



Foto: Alexandre Matthiensen

Capítulo 13

Parâmetros tróficos da qualidade da água
e estrutura da comunidade fitoplanctônica
no reservatório da Usina Hidrelétrica de Itá

Jonatas Alves
Alexandre Matthiensen
Mauricio Mello Petrucio

Introdução

Os estudos em ecossistemas naturais impactados têm se tornado bastante corriqueiros nos dias atuais, especialmente em ambientes aquáticos continentais. Estes estudos visam, entre outros objetivos, avaliar e monitorar parâmetros para determinar a qualidade ambiental destes ecossistemas, investigando a real influência das atividades humanas sobre eles.

Até pouco tempo atrás, a água era considerada um recurso natural inesgotável. Porém, o crescimento populacional desordenado e o conseqüente aumento da demanda por alimentos e produtos industrializados tornaram-na um bem cada vez mais valioso e, em alguns casos, bastante disputado (Freitas, 2008). No Brasil, mesmo com a aparente “grande quantidade” de água existente, a preocupação com a qualidade hídrica demorou a ser levada em consideração (Resende, 2002). Atualmente, a grande maioria dos cursos de água que percorrem o território brasileiro sofreram e/ou ainda sofrem algum tipo de degradação, geralmente associada ao uso e ocupação do solo nas áreas próximas a estes mananciais (Resende, 2002).

A disponibilidade e a qualidade da água são alteradas principalmente em função dos elementos e condições ambientais do território da bacia hidrográfica, considerando, para tanto, o relevo, a composição do solo, a cobertura vegetal e os tipos de uso/ocupação do solo da região (Pinto et al., 2004). Nesta perspectiva, os mananciais (tanto de superfície quanto subterrâneos) podem ser considerados ecossistemas altamente susceptíveis e frágeis, uma vez que são integradores dos fenômenos ocorrentes em toda a área da bacia hidrográfica.

Inúmeros problemas relacionados à qualidade da água podem ser atribuídos ao mau uso e/ou manejo do solo, em especial quando consideramos os processos de urbanização/industrialização e as atividades agrícolas realizadas no território da bacia. Em geral, o uso e o manejo da terra em áreas urbanas têm sido associados com a poluição orgânica, por metais pesados, efluentes domésticos e industriais e nutrientes em geral. Já em áreas agrícolas, a ocupação da terra tem forte influência sobre as concentrações de compostos tóxicos e de nutrientes (especialmente nitrogênio e fósforo) na água (Menezes et al., 2016).

Para Merten e Minella (2002), as atividades agropecuárias são a principal fonte de contaminação dos corpos hídricos, tendo um expressivo potencial de degradação e comprometimento da qualidade da água. No entanto, quando consideramos a poluição associada às atividades agrícolas, observamos geralmente um padrão de contaminação difusa, o que torna difícil monitorar a origem dos contaminantes. O cultivo de grãos e pastagens e a criação de animais (especialmente na suinocultura e avicultura), por exemplo, além de demandarem grandes quantidades de água e necessitarem de extensas áreas, geram grandes quantidades de dejetos e efluentes, os quais, quando não tratados adequadamente, contêm uma elevada carga de nutrientes e também de patógenos (Kunz et al., 2005). Durante as chuvas, estes dejetos podem ser escoados para os rios ou percolam para as reservas de águas subterrâneas, contaminando, em ambos os casos, uma grande parcela dos recursos hídricos locais. Neste caso, é esperado que os principais corpos d'água da bacia hidrográfica recebam e acumulem grande parte dos contaminantes diluídos e/ou carregados ao longo do território drenado pelas sub-bacias adjacentes.

A adição destes compostos poluentes nos cursos d'água pode desestabilizar os processos ecológicos em nível local e regional, principalmente pela alteração dos chamados parâmetros tróficos da qualidade da água, tais como concentração de nutrientes, sólidos dissolvidos, pH, oxigênio dissolvido e aspectos microbiológicos. As flutuações espaciais e temporais destes parâmetros, por sua vez, podem modificar processos relacionados ao estado trófico do corpo hídrico, seja pela desorganização das redes tróficas, alterações dos padrões de dominância, bioacumulação de compostos tóxicos, eutrofização, etc.

Independentemente da fonte poluidora, a adição de contaminantes e poluentes nos cursos hídricos certamente resulta em alterações ambientais que poderão comprometer os processos ecológicos locais e regionais, afetando a distribuição e composição das comunidades em todos os níveis tróficos, especialmente nos grupos-chave, como é o caso do fitoplâncton. Neste sentido, estudos que considerem a caracterização e o monitoramento dos parâmetros tróficos da qualidade da água, bem como da estrutura das comunidades fitoplanctônicas, tornam-se indispensáveis para a avaliação dos danos causados pelas atividades humanas em ecossistemas aquáticos impactados.

Assim, o presente estudo objetivou caracterizar o estado trófico e a estrutura das comunidades fitoplanctônicas em um reservatório artificial localizado no rio Uruguai, oeste do estado de Santa Catarina. Este estudo faz parte do projeto intitulado Avaliação de indicadores e estratégias para valoração de serviços ambientais em bacias hidrográficas com produção intensiva de animais (SA-SuAve).

Materiais e métodos

Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido no reservatório da Usina Hidrelétrica Itá (UHE Itá), localizado na região do Alto Rio Uruguai Catarinense, sul do Brasil. O reservatório tem área de, aproximadamente, 141 km², profundidade máxima de 125 metros (média de 36 metros) e tempo de residência médio da água de 55 dias (Consórcio Itá, 2014). O lago foi formado no início dos anos 2000, a partir do barramento do curso principal do rio Uruguai e está inserido na zona de clima subtropical (Cfa-Cfb), com verões quentes e chuvas bem distribuídas (Alvares et al., 2013).

As amostragens de campo foram realizadas trimestralmente, entre fev/17 e dez/18. Seis estações de amostragem foram estabelecidas ao longo do reservatório, contemplando as áreas de descarga de importantes sub-bacias da região, sendo elas: estação amostral P01 (foz do rio Rancho Grande); estação amostral P02 (foz do rio Suruvi); estação amostral P03 (foz do rio Queimados); estação amostral P04 (foz do rio Dourado); estação amostral P05 (foz do rio Jacutinga) e estação amostral P06 (foz do rio Novo) (Figura 1).

As paisagens ao redor do reservatório têm sido historicamente sujeitas a fortes pressões humanas, principalmente em relação ao uso e ocupação do solo (Filipini, 2013; Miranda et al., 2013). A atividade agrícola é caracterizada predominantemente pela produção intensiva de aves e suínos, o que resulta em altas concentrações de resíduos e, conseqüentemente, em um alto potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas nessa região (Matthiensen et al., 2014; Comassetto et al., 2014; Feruck et al., 2015; Marchesan et al., 2016; Bernardo et al., 2017).

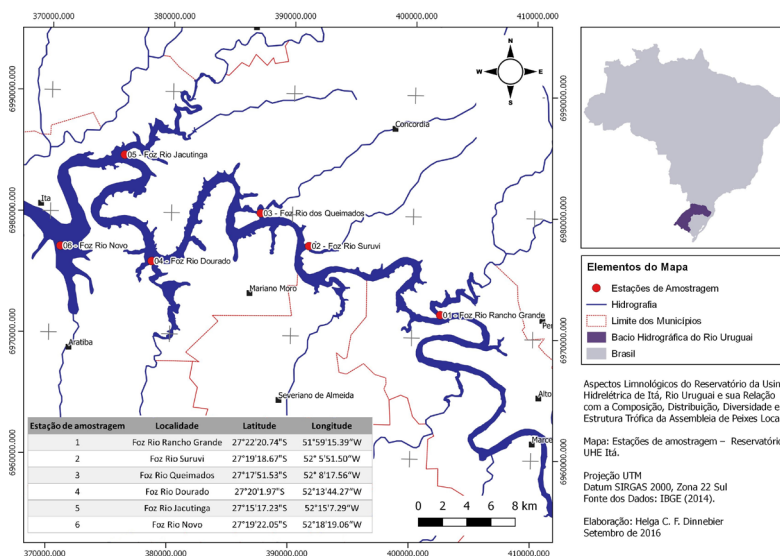


Figura 1. Localização das estações de amostragem no reservatório da UHE Itá, Alto Rio Uruguai, Sul do Brasil. P01 = foz do rio Rancho Grande; P02 = foz do rio Suruvi; P03 = foz do rio Queimados; P04 = foz do rio Dourado; P05 = foz do rio Jacutinga; P06 = foz do rio Novo.

Variáveis ambientais e estado trófico do reservatório

Temperatura, pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CO) e sólidos dissolvidos totais (SDT) foram medidos em campo, na subsuperfície (~0,5 m), utilizando medidor multiparâmetros (Aquaread® AM-200, com Aquaprobe® AP-2000). A transparência da coluna d'água foi determinada através do disco de Secchi.

Amostras superficiais (~0,5 m) de água foram coletadas em garrafas esterilizadas de 1 L (2 garrafas por ponto de amostragem) e conservadas em caixas térmicas com gelo. No laboratório, a turbidez foi determinada através do método nefelométrico (Hach et al., 1985), utilizando turbidímetro Hach 2100P. A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) foi estimada através do método respirométrico (Rice et al., 2012), a partir de subamostras (~500 mL) de água previamente preparadas e analisadas em analisador de DBO (DBO Trak). As concentrações de N-Nitrato (método de redução de cádmio utilizan-

do sistema de análise por injeção de fluxo FIAlab 2500) e fósforo total (P-total - método colorimétrico, utilizando digestão com ácido ascórbico e leitura em espectrofotômetro UV-Vis Varian Cary 50 Probe) foram realizadas com base em Rice et al., (2012). As concentrações de coliformes totais e *E. coli* foram avaliadas através do método de *Petrifilm* (Swanson et al., 2001).

Todas as análises laboratoriais foram conduzidas no complexo de laboratórios da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia (SC). Dados meteorológicos (temperatura do ar, precipitação, insolação e intensidade de vento) para o período estudado também foram obtidos junto à estação meteorológica da Embrapa Suínos e Aves, localizada a cerca de 6 km da área de estudo.

Para cada estação de amostragem e campanha de campo, estimamos o Índice de Estado Trófico (IET - baseado na concentração de Total-P e transparência da coluna d'água) (Lamparelli, 2004), a profundidade da zona eufótica (Zeu - calculada como 2,7 vezes a profundidade do disco de Secchi) (Cole; Weihe, 2015) e a relação N:P (com base nas concentrações de N-Nitrato e P-total).

Estrutura das comunidades fitoplanctônicas

A comunidade fitoplanctônica foi estudada a partir de amostras de 50 mL de água coletadas na subsuperfície (~0,5 m), através de arrasto com rede de fitoplâncton (malha 20 μ m). Após o arrasto, as amostras concentradas na rede foram acondicionadas em tubos *Falcon* e preservadas com adição de solução de lugol acético 1%. Em laboratório, subamostras de 2 mL foram colocadas em câmaras de sedimentação, onde permaneceram por 24 horas.

O fitoplâncton foi contado e identificado seguindo o método proposto por Utermöhl (1958), utilizando microscópio invertido Zeiss modelo Axiovert A1 MAT e aumento de 400x. A contagem de organismos (células, colônias ou filamentos) foi feita em transectos lineares. Todos os organismos observados no transecto foram contabilizados até atingir o número mínimo de 100 organismos, valor estabelecido para manter o erro amostral abaixo de 20%, com um coeficiente de confiança de 95% (Lund et al., 1958). Neste caso, mais de um transecto foi avaliado em câmaras com amostras onde $n < 100$

organismos/transecto. A concentração total de organismos por litro (organismos/L) foi estimada a partir da concentração em cada subamostra de 2 mL [obtida através da contagem de organismos no(s) transecto(s)], extrapolada para o volume da amostra original concentrada (50 mL) e posteriormente para o volume total de água coletado em campo (calculado com base no diâmetro da rede, tempo e velocidade do arrasto feito em campo).

A diversidade de grupos taxonômicos nas diferentes áreas amostradas foi estimada por meio do Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H). Os índices de Equitabilidade de Pielou (J) e Dominância de Berger-Parker (D) foram calculados para comparar a homogeneidade na distribuição dos grupos nos diferentes ambientes amostrados no reservatório.

Análises estatísticas

O teste de Shapiro-Wilks foi utilizado para avaliar a normalidade da distribuição dos dados. Dependendo das características desta distribuição, a Análise de Variância Unifatorial (ANOVA One-Way) seguida do teste *post hoc* de Tukey HSD (para dados com distribuição normal) ou o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (para dados não-normais) foram empregados para avaliar possíveis variações espaciais (nas diferentes estações de amostragem) e temporais (nos diferentes meses amostrados) das médias dos fatores ambientais (N-Nitrato, P-total, SDT, pH, OD e IET), abundância (organismos/L) e riqueza (número de grupos taxonômicos) do fitoplâncton. Em todas as análises, um nível de significância de 5% foi considerado.

A Análise de Componentes Principais (PCA) também foi utilizada para avaliar a contribuição de cada variável ambiental sobre a variação total dos dados, permitindo a verificação de possíveis tendências de agrupamento. Modelos lineares (LM) foram estimados para verificar a influência das variáveis ambientais (preditores) sobre a abundância, riqueza e diversidade do fitoplâncton (variáveis resposta).

Para a PCA, usamos dados transformados (*z-scores*) para padronizar as diferentes escalas e unidades de medidas. Todas as outras análises foram realizadas sem transformação de dados. Todas as análises foram realizadas em ambiente R (R Core Team, 2013).

Resultados

Estado trófico do reservatório

Todos os habitats amostrados no reservatório foram classificados como ultraoligotróficos ($IET \leq 47$, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2011). Os resultados das análises de variância não evidenciaram variações espaciais significativas nas médias das variáveis ambientais (ANOVA e Kruskal-Wallis $p > 0,05$ para todas as variáveis analisadas). Na PCA, os dois primeiros eixos explicaram, juntos, aproximadamente 51% da variação total dos dados, sendo o primeiro eixo (CP1 = 28,92% - eixo dos nutrientes) relacionado principalmente à temperatura do ar e à concentração de nutrientes (P Total); e o segundo eixo (CP2 = 22,09% - eixo do clima) relacionado principalmente à insolação, às temperaturas do ar e da água e ao pH (Figura 2). Os resultados da PCA mostram ainda um padrão de agrupamento das diferentes estações de amostragem próximas ao centroide, reafirmando a ausência de variações espaciais significativas nos dados e o cenário de homogeneidade do reservatório.

Já na análise temporal, foram observadas diferenças significativas nas médias mensais de todas as variáveis ambientais, com destaque para maiores concentrações de nutrientes (relação N:P) nas amostragens de dez/2018 (ANOVA $F_{(7,38)} = 26,645$; $p < 0,001$; Figura 3A) e de sólidos (SDT) nas amostragens de mai/2017, fev/2018 e dez/2018 (ANOVA $F_{(7,40)} = 54,393$; $p < 0,001$; Figura 3B).

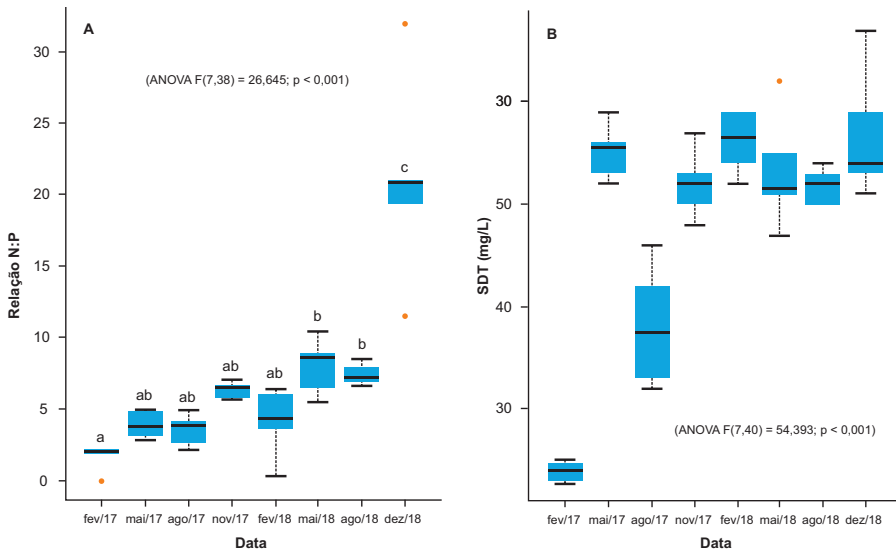


Figura 3. Variação temporal (mediana +/- quartis superior e inferior e desvio padrão) dos principais parâmetros ambientais no reservatório da UHE Itá entre fevereiro de 2017 e dezembro de 2018; (A) variação da relação N-Nitrato:Fósforo total (N:P); (B) variação da concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT). Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas ($p \leq 0,05$).

Abundância, riqueza e diversidade do fitoplâncton

A abundância (número de organismos/L) (ANOVA $F_{(5,42)} = 1,298$; $p = 0,283$; Figura 4A) e a riqueza (ANOVA $F_{(7,40)} = 1,027$; $p = 0,414$; Figura 4B) do fitoplâncton não variaram significativamente nas diferentes porções do reservatório amostradas. No entanto, concentrações significativamente maiores de organismos fitoplanctônicos foram observadas nas amostragens de 2018, especialmente no mês de dezembro (ANOVA $F_{(7,40)} = 4,703$; $p < 0,001$; Figura 5).

Os modelos lineares mostraram uma importante correlação positiva entre a abundância do fitoplâncton e alguns parâmetros ambientais, especialmente a concentração de nutrientes (Figura 6A) e o pH (Figura 6B). Por outro lado, apesar da baixa qualidade nos ajustes, os modelos mostraram uma tendência de redução da diversidade do fitoplâncton com o aumento da carga nutricional (especialmente N-Nitrato) (Figura 7A) e de aumento da dominância com o incremento da turbidez (Figura 7B) no reservatório.

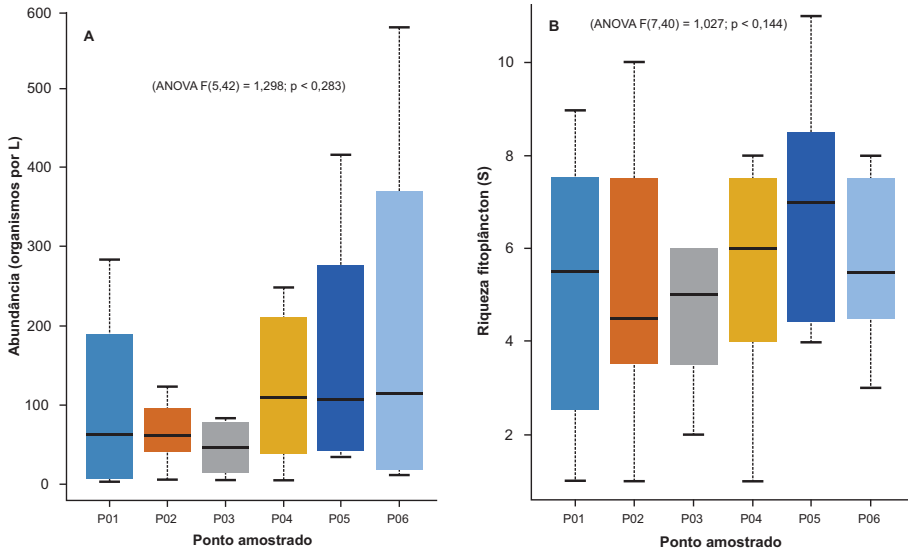


Figura 4. Variação espacial (mediana +/- quartis superior e inferior e desvio padrão) dos parâmetros estruturais da comunidade fitoplancônica em diferentes pontos amostrados no reservatório da UHE Itá entre fevereiro de 2017 e dezembro de 2018: (A) variação da abundância (organismos por L); (B) variação da riqueza (número de grupos taxonômicos).

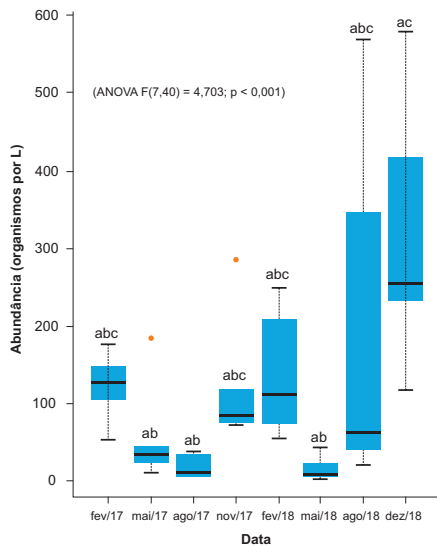


Figura 5. Variação temporal (mediana +/- quartis superior e inferior e desvio padrão) da abundância do fitoplâncton (organismos por L) no reservatório da UHE Itá, Alto Rio Uruguai, Sul do Brasil, entre fevereiro de 2017 e dezembro de 2018. Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas ($p \leq 0,05$).

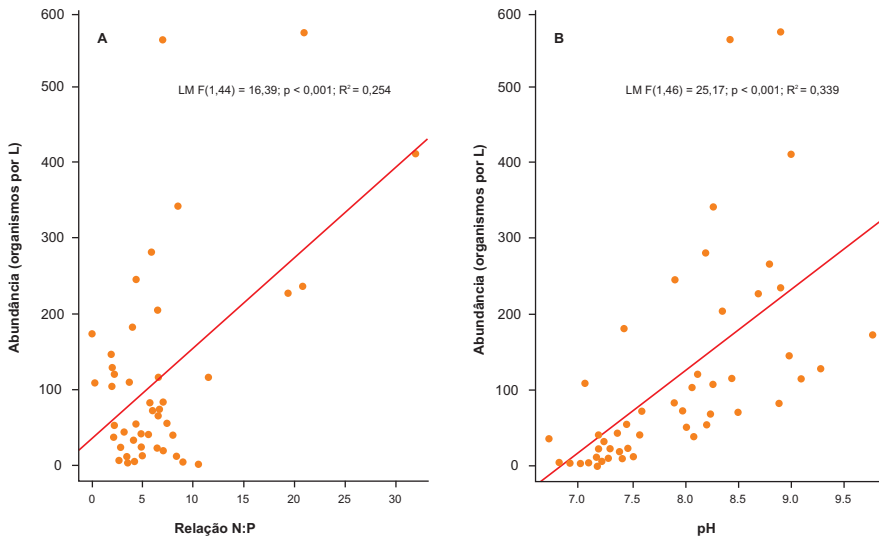


Figura 6. Regressões lineares entre a abundância do fitoplâncton (organismos por L) e os parâmetros ambientais mais relevantes no reservatório da UHE Itá: (A) relação entre a abundância e a concentração de nutrientes; (B) relação entre a abundância e o pH. As linhas vermelhas mostram os modelos lineares ajustados.

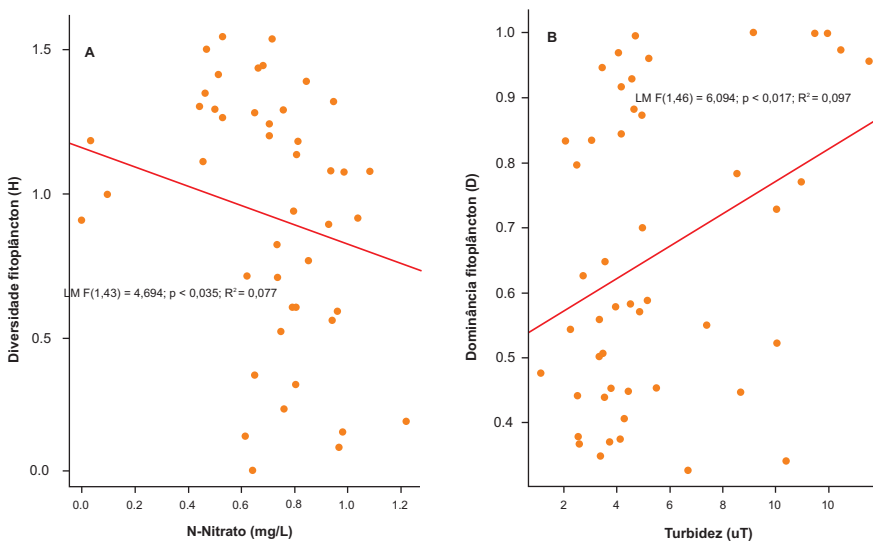


Figura 7. Regressões lineares entre os parâmetros estruturais da comunidade fitoplanctônica e fatores ambientais relevantes no reservatório da UHE Itá: (A) relação entre a diversidade e a concentração de N-Nitrato; (B) relação entre a dominância e a turbidez. As linhas vermelhas mostram os modelos lineares ajustados.

Discussão

Os resultados deste estudo mostram um cenário de baixa concentração de nutrientes e de aparente homogeneidade ambiental no reservatório da UHE Itá. No entanto, apesar de todos os ambientes estudados ao longo da área do reservatório serem classificados como ultraoligotróficos (o que suporta a hipótese de uma aparente estabilidade espacial), foram observadas variações sazonais importantes nos principais parâmetros tróficos estudados. As maiores concentrações de nutrientes (relação N:P) nas amostragens de dez/18 e de SDT nos meses de mai/17, fev/18 e dez/18 podem estar relacionadas com os acentuados volumes de chuva observados nestes períodos (mai/17 = 434 mm; fev/18 = 209 mm; dez/18 = 211 mm). Neste caso, os dados reafirmam a forte influência do uso e ocupação do solo nas áreas de entorno sobre a qualidade da água em toda a área da bacia hidrográfica, destacando o carreamento de nutrientes e poluentes como um importante mecanismo de alteração pontual das características físico-químicas em ecossistemas de água doce. Estes mecanismos de poluição difusa comprometem a manutenção de processos ecológicos fundamentais para o funcionamento dos ecossistemas, especialmente em ambientes impactados e com grande potencial de produção de efluentes, como é o caso da região estudada (Miranda et al., 2013).

Da mesma forma, a estrutura (abundância, riqueza e diversidade) da comunidade fitoplanctônica parece se manter bastante homogênea ao longo de todo o reservatório. Porém, os períodos com maiores abundâncias do fitoplâncton coincidem com os meses onde foram observados picos de concentração de nutrientes. Esta relação fica bastante evidente quando observamos uma tendência de aumento na quantidade de organismos do fitoplâncton com o incremento de nitrogênio e fósforo na água. Segundo Tadonlélék (2010), a disponibilidade de nitrogênio e fósforo são fatores limitantes para o crescimento do fitoplâncton. Em geral, o aumento nas concentrações destes nutrientes altera sensivelmente a dinâmica do fitoplâncton em ecossistemas aquáticos, promovendo um considerável aumento populacional, expresso principalmente pelo incremento na concentração de clorofila pelágica e nas taxas de produtividade primária (Tonetta et al., 2015).

No entanto, o aumento na disponibilidade de nutrientes geralmente não favorece igualmente todos os grupos de algas, o que pode resultar em eventos de proliferação desordenada de algumas espécies e extinção local de outras, desestabilizando, em todos os casos, as cadeias tróficas do ambiente (Resende, 2002). Nossos resultados mostram uma tendência de diminuição da diversidade biológica e aumento da dominância no fitoplâncton com o incremento de nutrientes e de matéria orgânica em suspensão (turbidez) na água. Este cenário de “aumento da quantidade” e “diminuição da qualidade” nas comunidades fitoplanctônicas é geralmente indicativo de eventos de eutrofização, onde o crescimento desordenado de alguns grupos de algas pode resultar na liberação de toxinas na água, as quais podem causar a mortandade de organismos como peixes, anfíbios, aves e mamíferos (Resende, 2002), além de comprometer o abastecimento de água para populações humanas e dessedentação animal. Além disso, eventos de eutrofização podem levar ao crescimento desordenado de macrófitas aquáticas (marrequinhas), as quais podem comprometer a geração de energia, navegação e pesca.

Em todos os casos, os resultados deste estudo reafirmam a influência das atividades humanas sobre a qualidade da água e a estruturação das comunidades aquáticas e reforçam a necessidade de um monitoramento contínuo e sistemático dos recursos hídricos nesta região, considerando principalmente o carreamento de nutrientes e poluentes oriundos das atividades agrícolas desenvolvidas em toda a área da bacia hidrográfica.

Referências

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. de M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, p. 711-728, Nov. 2013. DOI: 10.1127/0941-2948/2013/0507.

BERNARDO, E. L.; MIRANDA, C. R. de; BELLI FILHO, P. A pressão ambiental da suinocultura nas bacias hidrográficas do estado de Santa Catarina, Brasil. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS, 5., 2017, Foz do Iguaçu, *Anais...* Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2017. SIGERA. p. 467-470.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras:** água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. São Paulo, SP: CETESB, 2011.

COLE, G. A.; WEIHE, P. E. **Textbook of limnology**. Illinois: Waveland Press, Inc., 2015.

COMASSETTO, V.; MATTHIENSEN, A.; ALVES, J.; FAVASSA, C. T. A.; YABIKU, V. M.; WASKIEWIC, M. E.; BÓLICO, J. Diagnóstico das águas subterrâneas na bacia do Rio Jacutinga e contíguas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 18.; ENCONTRO NACIONAL DE PERFURADORES DE POÇOS, 19.; FEIRA NACIONAL DA ÁGUA-FENÁGUA, 8., 2014, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: ABAS, 2014.

CONSÓRCIO ITÁ. **Relatório Anual UHE** .Itá 2014. Itá: Socioambiental Consultores Associados, 2014.

CORE TEAN. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, 2013. Disponível em: <http://www.r-project.org/>. Acesso em: 18 fev. 2020.

FERUCK, M. M.; MULINARI, M.; FAVASSA, C. T. A.; ALVES, J.; MATTHIENSEN, A. Diagnóstico da qualidade da água do rio Suruvi , Concórdia - SC. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 21., 2015, Brasília, DF. **Segurança hídrica e desenvolvimento sustentável: desafios do conhecimento e da gestão: anais**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2015.

FILIPINI, G. T. R. **Os recursos hídricos na bacia do rio Jacutinga, meio oeste de SC: o uso da terra e a qualidade das águas**. 2013. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Florianópolis.

FREITAS, V. P. de. Águas: aspectos jurídicos e ambientais. **Revista CEJ**, v. 12, p. 43-84, 2008.

HACH, C. C.; VANOUS, R. D.; HEER, J. M. **Understanding turbidity measurements**. Colorado: Hach Company, 1985. (Technical information series-booklet, 11.)

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. de. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 22, n. 3, p. 651-665, set./dez. 2005.

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 235 f. Tese (Doutorado em Ciências), Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LUND, J. W. G., KIPLING, C.; LE CREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. **Hydrobiologia**, v. 11, p. 143-170, Apr. 1958. DOI: 10.1007/BF00007865.

MARCHESAN, J.; ALVES, J.; MILANI, M. L. **Água e desenvolvimento regional: análises e propostas tecnológicas para gestão dos recursos hídricos no território do Alto Uruguai Catarinense**. São Paulo: LiberArs, 2016.

MATTHIENSEN, A.; COMASSETTO, V.; ALVES, J.; FAVASSA, C. T. A.; WASKIEWIC, M. E.; BÓLICO, J. Diagnóstico dos Poços tubulares profundos e da qualidade das águas subterrâneas no município de Concórdia (SC). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 18.; ENCONTRO NACIONAL DE PERFURADORES DE POÇOS, 19.; FEIRA NACIONAL DA ÁGUA-FENÁGUA, 8., 2014, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: ABAS, 2014.

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

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

MIRANDA, C. R. de; SILVA, E. O. da; ZANUZZI, C. M. da S.; GRIGOLLO, L.; PEREIRA, R. K. (Ed.). **Suinocultura no Alto Uruguai Catarinense**: uma década de avanços ambientais. Brasília, DF: Embrapa, 2013.

PINTO, L. V. A.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C.; FERREIRA, E. Estudo das nascentes da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG. **Scientia Forestalis**, v. 65, p. 197-206, jun. 2004.

RESENDE, A. V. de. **Agricultura e qualidade da água**: contaminação da água por nitrato. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2002. 29 p. (Embrapa Cerrados. Documentos, 57)

RICE, E. W.; BAIRD, R. B.; EATON, A. D.; CLESCERI, L. S. (Ed.). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22nd. ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2012.

SWANSON, K. M. L.; PETRAN, R. L.; HANLIN, J. L. Culture methods for enumeration of microorganisms. In: DOWNES, F. P.; ITO, K. (Ed.). **Compendium of methods for the microbiological examination of foods**. 4. ed. Washington: APHA, 2001. p. 53-62.

TADONLÉKÉ, R. D. Evidence of warming effects on phytoplankton productivity rates and their dependence on eutrophication status. **Limnology and Oceanography**, v. 55, n. 3, p. 973-982, Apr. 2010. DOI: 10.4319/lo.2010.55.3.0973.

TONETTA, D.; LAUDARES-SILVA, R.; PETRUCIO, M. M. Planktonic production and respiration in a subtropical lake dominated by cyanobacteria. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 2, p. 460-470, Apr. 2015. DOI: 10.1590/1519-6984.17513.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 9, p. 1-38, 1958. DOI: 10.1080/05384680.1958.11904091.