

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE CORPOS D'ÁGUA DO PONTAL DO PARANAPANEMA – SÃO PAULO – BRASIL

Mariana Ribeiro Fernandes¹; Maria Cristina Rizk²; Gabrielle Oriente Menezes³; Renata Ribeiro de Araújo⁴

Resumo: O monitoramento da qualidade da água é importante para o entendimento das interações entre o sistema hídrico e as atividades antrópicas, além de prover informações sobre a dinâmica ambiental dos pontos monitorados. Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar a qualidade da água de segmentos de corpos hídricos do Pontal do Paranapanema, SP. Foram investigados dez pontos de amostragem em canais fluviais, tendo sido analisados os parâmetros fósforo total, fósforo dissolvido, amônia, ortofosfato e pH nos meses de fevereiro, maio e novembro de 2016, março de 2017 e fevereiro de 2018. Os valores foram comparados com os valores de referência da Resolução CONAMA nº 357/2005. O oxigênio dissolvido no ponto 7 (fevereiro/2016 e fevereiro/2018), pH nos pontos 3, 7, 8, e 9 em maio de 2016 e fósforo total no ponto 6 (março/2017) e no ponto 5 (novembro/2016 e fevereiro/2018) não atenderam aos limites estabelecidos para cursos d'água enquadrados na Classe 2. O parâmetro amônia apresentou-se dentro dos limites da legislação ambiental em todos os pontos e meses monitorados. O monitoramento e avaliação da qualidade das águas apresentaram-se como ferramentas importantes e evidenciaram cenários de não atendimento segundo o enquadramento vigente em alguns pontos e períodos de monitoramento.

Palavras-chave: qualidade da água; monitoramento; usos preponderantes

INTRODUÇÃO

A qualidade da água não depende apenas de condições naturais, mas também da ação antrópica, a qual interfere qualitativa e quantitativamente nas características físico-químicas dos sistemas hídricos (SILVA et al., 2018). A qualidade da água pode ser influenciada ou impactada por várias fontes, contudo, existem atividades típicas da agricultura que podem, direta ou indiretamente, ocasionar tais alterações nos padrões de qualidade do corpo hídrico (OLIVEIRA FILHO e LIMA, 2002). A agricultura contribui para a degradação da qualidade da água através do lançamento, mesmo que indireto, de poluentes na água, como agrotóxicos, sedimentos, fertilizantes, adubo animal e outras fontes de matéria orgânica e inorgânica (MARQUES, COTRIM e PIRES, 2007). A presença de parâmetros tais como nitratos, fosfatos e agrotóxicos indica que existe uma potencial influência das atividades agrícolas sobre a qualidade da água (OLIVEIRA FILHO e LIMA, 2002).

¹ Mestranda do Programa de Mestrado Profissional em Geografia. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – Faculdade de Ciências e Tecnologia – Campus de Presidente Prudente – SP. E-mail: marianaribeiro.f06@gmail.com

² Professora Assistente Doutora do Departamento de Planejamento, Urbanismo e Ambiente. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – Faculdade de Ciências e Tecnologia – Campus de Presidente Prudente – SP. E-mail: mc.rizk@unesp.br

³ Graduanda do curso de Engenharia Ambiental. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – Faculdade de Ciências e Tecnologia – Campus de Presidente Prudente – SP. E-mail: gabih.menezes@hotmail.com

⁴ Professora Assistente Doutora do Departamento de Planejamento, Urbanismo e Ambiente. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – Faculdade de Ciências e Tecnologia – Campus de Presidente Prudente – SP. E-mail: renata.r.araujo@unesp.br

A Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) n°. 357, de 17 de março de 2005, “dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências”.

A qualidade da água se baseia em um conjunto de condições e padrões necessários ao atendimento dos usos preponderantes, atuais ou futuros, sendo necessário um conjunto de medidas operacionais que visa avaliar a melhoria e a conservação da qualidade da água estabelecida para corpo hídrico através de monitoramentos, que consistem na aquisição de um conjunto de dados físico-químicos dos corpos hídricos, analisados de forma temporal e espacial (ALVES et al., 2018).

O enquadramento dos corpos de água em classes é considerado por especialistas como um dos mais importantes instrumentos de planejamento e gestão ambiental e de recursos hídricos (SENAGA, 2016).

A Lei Federal n°. 9433, de 08 de janeiro de 1997, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), no seu art. 3, item II, define o enquadramento dos corpos d’água em classes, segundo os usos preponderantes da água, instituído como Instrumento da referida Política.

Segundo a Resolução CONAMA n° 357/2005, o enquadramento é o estabelecimento da meta ou objetivo de qualidade da água (classe) a ser, obrigatoriamente, alcançado ou mantido em um segmento de corpo de água, de acordo com os usos preponderantes pretendidos, ao longo do tempo, sendo que os corpos d’água são divididos em “classes de qualidade: conjunto de condições e padrões de qualidade de água necessários ao atendimento dos usos preponderantes, atuais ou futuros”. As águas doces são classificadas em classe especial, classe 1, classe 2, classe 3 e classe 4, e quanto menor o número da classe, melhor deve ser a qualidade da água para usos mais exigentes.

Diante disso, o presente estudo teve como objetivo avaliar a qualidade da água superficial de corpos d’água do Pontal do Paranapanema, São Paulo, Brasil, em termos dos parâmetros fósforo total, fósforo dissolvido, amônia, oxigênio dissolvido, ortofosfato e pH, evidenciando-se a importância do monitoramento da qualidade da água para a garantia de sua preservação e qualidade, de acordo com o objetivo de proteção do enquadramento dos corpos d’água.

A área de estudo está localizada na Unidade Hidrográfica de Gestão dos Recursos Hídricos do Pontal do Paranapanema – UGRHI-22, a qual situa-se no oeste do estado de São Paulo, na área limítrofe com os estados do Mato Grosso do Sul e Paraná. São 26 os municípios integrantes, encontrando-se total ou parcialmente inseridos na UGRHI-22. Os principais rios da UGRHI-22 são os rios Paranapanema, Paraná, Santo Anastácio e Pirapozinho (CBH-PP, 2018).

MATERIAIS E MÉTODOS

Para a avaliação da qualidade das águas superficiais, foram realizadas coletas em 10 diferentes pontos de amostragem da bacia hidrográfica do Pontal do Paranapanema, entre os anos de 2016 e 2018, conforme pode ser observado na Tabela 1.

Tabela 1: Detalhes referentes às amostragens realizadas.

Seção	Coordenadas		Afluente	Município	Datas das Coletas
	X	Y			
1	360.273	7.509.791	Ribeirão Bonito	Teodoro Sampaio	03/fev/16, 03/mai/16, 17/nov/16, 22/mar/17 e 07/fev/18
2	352.58	7.510.484	Ribeirão Sedama	Teodoro Sampaio	03/fev/16, 03/mai/16, 17/nov/16, 22/mar/17 e 07/fev/18
3	381.948	7.509.982	Ribeirão Cuiabá	Teodoro Sampaio	03/fev/16, 03/mai/16, 17/nov/16, 22/mar/17 e 07/fev/18
4	368.501	7.524.306	Ribeirão Cuiabá	Teodoro Sampaio	03/fev/16, 03/mai/16, 17/nov/16, 22/mar/17 e 07/fev/18
5	430.236	7.563.755	Ribeirão Vai-e-Vem	Santo Anastácio	04/fev/16, 04/mai/16, 17/nov/16, 23/mar/17 e 08/fev/18
6	404.399	7.511.605	Rio Pirapozinho	Sandovalina	04/fev/16, 03/mai/16, 18/nov/16, 22/mar/17 e 07/fev/18
7	388.552	7.537.513	Córrego Anhumas	Marabá Paulista	04/fev/16, 04/mai/16, 18/nov/16, 22/mar/17 e 08/fev/18
8	383.908	7.544.439	Córrego Anhumas	Marabá Paulista	04/fev/16, 04/mai/16, 18/nov/16, 23/mar/17 e 08/fev/18
9	483.175	7.538.117	Ribeirão Laranja Doce	Regente Feijó	04/fev/16, 04/mai/16, 18/nov/16, 23/mar/17 e 08/fev/18
10	490.417	7.543.400	Córrego do Burrinho	Regente Feijó	04/fev/16, 04/mai/16, 18/nov/16, 23/mar/17 e 08/fev/18

As variáveis limnológicas analisadas foram oxigênio dissolvido, fósforo total, fósforo dissolvido, ortofosfato, amônia e pH. Para determinação do oxigênio dissolvido foi utilizado o oxímetro da marca Hanna, modelo HI 9146 e para determinar o pH da água foi utilizado o pHmetro da marca Hanna, modelo HI 8424. As demais variáveis limnológicas foram analisadas no laboratório de Tecnologia da Informação Espacial da Faculdade de Ciências e Tecnologia da UNESP.

As análises de fósforo total, fósforo dissolvido e ortofosfato foram realizadas segundo Mackereth, Heron e Talling (1978) e as análises de amônia foram realizadas de acordo com Koroleff (1976). As análises físicas e químicas realizadas obedeceram às recomendações preconizadas pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998).

Os dados de precipitação e temperatura foram obtidos junto a *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) referentes à microrregião de Presidente Prudente/SP, no período de janeiro de 2016 a março de 2018. Para apresentação dos valores, foi feita média diária de precipitação e temperatura no período citado.

Os resultados obtidos nas análises de qualidade da água foram comparados com os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA nº. 357/2005, tendo sido verificado se os mesmos estavam de acordo os valores de referência para corpos d'água classe 2, classe de enquadramento dos corpos d'água analisados.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os pontos de amostragem estão localizados nos municípios de Teodoro Sampaio, Santo Anastácio, Marabá Paulista, Sandovalina e Regente Feijó, pertencentes à microrregião de Presidente Prudente/SP que teve população estimada em 2017 pelo IBGE de 609.841 habitantes.

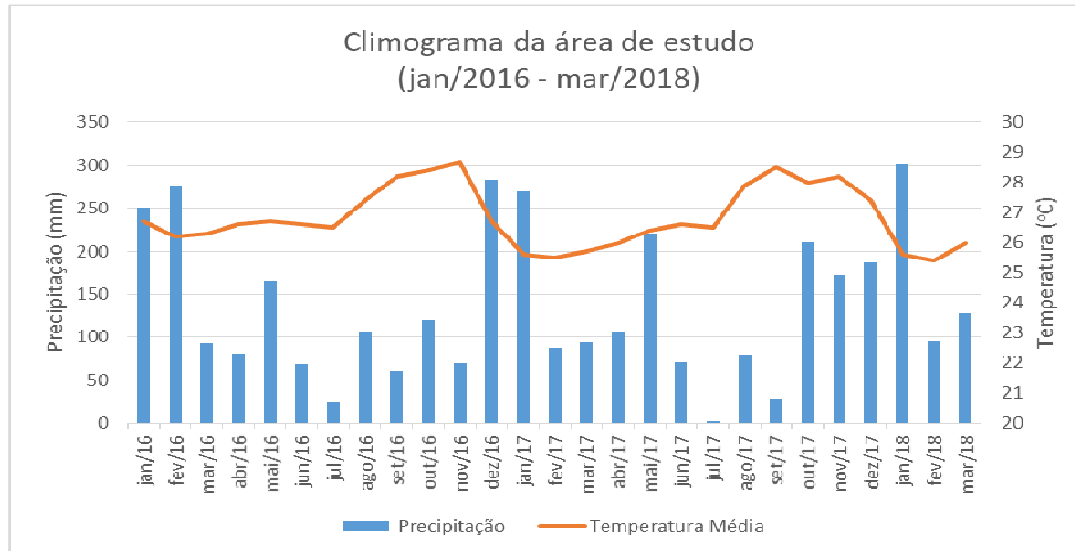
Historicamente, a região do Pontal do Paranapanema tem como atividade predominante a agropecuária e nos últimos anos o cultivo da cana de açúcar vem ganhando destaque (CBH-PP, 2018). As terras da região do Pontal do Paranapanema foram, extensivamente, utilizadas em monoculturas voltadas para exportação. A região já foi utilizada para a produção de café, algodão, amendoim, pecuária e, atualmente, tem boa parte de suas terras comprometidas com a monocultura canavieira (ROSA, 2017).

A Figura 1 apresenta os dados de precipitação e temperatura média na microrregião de Presidente Prudente, no período de janeiro de 2016 a março de 2018, compreendendo todo o tempo de análise deste estudo.

A temperatura e a precipitação da microrregião de Presidente Prudente possui sazonalidade anual definida. Segundo a classificação de Köppen-Geiger, o clima da região onde se situa a bacia de estudo é classificado como clima temperado úmido, com verão quente. Apresenta duas estações definidas, um período de verão/outono, mais quente (máxima entre 27 °C e 29°C) e muito chuvoso (entre 150 e 200

mm mensais) e invernos amenos (mínima entre 16°C e 18°C) e menos úmidos (entre 20 e 50 mm mensais) (AMORIM e MONTEIRO, 2011).

Figura 1: Dados de precipitação e temperatura média na microrregião de Presidente Prudente, de jan/16 a mar/18.

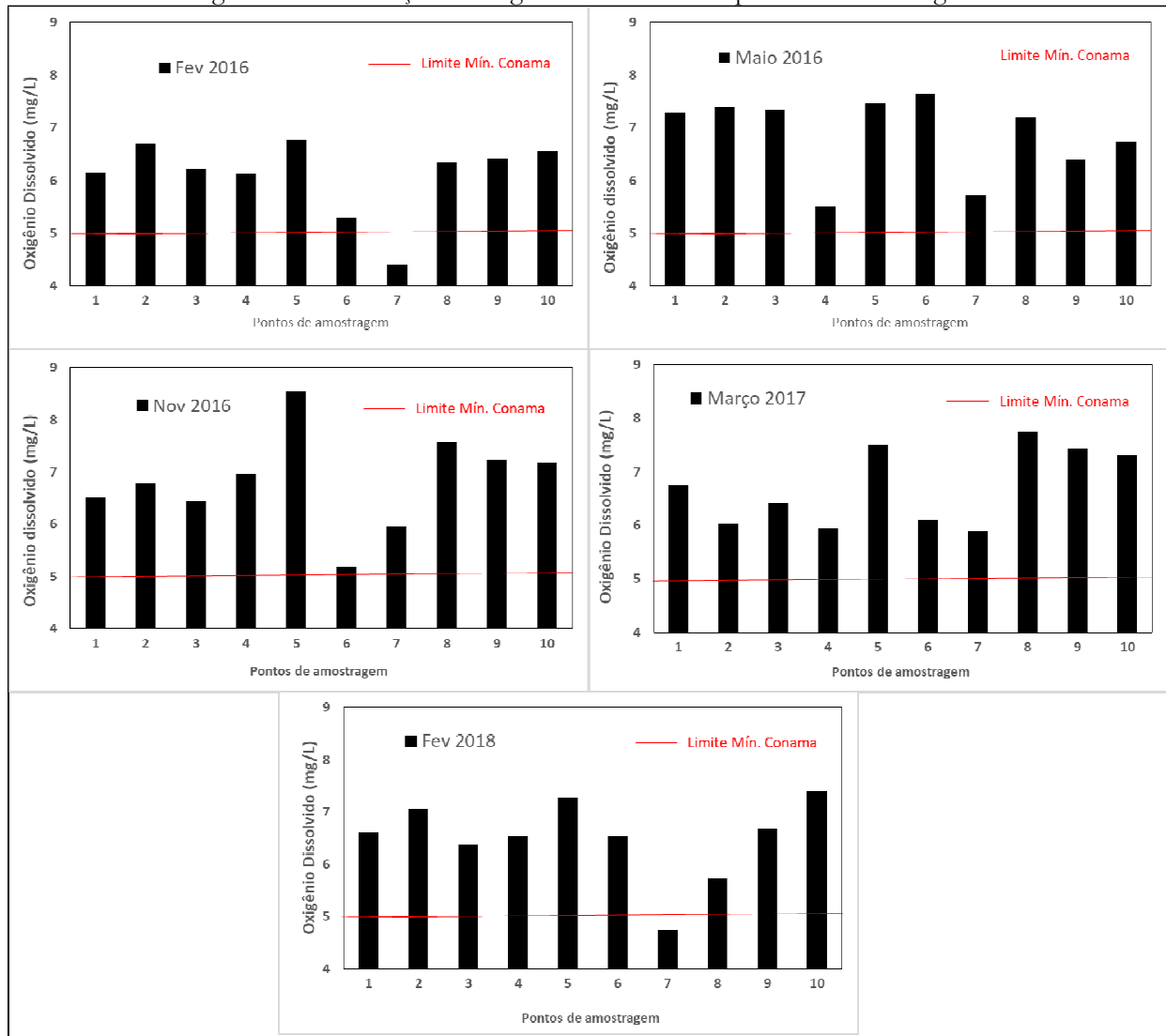


A Figura 2 apresenta os valores obtidos no monitoramento do oxigênio dissolvido nos 10 diferentes pontos de amostragem realizado nos meses de estudo compreendidos entre 2016 e 2018, bem como o limite mínimo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005.

A determinação do oxigênio dissolvido é de fundamental importância para avaliar as condições naturais da água e detectar impactos ambientais como eutrofização e poluição orgânica (CARMOUZE, 1994). Geralmente o oxigênio dissolvido se reduz ou desaparece quando a água recebe grandes quantidades de substâncias orgânicas biodegradáveis encontradas, por exemplo, no esgoto doméstico, em certos resíduos industriais, no vinhoto, entre outros. Um rio considerado limpo, em condições normais, apresenta de 8 a 10 mg.L⁻¹ de oxigênio dissolvido, que pode variar em função da temperatura e pressão (FARIAS, 2006).

A maior concentração de oxigênio dissolvido foi observada no mês de novembro de 2016, quando sua concentração chegou a 8,55 mg.L⁻¹ e a menor concentração de oxigênio dissolvido (4,41 mg.L⁻¹) foi observada em fevereiro de 2016. O regime intenso de chuva nos meses de dezembro a fevereiro, em áreas estritamente agrícolas, pode influenciar diretamente na diminuição do oxigênio dissolvido nos cursos d'água, uma vez que há maior carreamento de nutrientes das lavouras para os rios e/ou córregos, acelerando o processo natural de eutrofização. Por outro lado, a diminuição das concentrações de oxigênio dissolvido pode estar relacionada a fertilização das águas por ressuspensão dos sedimentos de fundo, consequência de aumento da vazão do corpo hídrico em eventos de chuva (ROCHA, 2003; TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

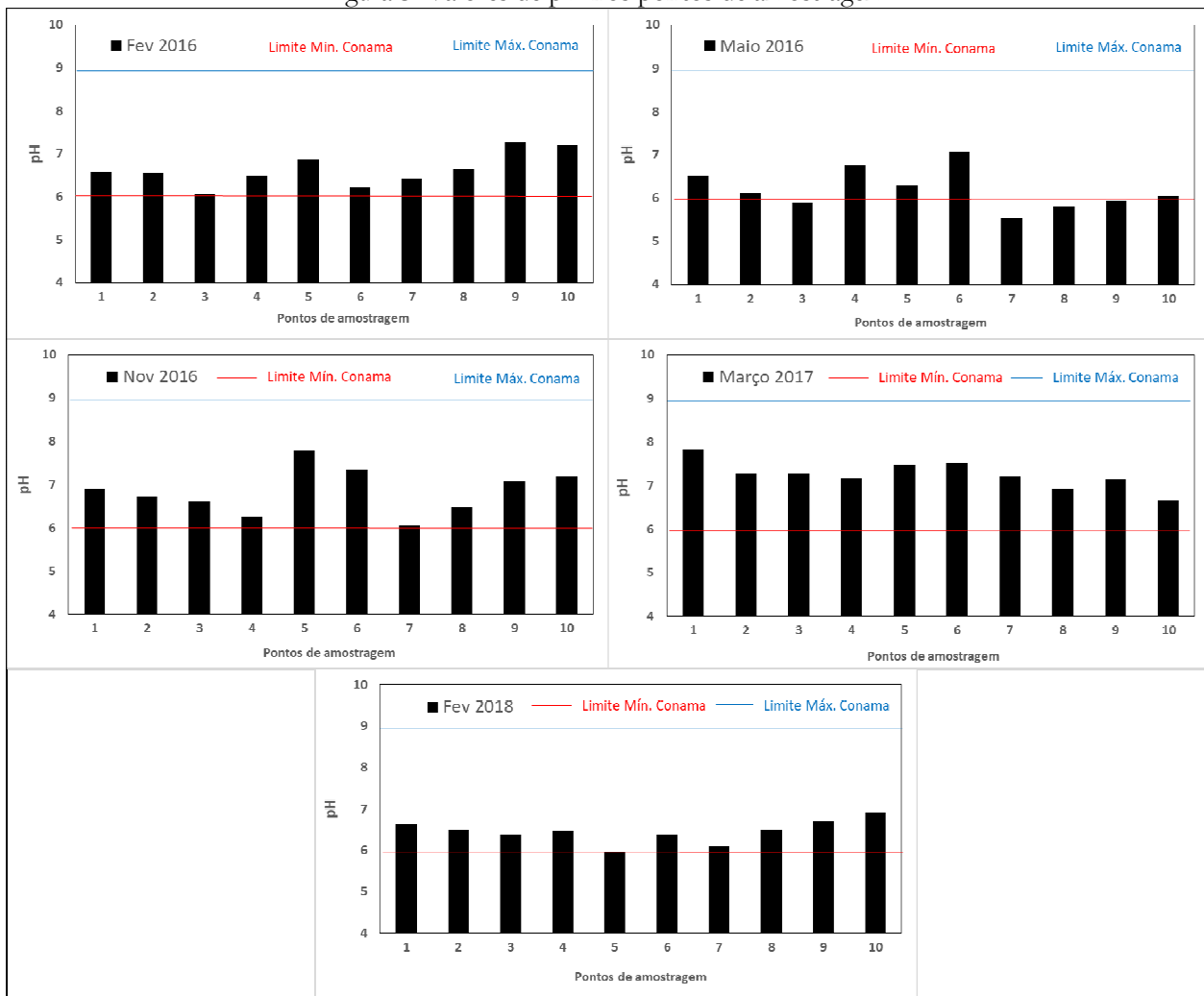
Figura 2: Concentração de oxigênio dissolvido nos pontos de amostragem.



Apenas o ponto 7, no mês de fevereiro dos anos de 2016 e 2018, não esteve de acordo com a Resolução CONAMA n.º. 357/2005 em termos de oxigênio dissolvido. O baixo valor de oxigênio dissolvido pode ter relação com o uso do solo no entorno, que em sua maioria é agrícola, o que pode ocasionar fertilização das águas, a partir do carreamento, pela água de chuva, de nutrientes advindos dos cultivos e posterior consumo de oxigênio na depuração dos compostos.

O monitoramento do pH nos pontos de amostragem nos meses de estudo e os valores limite inferior e superior de pH estabelecidos pela Resolução CONAMA n.º. 357/2005 está apresentado na Figura 3.

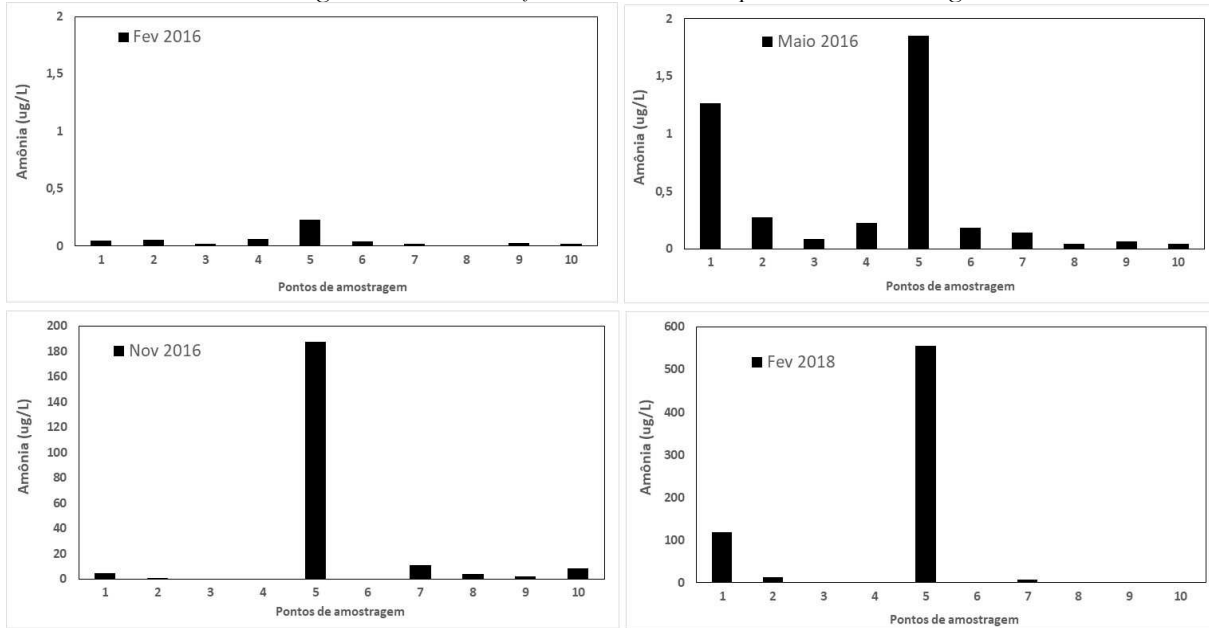
Figura 3: Valores de pH nos pontos de amostragem.



Observa-se que os valores de pH foram praticamente constantes em todos os pontos de amostragem e dentro dos limites da Resolução CONAMA nº 357/2005. Em geral, os valores de pH muito ácido ou muito alcalino estão associados à presença de despejos industriais (FARIAS, 2006).

Segundo Maier (1987) o pH dos rios brasileiros tem tendência de ser neutro a ácido. Como observado na Figura 3, o pH variou de 5,88 (maio/2016) a 7,82 (março/2017). Os pontos de amostragem apresentaram poucas variações nas medidas durante os meses estudados. Somente no mês maio de 2016 o pH esteve abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº. 357/2005 nos pontos 3, 7, 8 e 9, conferindo maior acidez ao curso d'água. Essa acidez pode ser devida ao consumo e/ou produção de dióxido de carbono (CO_2), realizada pelos organismos fotossintetizantes e pelos fenômenos de respiração-fermentação de todos os organismos presentes na massa d'água, produzindo ácidos orgânicos fracos (BRANCO, 1986). No estado de São Paulo, estudos indicaram grande contribuição da amônia como fator de neutralização da acidez total (FORNARO e GUTZ, 2002; LEAL et al., 2004). A Figura 4 auxilia nesta informação, mostrando o baixo nível de amônia nos pontos 3, 7, 8 e 9 no mês de maio de 2016.

Figura 4: Concentração de amônia nos pontos de amostragem.



Considerado como o elemento nutriente mais importante, o nitrogênio pode ser um problema devido a sua facilidade de ser lixiviado (OLIVEIRA FILHO, 2002).

As concentrações de amônia permitidas pela Resolução CONAMA n°. 357/2005 dependem do pH do curso d'água. O ponto 5 foi o que apresentou a maior concentração de amônia em todas as amostras, com uma concentração de $554,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ no mês de fevereiro de 2018, período em que o pH foi de 6,38 e a concentração de amônia limite poderia ser de até $3.700 \mu\text{g.L}^{-1}$, estando dentro do valor de referência.

Vale destacar que no mês de março de 2017 não houve presença de amônia em nenhum ponto, por isso, não foi apresentado o gráfico de monitoramento da amônia para o mês de março de 2017.

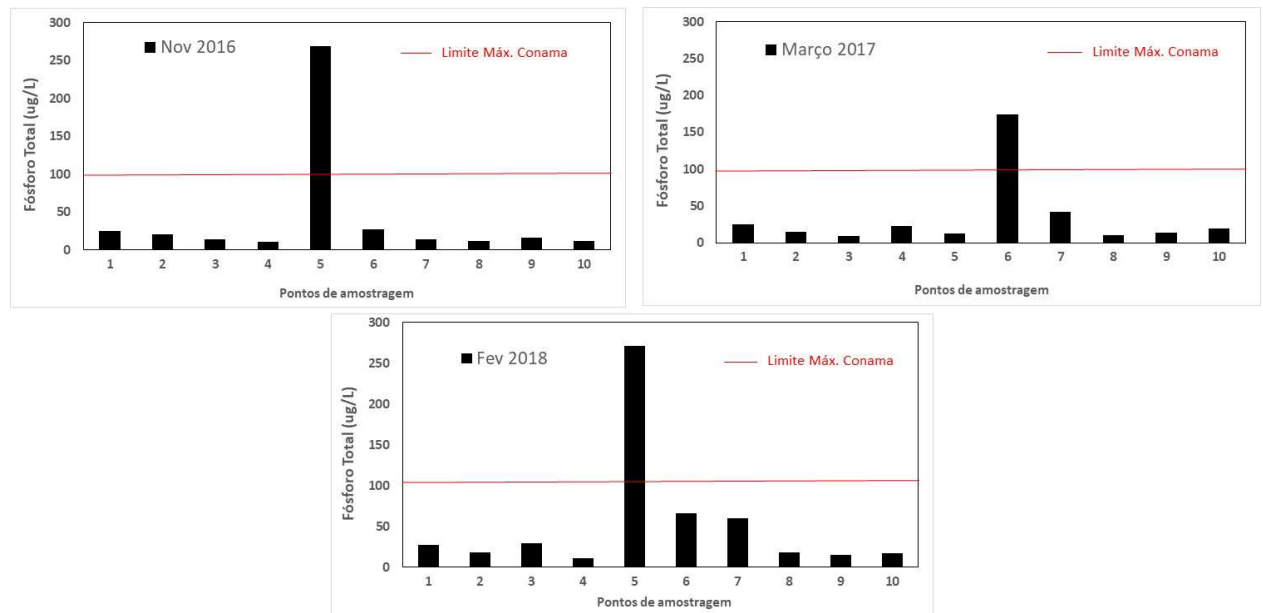
Todos os pontos em todos os meses de estudo se enquadraram no pH abaixo de 7,5, logo a concentração máxima permitida de amônia é de $3,7 \text{ mg.L}^{-1}$ ($3.700 \mu\text{g.L}^{-1}$), estando dentro dos valores de referência.

O nitrogênio amoniacal dissolvido na água encontra-se sob as formas ionizada (NH_4^+) e não ionizada (NH_3). Quanto mais elevado for o pH, maior será a porcentagem da amônia total presente na forma NH_3 (forma tóxica) (PEREIRA e MERCANTE, 2005).

A assimilação de compostos nitrogenados pelo fitoplâncton pode acarretar crescimento descontrolado dessa comunidade, provocando florações de algas no ambiente. Segundo Pereira e Mercante (2005) isso ocorre devido ao manejo inadequado de fertilizantes químicos, que provocam graves problemas à qualidade da água. Além disso, a entrada de quantidades excessivas de fósforo e nitrogênio promove o crescimento de algas que, indiretamente, irão ocasionar elevação do pH, o qual, novamente associado a altas temperaturas, fará com que ocorra aumento da concentração de amônia na água.

Os valores de monitoramento do fósforo total estão apresentados na Figura 5.

Figura 5: Concentração de fósforo total nos pontos de amostragem.



Devido ao fato de todos os pontos monitorados nos meses de fevereiro e maio de 2016 terem apresentado concentração próxima de zero de fósforo total, os gráficos desses meses não foram apresentados na Figura 5.

O fósforo pode ser proveniente de fontes naturais, presente na composição de rochas e carreado pelo escoamento superficial, e de fontes artificiais como esgotos sanitários, fertilizantes agrícolas e material particulado de origem industrial contido na atmosfera (BUZELLI e CUNHA-SANTINO, 2013).

Para o fósforo total, o ponto 5 se mostrou bastante crítico, extrapolando o previsto na legislação nos meses de novembro de 2016 e fevereiro de 2018. No ponto 6 observou-se um pico anormal no mês de março de 2017. Estes valores acima do permitido podem estar relacionados a fertilização das águas por escoamento superficial ou por ressuspensão do sedimento de fundo dos corpos hídricos, que podem estar relacionados aos eventos de chuva. Os demais pontos encontraram-se dentro dos limites da Resolução CONAMA n.º. 357/2005.

De acordo com Aguiar et al. (2014), os maiores níveis dos parâmetros fósforo e suas frações, ocorrem durante a estação de chuvas e nas áreas com agricultura. Ainda, no estudo de Pionke, Gburek e Sharpley (2000), constatou-se que, o uso de um terço da área ao redor do curso d'água com atividade agrícola, é responsável por um aporte extra de até 58% de fósforo no rio, relacionado ao escoamento superficial do nutriente.

Devido à imobilidade do fósforo no solo, a adubação fosfatada representa pouca ou nenhuma ameaça para a qualidade das águas subterrâneas, mesmo quando aplicadas em grandes quantidades de fósforo, na forma de adubo, lodo de esgoto ou esterco. Pesquisadores têm demonstrado que o fósforo

do adubo se concentra na camada arável do solo, não se movendo mais do que 10 cm depois da aplicação. Assim, a maioria do fósforo perdido nos solos agrícolas se dá pelo escoamento superficial em que o transporte de argila e da matéria orgânica resulta num sedimento rico em fosfato. A adubação fosfatada aumenta a quantidade de fósforo no sedimento e, por conseguinte, a porcentagem disponível às algas. Em vista disso, a melhor maneira de se controlar a eutrofização dos rios e lagos com esse nutriente é o controle da erosão (OLIVEIRA FILHO e LIMA, 2002).

As Figuras 6 e 7 apresentam, respectivamente, os valores de fósforo dissolvido e ortofosfato nos dez pontos de amostragem nos meses de estudo.

Os valores de fósforo dissolvido e de ortofosfato não apresentam valores de referência segundo a Resolução CONAMA n°. 357/05, mas são frações do fósforo total que influenciam na concentração final de fósforo total das amostras.

Os valores de fósforo dissolvido variaram de $4,74 \mu\text{g.L}^{-1}$ (fevereiro de 2016) a $201,42 \mu\text{g.L}^{-1}$ (fevereiro de 2018). As maiores concentrações de fósforo dissolvido foram registradas no ponto 5 (fevereiro, maio e novembro de 2016 e fevereiro de 2018); no mês de março de 2017, a maior concentração de fósforo dissolvido foi registrada no ponto 6.

Figura 6: Concentração de fósforo dissolvido nos pontos de amostragem.

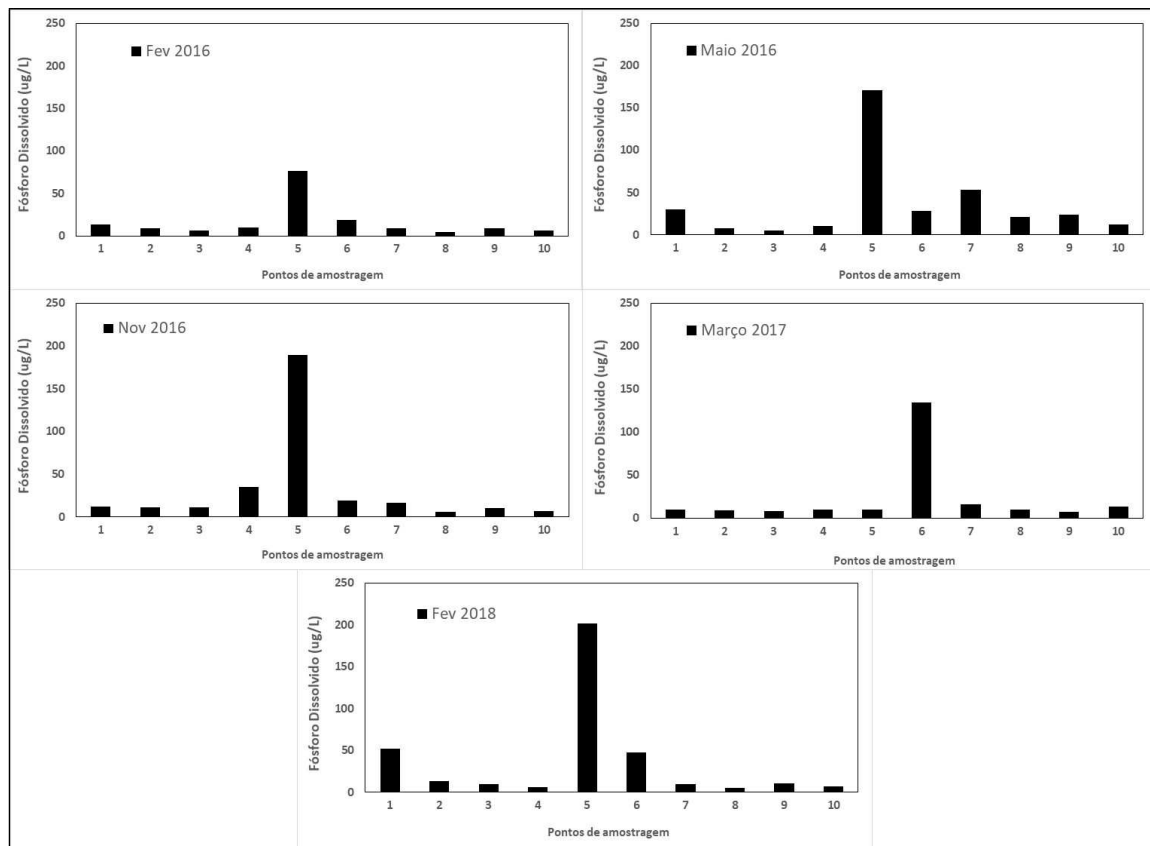
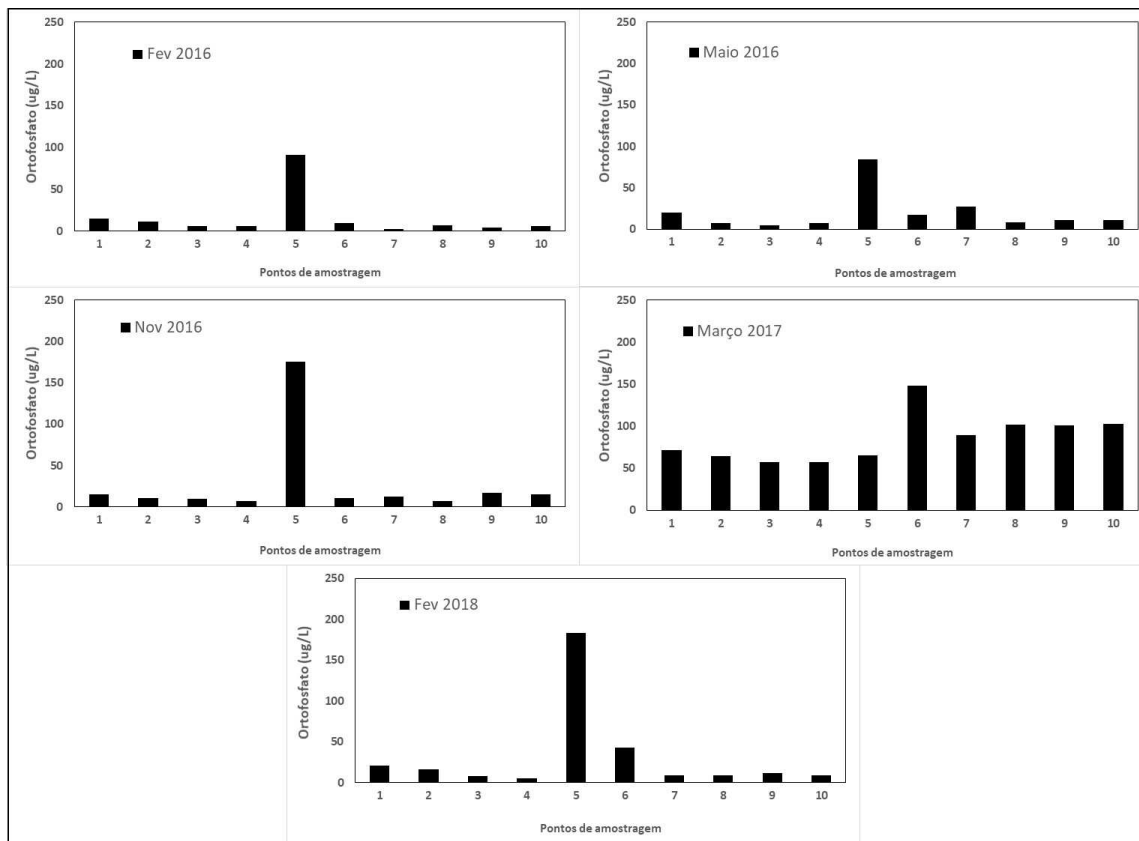


Figura 7: Concentração de ortofosfato nos pontos de amostragem.



Os valores de ortofosfato variaram de $2,79 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (fevereiro de 2016) a $183,57 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (fevereiro de 2018). Novamente, o ponto 5 (fevereiro, maio e novembro de 2016 e fevereiro de 2018) teve a maior concentração de ortofosfato e no mês de março de 2017, a maior concentração de ortofosfato foi registrada no ponto 6. Em geral, as concentrações de ortofosfato foram baixas em todos os meses de monitoramento, exceto no mês de março de 2017, no qual houve uma maior concentração de ortofosfato em todos os pontos de monitoramento. Pinheiro e Deschamps (2008) aponta relação entre a presença de agricultura e à alta concentração de ortofosfato, o que pode indicar relação com a concentração de ortofosfato registrada em março de 2017.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os corpos d'água investigados, em alguns pontos de monitoramento e períodos de análises, não apresentaram os níveis de qualidade exigidos em relação à classe estabelecida no seu enquadramento. Isso pode ter ocorrido por consequência de ações naturais, ocorridas na bacia hidrográfica, como também por ações humanas, decorrentes de fontes pontuais e difusas de poluição, por exemplo, ações ligadas ao uso e cobertura da terra.

Em uma bacia hidrográfica com atividades essencialmente agrícolas, como ocorrem nas bacias hidrográficas do Pontal do Paranapanema, os impactos na qualidade da água podem ter ocorrido por meio da associação do uso do solo e de evento natural, a precipitação, ou seja, carreamento de nutrientes por meio do escoamento superficial.

Para se ter controle dessa situação, a avaliação das variáveis limnológicas em um sistema hidrológico é requerida no processo de gestão da qualidade da água, por meio de análises da qualidade da água com estimativas das contribuições das fontes de poluição. Portanto, para se ter o entendimento da dinâmica dos ambientes

estudados, são necessárias outras investigações como o correlacionamento das variáveis limnológicas com dados físicos da bacia hidrográfica, como o relevo, a geologia, o clima, entre outras variáveis do sistema.

A água é um dos bens mais preciosos e importantes, por ser considerado imprescindível para a sobrevivência das populações, contudo, as fontes disponíveis de água estão sendo comprometidas ou correndo risco de deterioração da qualidade em decorrência do desmatamento, do assoreamento dos rios, da má utilização do solo ao redor etc., e para isso, o monitoramento para detecção de mudanças da qualidade da água se torna uma ferramenta importante para manter o nível requerido no enquadramento proposto.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à FAPESP pelo apoio financeiro, Processo n. 2012/23959-9; ao Laboratório de Geologia, Geomorfologia e Recursos Hídricos e ao Centro de Estudos do Trabalho, Ambiente e Saúde (CETAS) da FCT/UNESP, pelo apoio instrumental e logístico na execução dos trabalhos.

REFERÊNCIAS

AGUIAR, C. P. O., PELEJA, J. R. P., SOUZA, K. N. S. Qualidade da água em microbacias hidrográficas com agricultura nos municípios de Santarém e Belterra, Pará. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 6, p. 983-992, 2014.

ALVES, J. P. H., FONSECA, L. C., CHIELLE, R. S. A., MACEDO, L. C. B. Monitoramento da qualidade da água da bacia do Rio Sergipe: uma avaliação usando análise multivariada de dados. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 23, e. 27, p. 1-12, 2018.

AMORIM, M. C. C. T., MONTEIRO, A. As temperaturas intraurbanas: exemplos do Brasil e de Portugal. **Confins Revista Franco-Brasileira de Geografia**, n. 13, p. 1-18, 2011.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th. Washington: Public Health Association, 1998.

BRANCO, S. M. **Hidrologia aplicada à engenharia sanitária**. 3^a edição. São Paulo: CETESB/ACATESB. 1986.

BRASIL. **Lei nº 9433, de 8 de janeiro de 1997**. 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.

BUZELLI, G. M., CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013.

CARMOUZE, J. P. **O Metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas**. São Paulo: Editora Edgard Blücher – FAPESP, 1994. p. 253.

CBH-PP – Comitê da Bacia Hidrográfica do Pontal do Paranapanema. **Caracterização: características gerais da UGRH-22**. Presidente Prudente, 2018.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

FARIAS, M. S. S. **Monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Cabelo**. 155 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Coordenação de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2006.

FERNANDES NETO, M. L., SARCINELLI, P. N. Agrotóxicos em água para consumo humano: uma abordagem de avaliação de risco e contribuição ao processo de atualização da legislação brasileira. **Engenharia Sanitária & Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 1, p. 69-78, 2009.

FORNARO, A., GUTZ, I. G. R. Wet deposition and related atmospheric chemistry in the São Paulo metropolis, Brazil. Part 3: trends in precipitation chemistry during 1983–2003. **Atmospheric Environment**, v. 40, n. 30, p. 5893-5901, 2006.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K (Ed.). **Methods of seawater analysis**. New York: Verlag Chemie Weinheim, 1976, p. 117-181.

LEAL, T. F. M., FONTENELE, A. P. G., PEDROTTI, J. J., FORNARO, A. Composição iônica majoritária de águas de chuva no centro da cidade de São Paulo. **Química Nova**, v. 27, n. 6, p. 855-861, 2004.

MACKERETH, F. Y. H., HERON, J., TALLING, J. F. **Water analysis: some revised methods for limnologists**. Inglaterra: Biological Association, 1978.

MAIER, M. H. Ecologia da bacia do Rio Jacaré-Pepira (47° 55' - 48° 55' W; 22° 30' - 21° 55' S - Brasil): Qualidade da água do Rio Principal. **Ciência & Cultura**, v. 2, n. 39, p. 164-185, 1987.

MARQUES, M. N., COTRIM, M. B., PIRES, M. A. F. Avaliação do impacto da agricultura em áreas de proteção ambiental, pertencentes à bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, São Paulo. **Química Nova**, v. 30, n. 5, p. 1171-1178, 2007.

MENEZES, J. P. C., BITTENCOURT, R. P., FARIAS, M. S., BELLO, I. P., FIA, R., OLIVEIRA, L. F. C. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. **Engenharia Sanitária & Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 3, p. 519-534, 2016.

OLIVEIRA FILHO, E. C., LIMA, J. E. F. W. **Potencial de impacto da agricultura sobre os recursos hídricos na região do cerrado**. 1ª ed. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2002.

PEREIRA, L. P. F., MERCANTE, C. T. J. A amônia nos sistemas de criação de peixes e seus efeitos sobre a qualidade da água. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 31, n. 1, p. 81-88, 2005.

PINHEIRO, A., DESCHAMPS, F. C. Transporte de ortofosfato e de nitrato na microbacia do Ribeirão Fortuna, SC. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 3, p. 318–325, 2008.

PIONKE, H. B., GBUREK, W., SHARPLEY, A. N. Critical source area controls on water quality in an agricultural watershed located in de Chesapeake basin. **Ecological Engineering**, v. 14, n. 4, p. 325-335, 2000.

ROCHA, R. R. A. **Limnologia Comparativa e Predativa de Rios e Lagoas da Planície de Inundação do Alto Rio Paraná (PR/MS – Brasil)**. 86f. Tese (Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Universidade Estadual de Maringá – Maringá. 2003.

ROSA, P. R. O desenvolvimento da região do Pontal do Paranapanema no contexto da reestruturação produtiva do capital. In: ENANPEGE: GEOGRAFIA, CIÊNCIA E POLÍTICA, XII, 2017, Porto Alegre: 12 a 15 de outubro de 2017, p. 3364-3375.

SENAGA, M. **Mapas digitais de enquadramento por classes de corpos de água de São Paulo são disponibilizados**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. São Paulo, 2016.

SILVA, R. S. B., DE SOUSA, A. M. L., SODRÉ, S. S. V., VITORINO, M. I. Avaliação sazonal da qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de influência do Lixão de Salinópolis, PA. *Ambiente & Água*, Taubaté, v. 13, n. 2, p. 1-17, 2018.

TUNDISI, J. G., MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.