 28/07/2015	1	20,50	19,70	18,80	17,70	19,18	1,20
		T2, 19/11/2015	141	21,80	21,70	21,60	21,50	21,65	0,13
		T3, 01/04/2016	28	22,40	22,20	21,90	21,50	22,00	0,39
		T4, 22/06/2016	0	19,20	18,80	18,40	18,00	18,60	0,52
		T5, 23/09/2016	18	20,80	20,10	19,50	18,50	19,73	0,97
TAg	BL	T1, 31/08/2015	32	20,50	20,60	20,30	19,90	20,33	0,31
		T2, 08/12/2015	120	20,60	20,60	20,60	20,50	20,58	0,05
		T3, 08/04/2016	2	20,60	20,70	20,70	20,60	20,65	0,06
		T4, 27/06/2016	0	20,40	20,30	20,10	19,80	20,15	0,26
		T5, 20/09/2016	8	20,50	20,40	20,20	19,80	20,23	0,31
TAg	GY	T1, 15/09/2015	107	20,40	20,30	20,30	20,10	20,28	0,13
		T2, 04/12/2015	112	20,30	20,30	20,30	20,30	20,30	0,00
		T3, 19/04/2016	0	20,60	20,60	20,70	20,80	20,68	0,10
		T4, 04/07/2016	0	20,50	20,40	20,20	20,00	20,28	0,22
		T5, 15/09/2016	4	20,40	20,20	19,90	19,30	19,95	0,48

Apêndice 4. Resultados dos modelos lineares generalizados mistos (GLMM) gerados a partir do conjunto total de dados (n=11), onde se buscou relação entre as variáveis-resposta P=fósforo como fosfato ($\text{PO}_4\text{-P}$), em mg L^{-1} ; N=nitrogênio como nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$), em mg L^{-1} ; OD=oxigênio dissolvido, em mg L^{-1} ; CE=condutividade elétrica, em $\mu\text{S cm}^{-3}$; pH; TAg=temperatura da água, em $^\circ\text{C}$, frente às preditoras (variáveis fixas dos modelos) Larg=largura da faixa de floresta ripária, em m; Cob=cobertura florestal, em %; AER=estimativa de qualidade da floresta; Entorno=uso do solo agrícola ou florestal; Área=área da bacia de contribuição, em ha; Incl=inclinação da bacia de contribuição, em %; Pent=teor de fósforo no solo do entorno, em mg dm^{-3} ; Prip=teor de fósforo no solo ripário, em mg dm^{-3} ; ppt=precipitação, em mm. Foram utilizadas como variáveis aleatórias as amostragens (Tempo), as unidades amostrais (UAs) e os pontos de amostragem (pt). AIC=critérios de informação Akaike. logLik=função de verossimilhança; *I Ctab*= valor delta atribuído aos modelos, a partir da diferença entre AICs; ao melhor modelo é atribuído o valor zero. O modelo selecionado para cada variável-resposta está destacado em negrito. Os códigos de significância para o valor de p correspondente, $\text{Pr}(> |z|)$, são: '****' 0,001, '***' 0,01, '**' 0,05 e '*' 0,1.

P~ Larg+Entorno+Área+Incl+Pent+Prip+ppt+(Tempo|UA/pt)

	AIC	logLik	Desvio	
	-3864,1	1971,0	-3942,1	
	Estimativa	Erro padrão	Valor de t	Pr(> z)
Larg	0,0007	0,0006	1,2960	0,1950
Entorno	-0,5802	0,5917	-0,9800	0,3269
Área	-0,0173	0,0041	-4,2510	2,13e-05 ***
Incl	0,0127	0,0215	0,5910	0,5544
Pent	0,0114	0,0045	2,5450	0,0109 *
Prip	0,0289	0,0098	2,9570	0,0031 **
ppt	0,0003	0,0006	0,5190	0,6039

P~ Cob+AER+Entorno+Área+Incl+Pent+Prip+ppt+(Tempo|UA/pt)

	AIC	logLik	Desvio	
	-3811,3	1945,6	-3891,3	
	Estimativa	Erro padrão	Valor de t	Pr(> z)
Cob	-0,7103	0,7538	-0,9420	0,3461
AER	-0,0345	0,0108	-3,2010	0,0014 **
Entorno	1,3684	0,6545	2,0910	0,0366 *
Área	-0,0042	0,0034	-1,2350	0,2168
Incl	0,0362	0,0177	2,0410	0,0412 *
Pent	-0,0013	0,0035	-0,3850	0,7005
Prip	-0,0005	0,0073	-0,0660	0,9476
ppt	0,0010	0,0007	1,3910	0,1643

<i>I Ctab</i>	dAIC
P_Larg	0
P_CobAER	52,8

Apêndice 4. Continuação.

N~ Larg+Entorno+Área+Incl+Pent+Prip+ppt+(Tempo|UA/pt)

	AIC	logLik	Desvio		
	-3549,3	1813,6	-3627,3		
	Estimativa	Erro padrão	Valor de t	Pr(> z)	
Larg	-0,0002	0,0003	-0,6680	0,5042	
Entorno	-0,5954	0,2978	-1,9990	0,0456	*
Área	-0,0080	0,0020	-3,9890	0,0001	***
Incl	0,1007	0,0104	9,7130	<2,00e-16	***
Pent	0,0202	0,0021	9,4970	<2,00e-16	***
Prip	0,0198	0,0047	4,1760	2,97e-05	***
ppt	0,0011	0,0003	3,7760	0,0002	***

N~ Cob+AER+Entorno+Área+Incl+Pent+Prip+ppt+(Tempo|UA/pt)

	AIC	logLik	Desvio		
	-3653,0	1866,5	-3733,0		
	Estimativa	Erro padrão	Valor de t	Pr(> z)	
Cob	-0,8412	0,3683	-2,2840	0,0224	*
AER	0,0115	0,0052	2,2100	0,0271	*
Entorno	-0,3345	0,3193	-1,0470	0,2949	
Área	-0,0083	0,0017	-4,9940	5,90e-07	***
Incl	0,0959	0,0086	11,1340	<2,00e-16	***
Pent	0,0213	0,0017	12,6490	<2,00e-16	***
Prip	0,0227	0,0036	6,3500	2,15e-10	***
ppt	0,0007	0,0003	2,2740	0,0230	*

ICtab	dAIC
N_CobAER	0
N_Larg	103,8

Apêndice 4. Continuação.

OD~ Larg+Entorno+Área+Incl+Pent+Prip+ppt+(Tempo|UA/pt)

	AIC	logLik	Desvio		
	-2799,6	1438,8	-2877,6		
	Estimativa	Erro padrão	Valor de t	Pr(> z)	
Larg	-0,0002	3,19e-05	-6,2280	4,71e-10	***
Entorno	0,1551	0,0005	293,15	<2,00e-16	***
Área	0,0018	0,0004	3,9820	6,83e-05	***
Incl	-0,0018	0,0002	-7,3350	2,22e-13	***
Pent	-0,0010	0,0006	-1,8530	0,0639	•
Prip	-0,0057	0,0005	-11,976	<2,00e-16	***
ppt	0,0009	0,0001	7,6760	1,64e-14	***

OD~ Cob+AER+Entorno+Área+Incl+Pent+Prip+ppt+(Tempo|UA/pt)

	AIC	logLik	Desvio		
	-2865,2	1472,6	-2945,2		
	Estimativa	Erro padrão	Valor de t	Pr(> z)	
Cob	0,2733	0,1817	1,5050	0,1325	
AER	-0,0027	0,0026	-1,0080	0,3133	
Entorno	-0,2241	0,1587	-1,4130	0,1578	
Área	0,0024	0,0008	2,8800	0,0040	**
Incl	0,0011	0,0044	0,2420	0,8086	
Pent	-0,0004	0,0009	-0,4720	0,6369	
Prip	-0,0053	0,0018	-2,9140	0,0036	**
ppt	0,0007	0,0001	5,0130	5,37e-07	***

ICtab	dAIC
OD_CobAER	0
OD_Larg	65,6

Apêndice 4. Continuação.

CE~ Larg+Entorno+Área+Incl+Pent+Prip+ppt+(Tempo|UA/pt)

	AIC	logLik	Desvio	
	-2102,2	1090,1	-2180,2	
	Estimativa	Erro padrão	Valor de t	Pr(> z)
Larg	-0,0003	0,0003	-0,9450	0,3448
Entorno	0,6210	0,2959	2,0980	0,0359 *
Área	-0,0007	0,0021	-0,3400	0,7340
Incl	0,0570	0,0121	4,7090	2,4800e-06 ***
Pent	0,0040	0,0026	1,4920	0,1358
Prip	-0,0223	0,0053	-4,1930	2,7500e-05 ***
ppt	0,0005	0,0002	2,8270	0,0047 **

CE~ Cob+AER+Entorno+Área+Incl+Pent+Prip+ppt+(Tempo|UA/pt)

	AIC	logLik	Desvio	
	-1885,5	982,7	-1965,5	
	Estimativa	Erro padrão	Valor de t	Pr(> z)
Cob	0,5659	0,3841	1,4730	0,1407
AER	-0,0202	0,0064	-3,1640	0,0016 **
Entorno	0,1155	0,3501	0,3300	0,7416
Área	-0,0038	0,0019	-2,0590	0,0395 *
Incl	0,0443	0,0105	4,2030	2,64e-05 ***
Pent	0,0047	0,0022	2,1120	0,0347 *
Prip	-0,0099	0,0044	-2,2530	0,0243 *
ppt	0,0005	0,0002	2,6270	0,0086 **

ICtab	dAIC
CE_Larg	0
CE_CobAER	216,7

Apêndice 4. Continuação.

pH~ Larg+Entorno+Área+Incl+Pent+Prip+ppt+(Tempo|UA/pt)

	AIC	logLik	Desvio		
	-2972,2	1525,1	-3050,2		
	Estimativa	Erro padrão	Valor de t	Pr(> z)	
Larg	-2,64e-06	1,20e-05	-0,2200	0,8255	
Entorno	0,0039	0,0018	2,2000	0,0278	*
Área	-0,0019	0,0002	-12,277	<2,00e-16	***
Incl	-0,0015	0,0004	-3,6650	0,0002	***
Pent	0,0007	0,0003	2,2050	0,0274	*
Prip	0,0031	0,0005	6,7430	1,55e-11	***
ppt	0,0001	0,0001	0,6900	0,4903	

pH~ Cob+AER+Entorno+Área+Incl+Pent+Prip+ppt+(Tempo|UA/pt)

	AIC	logLik	Desvio		
	-3042,0	1561,0	-3122,0		
	Estimativa	Erro padrão	Valor de t	Pr(> z)	
Cob	0,0959	0,0717	1,3370	0,1813	
AER	-0,0017	0,0010	-1,6790	0,0931	*
Entorno	-0,0644	0,0617	-1,0440	0,2967	
Área	-0,0015	0,0003	-4,7590	1,95e-06	***
Incl	-0,0012	0,0016	-0,7450	0,4560	
Pent	0,0003	0,0003	0,8650	0,3870	
Prip	0,0027	0,0007	3,9730	7,11e-05	***
ppt	0,0001	0,0001	0,6900	0,4903	

ICtab	dAIC
pH_CobAER	0
pH_Larg	69,8

Apêndice 4. Continuação.

TAg~ Larg+Entorno+Área+Incl+Pent+Prip+ppt+(Tempo|UA/pt)

	AIC	logLik	Desvio	
	-2666,9	1372,4	-2744,9	
	Estimativa	Erro padrão	Valor de t	Pr(> z)
Larg	-2,65e-05	4,40e-05	-0,6020	0,5472
Entorno	-5,51e-02	4,49e-02	-1,2270	0,2198
Área	2,99e-04	3,02e-04	0,9900	0,3221
Incl	5,37e-03	1,55e-03	3,4700	0,0005 ***
Pent	3,49e-04	3,14e-04	1,1120	0,2660
Prip	6,06e-04	7,09e-04	0,8540	0,3928
ppt	8,35e-05	5,41e-05	1,5440	0,1227

TAg~ Cob+AER+Entorno+Área+Incl+Pent+Prip+ppt+(Tempo|UA/pt)

	AIC	logLik	Desvio	
	-2705,5	1392,7	-2785,5	
	Estimativa	Erro padrão	Valor de t	Pr(> z)
Cob	-0,1171	0,0557	-2,1030	0,0354 *
AER	-0,0021	0,0008	-2,5000	0,0124 *
Entorno	0,0584	0,0492	1,1870	0,2352
Área	0,0000	0,0003	-0,0330	0,9733
Incl	0,0041	0,0014	2,9270	0,0034 **
Pent	0,0003	0,0003	1,1010	0,2707
Prip	0,0008	0,0006	1,4440	0,1487
ppt	0,0001	0,0001	2,2140	0,0268 *

ICtab	dAIC
TAg_CobAER	0
TAg_Larg	38,6

Apêndice 5. Resultados dos modelos lineares generalizados mistos (GLMM) gerados a partir dos dados das bacias agrícolas (agr, n=8), onde se buscou relação entre as variáveis-resposta P=fósforo como fosfato ($\text{PO}_4\text{-P}$), em mg L^{-1} ; N=nitrogênio como nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$), em mg L^{-1} ; OD=oxigênio dissolvido, em mg L^{-1} ; CE=condutividade elétrica, em $\mu\text{S cm}^{-3}$; pH; TAg=temperatura da água, em $^\circ\text{C}$, frente às preditoras (variáveis fixas dos modelos) Larg=largura da faixa de floresta ripária, em m; Cob=cobertura florestal, em %; AER=estimativa de qualidade da floresta; Entorno=uso do solo agrícola ou florestal; Área=área da bacia de contribuição, em ha; Incl=inclinação da bacia de contribuição, em %; Pent=teor de fósforo no solo do entorno, em mg dm^{-3} ; Prip=teor de fósforo no solo ripário, em mg dm^{-3} ; ppt=precipitação, em mm. Foram utilizadas como variáveis aleatórias as amostragens (Tempo), as unidades amostrais (UAs) e os pontos de amostragem (pt). AIC=critérios de informação Akaike. logLik=função de verossimilhança. *I*Ctab=valor delta atribuído aos modelos, a partir da diferença entre AICs; ao melhor modelo é atribuído o valor zero. O modelo selecionado para cada variável-resposta está destacado em negrito. Os códigos de significância para o valor de p correspondente, $\text{Pr}(> |z|)$, são: '****' 0,001, '***' 0,01, '**' 0,05 e '.' 0,1.

Pagr~Larg+Área+Incl+Pent+Prip+ppt+(Tempo|UA/pt)

	AIC	logLik	Desvio padrão	
	-2811,2	1443,6	-2887,2	
	Estimativa	Erro padrão	Valor de t	Pr(> z)
Larg	-0,0117	0,0027	-4,3270	1,51e-05 ***
Área	-0,0246	0,0061	-4,0250	0,0001 ***
Incl	-0,0560	0,0346	-1,6180	0,1056
Pent	0,0092	0,0052	1,7640	0,0777 •
Prip	0,0477	0,0131	3,6480	0,0003 ***
ppt	-0,0018	0,0007	-2,4200	0,0155 *

Pagr~Cob+AER+Área+Incl+Pent+Prip+ppt+(Tempo|UA/pt)

	AIC	logLik	Desvio padrão	
	-2833,9	1456,0	-2911,9	
	Estimativa	Erro padrão	Valor de t	Pr(> z)
Cob	-1,0653	0,9761	-1,0910	0,2751
AER	-0,0883	0,0119	-7,3990	1,37e-13 ***
Área	-0,0279	0,0049	-5,7030	1,18e-08 ***
Incl	-0,0264	0,0213	-1,2390	0,2155
Pent	0,0229	0,0036	6,3490	2,17e-10 ***
Prip	0,0609	0,0097	6,2970	3,03e-10 ***
ppt	0,0005	0,0008	0,5890	0,5562

***I*Ctab**

	dAIC
Pagr~CobAER	0
Pagr~Larg	22,8

Apêndice 5. Continuação.

Nagr~Larg+Área+Incl+Pent+Prip+ppt+(Tempo|UA/pt)

	AIC	logLik	Desvio	
	-2530,0	1303,0	-2606,0	
	Estimativa	Erro padrão	Valor de t	Pr(> z)
Larg	-0,0028	0,0015	-1,8700	0,0614 •
Área	-0,0170	0,0038	-4,5150	6,32e-06 ***
Incl	0,0648	0,0201	3,2220	0,0013 **
Pent	0,0213	0,0026	8,0820	6,37e-16 ***
Prip	0,0315	0,0073	4,3330	1,47e-05 ***
ppt	0,0015	0,0004	3,7210	0,0002 ***

Nagr~Cob+AER+Área+Incl+Pent+Prip+ppt+(Tempo|UA/pt)

	AIC	logLik	Desvio	
	-2455,2	1266,6	-2533,2	
	Estimativa	Erro padrão	Valor de t	Pr(> z)
Cob	-0,3581	0,6701	-0,5340	0,5930
AER	0,0233	0,0088	2,6620	0,0078 **
Área	-0,0066	0,0034	-1,9460	0,0517 •
Incl	0,1205	0,0150	8,0350	9,33e-16 ***
Pent	0,0193	0,0027	7,2890	3,13e-13 ***
Prip	0,0137	0,0069	1,9700	0,0489 *
ppt	0,0017	0,0004	3,9260	0,0001 ***

ICtab	dAIC
Nagr_Larg	0
Nagr_CobAER	74,8

Apêndice 5. Continuação.

CEagr~Larg+Área+Incl+Pent+Prip+ppt+(Tempo|UA/pt)

	AIC	logLik	Desvio		
	-1368,5	722,2	-1444,5		
	Estimativa	Erro padrão	Valor de t	Pr(> z)	
Larg	0,0030	0,0011	2,7810	0,0054	**
Área	-0,0014	0,0024	-0,5670	0,5704	
Incl	0,0872	0,0136	6,3940	1,61e-10	***
Pent	0,0048	0,0021	2,2550	0,0241	*
Prip	-0,0012	0,0052	-0,2280	0,8194	
ppt	0,0004	0,0003	1,5720	0,1159	

CEagr~Cob+AER+Área+Incl+Pent+Prip+ppt+(Tempo|UA/pt)

	AIC	logLik	Desvio		
	-1507,2	792,6	-1585,2		
	Estimativa	Erro padrão	Valor de t	Pr(> z)	
Cob	1,4102	0,4291	3,2870	0,0010	**
AER	-0,0270	0,0071	-3,8320	0,0001	***
Área	-0,0128	0,0023	-5,6050	2,09e-08	***
Incl	0,0583	0,0107	5,4460	5,15e-08	***
Pent	0,0118	0,0022	5,4670	4,58e-08	***
Prip	0,0214	0,0053	4,0770	4,56e-05	***
ppt	0,0006	0,0002	2,5610	0,0104	*

ICtab	dAIC
CEagr~CobAER	0
CE~Larg	139

Apêndice 5. Continuação.

pHagr~Larg+Área+Incl+Pent+Prip+ppt+(Tempo|UA/pt)

	AIC	logLik	Desvio	
	-2238,2	1157,1	-2314,2	
	Estimativa	Erro padrão	Valor de t	Pr(> z)
Larg	0,0004	0,0002	2,1270	0,0334 *
Área	-0,0006	0,0006	-1,1200	0,2626
Incl	0,0039	0,0029	1,3790	0,1679
Pent	0,0002	0,0003	0,4910	0,6237
Prip	0,0008	0,0010	0,8180	0,4133
ppt	-3,70e-06	0,0001	-0,0460	0,9631

pHagr~Cob+AER+Área+Incl+Pent+Prip+ppt+(Tempo|UA/pt)

	AIC	logLik	Desvio	
	-2055,9	1067,0	-2133,9	
	Estimativa	Erro padrão	Valor de t	Pr(> z)
Cob	-0,0044	0,0958	-0,0460	0,9630
AER	0,0026	0,0012	2,1470	0,0318 *
Área	-0,0008	0,0005	-1,6760	0,0937 •
Incl	-0,0028	0,0021	-1,3200	0,1868
Pent	-0,0005	0,0004	-1,4020	0,1608
Prip	-0,0004	0,0010	-0,4500	0,6526
ppt	-0,0001	0,0001	-0,8230	0,4103

ICtab	dAIC
pHagr~Larg	0
pH~CobAER	182

Apêndice 5. Continuação.

TAg_agr~Larg+Área+Incl+Pent+Prip+ppt+(Tempo|UA/pt)

	AIC	logLik	Desvio		
	-1929,9	1003,0	-2005,9		
Efeitos fixos	Estimativa	Erro padrão	Valor de t	Pr(> z)	
Larg	-0,0013	0,0002	-6,9500	3,65e-12	***
Área	-0,0014	0,0005	-2,6260	0,0087	**
Incl	-0,0063	0,0026	-2,4340	0,0150	*
Pent	0,0002	0,0003	0,7890	0,4303	
Prip	0,0025	0,0009	2,7820	0,0054	**
ppt	0,0002	0,0001	2,5260	0,0115	*

TAg_agr~Cob+AER+Área+Incl+Pent+Prip+ppt+(Tempo|UA/pt)

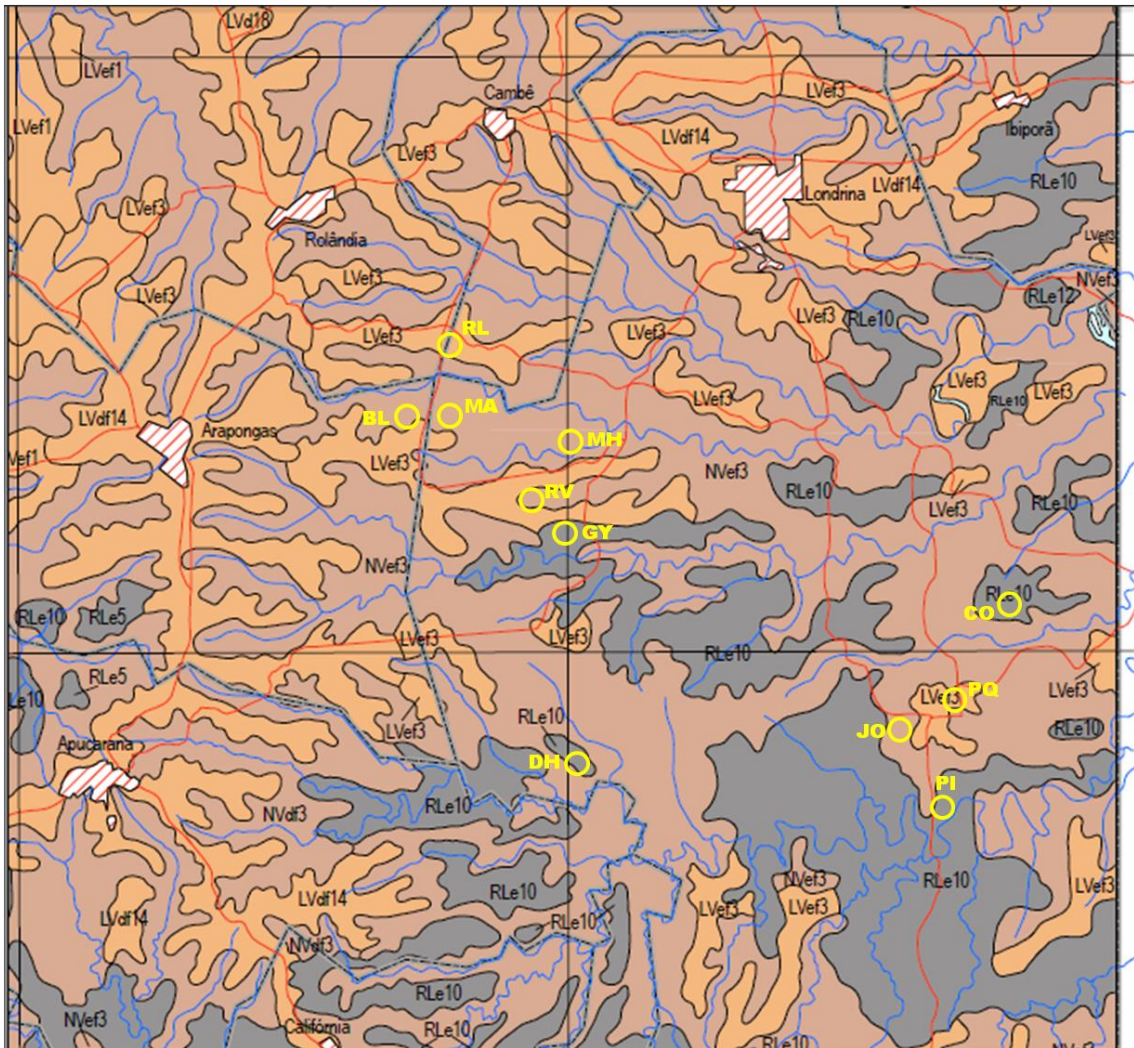
	AIC	logLik	Desvio		
	-1857,2	967,6	-1935,2		
	Estimativa	Erro padrão	Valor de t	Pr(> z)	
Cob	-0,5204	0,0006	-909,36	<2,00e-16	***
AER	-0,0028	0,0004	-7,3960	1,40e-13	***
Área	-0,0009	0,0001	-12,017	<2,00e-16	***
Incl	-0,0007	0,0004	-1,6590	0,0971	•
Pent	0,0006	0,0001	5,8880	3,92e-09	***
Prip	0,0020	0,0002	8,5060	<2,00e-16	***
ppt	0,0002	4,65e-05	4,8790	1,07e-06	***

ICtab

	dAIC
Tagr~Larg	0
Tagr~CobAER	72,7

ANEXOS

Anexo 1. Mapa de classificação do solo do Paraná com a localização das unidades amostrais, em amarelo. PQ, MH, PI, JO, DH, RL, MA e RV são as unidades amostrais agrícolas; CO, BL e GY são florestais. LVerf3=latossolos vermelhos eutróféricos; NVerf1 a NVerf8=nitossolos vermelhos eutróféricos; RLe1 a RLe13=neossolos litólicos eutróficos.



Fonte: Bhering et al. (2007), modificado.

Anexo 2. Médias históricas, mínimas e máximas, de precipitação pluviométrica (mm), com base em 40 anos de registros (1976 a 2016) da estação meteorológica do Instituto Agrônomo do Paraná (Iapar), localizada no município de Londrina-PR (código 02351003). CV=coeficiente de variação de 35%, aplicado sobre as médias mínima e máxima mensais; considera a variação de precipitação entre os anos. Em azul, os meses com volume superior à média máxima acrescida do CV. Em cinza, período correspondente às amostragens (julho/2015 a setembro/2016). Em vermelho, meses com volume inferior à média mínima subtraída do CV. Total=total mensal médio; jun-jul-ago=trimestre mais seco, dez-jan-fev=trimestre mais chuvoso para a região.

	Média mín	Média máx	CV mín	CV máx	2015	2016
Jan	175	200	114	270	201	418
Fev	150	175	98	236	174	308
Mar	125	150	81	203	118	132
Abr	100	125	65	169	65	79
Mai	100	125	65	169	145	293
Jun	75	100	49	135	10	109
Jul	50	75	33	101	346	34
Ago	25	50	16	68	33	121
Set	100	125	65	169	202	56
Out	125	150	81	203	257	188
Nov	150	175	98	236	516	87
Dez	200	225	130	304	391	152
Total	1375	1675	894	2261	2458	1976
Jun-jul-ago	150	225	98	304	389	263
Dez-jan-fev	525	600	341	810	610	1117

Fonte: Iapar (2017b,c).