

Séries históricas como ferramentas para a verificação de padrões sazonais de estratificação térmica e química na qualidade da água

Historical series as tools for verification of seasonal thermal and chemical stratification on water quality

Ana Carolina Canossa Becker¹, Marianne Schaefer França Sieciechowicz², Cristovão Vicente Scapulatempo Fernandes³ , Nicole Machuca Brassac de Arruda⁴ , Alcides Conte Neto⁵

¹Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, Curitiba, PR, Brasil. E-mail: ana.becker@lactec.org.br

²Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, Curitiba, PR, Brasil. E-mail: marianne.franca@lactec.org.br

³Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, Brasil. E-mail: cris.dhs@ufpr.br

⁴Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, Curitiba, PR, Brasil. E-mail: n.brassac@lactec.org.br

⁵Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, Curitiba, PR, Brasil alcides.neto@lactec.org.br

Como cita: Becker, A. C. C., Sieciechowicz, M. S. F., Fernandes, C. V. S., Arruda, N. M. B., Conte Neto, A. (2020). Séries históricas como ferramentas para a verificação de padrões sazonais de estratificação térmica e química na qualidade da água. Revista de Gestão de Água da América Latina, 17, e12. <https://doi.org/10.21168/rega.v17e12>

RESUMO: A qualidade da água dos reservatórios hidrelétricos normalmente é monitorada de acordo com o programa de automonitoramento da concessionária de energia, o qual é aprovado pelo órgão ambiental para fins de licenciamento. Esses programas costumam resultar em uma grande base de dados. Entretanto, nem sempre as séries históricas de qualidade da água são avaliadas de forma detalhada. Assim, com o objetivo de aprofundar os conhecimentos em relação às características do reservatório Vossoroca, foram avaliados dados de qualidade de água do automonitoramento contemplando o período entre os anos de 2005 e 2017. Os objetivos específicos foram: identificar a variabilidade dos parâmetros ao longo da coluna d'água e do tempo, verificar a influência da sazonalidade nos perfis químicos e térmicos do reservatório e apontar os parâmetros de qualidade da água que mais se alteram com a profundidade e com a sazonalidade do reservatório. Para a compreensão da dinâmica temporal do reservatório em seus aspectos sazonais e de profundidade, foram elaborados gráficos do tipo *box plot profile* das variáveis examinadas. Os dados foram agrupados pela estação do ano e pela profundidade na qual ocorreu a coleta. Adicionalmente, foram utilizadas ferramentas da estatística descritiva, como coeficientes de variação e percentual de diferença entre medianas dos parâmetros nas profundidades e também da estatística inferencial, como o teste de permutação. O estudo dos dados históricos do reservatório apontou tendência à estratificação da coluna d'água especialmente no verão e na primavera. Em geral, o reservatório estudado apresentou boa qualidade da água, situação compatível com o ambiente de mata preservada e contribuições autóctones no qual se insere.

Palavras-chave: Ambiente Lêntico; Perfis Químicos e Térmicos; Teste de Permutação; Estatística Descritiva; Estratificação; Automonitoramento.

ABSTRACT: Water quality in reservoirs usually is monitored according to the energy company monitoring program, which is approved by the environmental agency for licensing purposes. These programs provide robust databases. However, rarely the water quality historical series are evaluated in a detailed way. Thus, aiming to expand the knowledge towards Vossoroca water quality characteristics, water quality data from 2005 to 2017 were evaluated. The specific objectives were: to identify each parameter variability along the depth and through time, to verify the influence of seasonality in thermal and chemical profiles of the reservoir and to point out the water quality parameters that varied the most with depth and seasonality. In order to comprehend the temporal dynamics of the reservoir related to seasonality and depth, box plot profiles were produced for each variable. Moreover, descriptive statistics tools, such as variation coefficients and medians, as well as inferential tools, such as the permutation test, were applied. The historical data studies pointed out the tendency to stratification of the water column especially on summer and

Recebido: Janeiro 31, 2020. Revisado: Junho 17, 2020. Aceito: Julho 17, 2020.



Este é um artigo publicado em acesso aberto (*Open Access*) sob a licença *Creative Commons Attribution*, que permite uso, distribuição e reprodução em qualquer meio, sem restrições desde que o trabalho original seja corretamente citado.

spring. In general, the reservoir presented good water quality. This situation is consistent with the preserved forest environment and its autochthonous contributions.

Keywords: Lentic Environment; Chemical and Thermal Profiles; Permutation Test; Descriptive Statistics; Stratification; Water Quality Monitoring.

INTRODUÇÃO

Reservatórios podem ser construídos para diversas finalidades, entre elas: abastecimento de água, geração de energia, irrigação, controle de cheias, navegação, pesca e recreação (Schmutz & Sendzimir, 2018). De acordo com os autores, a ocorrência de impactos ambientais é inerente a qualquer barramento devido às mudanças na hidrologia e na morfologia do rio. No caso dos empreendimentos hidrelétricos, para que seja mantida a licença de operação, os órgãos ambientais exigem que o reservatório tenha sua qualidade de água monitorada, tanto na subsuperfície quanto em profundidade, atendendo a uma determinada frequência de amostragem.

Conforme exposto por Arruda (2014), todavia, os dados de monitoramento de qualidade da água acabam sendo utilizados pelas concessionárias de energia elétrica somente para relatórios de acompanhamento a serem entregues ao órgão fiscalizador. Nesse contexto, a não utilização dessas séries históricas pode limitar o entendimento da dinâmica de reservatórios.

No estado do Paraná, alguns trabalhos visando o aproveitamento da série histórica do automonitoramento de reservatórios podem ser citados, tais como: Miranda et al. (2009), Brassac et al. (2009), Prestes et al. (2009), Tancon et al. (2009), Sieciechowicz et al. (2011), Arruda et al. (2013), Silveira et al. (2013), Sieciechowicz et al. (2013).

Tancon et al. (2009) e Silveira et al. (2013) exploraram a aplicação de índices de qualidade da água, enquanto Sieciechowicz et al. (2011) e Arruda et al. (2013) utilizaram como ferramenta a análise estatística multivariada. Miranda et al. (2009) realizaram um estudo comparativo entre os resultados dos perfis de temperatura e oxigênio dissolvido com a tendência de estratificação indicada pelo número de Froude densimétrico; Brassac et al. (2009) observaram densidades elevadas de cianobactérias e indicaram quais as variáveis decisivas para o desenvolvimento massivo das cianobactérias naquelas ocasiões; Prestes et al. (2009) calcularam as cargas afluentes ao reservatório da UHE Foz do Areia, o que permitiu identificar as principais fontes de poluição para cada variável. Por fim, Sieciechowicz et al. (2013) avaliaram dados quali-quantitativos visando o atendimento dos limites da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) e realizaram um estudo comparativo entre vazões de diferentes permanências.

Em geral, pesquisas em reservatórios no mundo exploram as desafiadoras e complexas interações físicas, químicas e biológicas como foco em lançamento de nutrientes (Vinçon-Leite & Casenave, 2019), influência de nutrientes sobre a clorofila (Gupta, 2014; Carlson, 1977), eutrofização (Tundisi & Tundisi, 2012), qualidade da água para abastecimento público (Habets et al., 2018) ou estimativa de emissão de gases de efeito estufa (Männich, 2013). Em todos estes estudos, a base de dados, em geral, apresenta valores de parâmetros de qualidade da água a partir de séries históricas obtidas por monitoramento em períodos de observação não sistemáticos e de longa variabilidade temporal.

Adicionalmente, a forma mais tradicional de compilação de resultados é através de indicadores ambientais, como por exemplo o IQAR (Índice de Qualidade de Água em Reservatórios). Becker et al. (2019) realizou uma reflexão crítica e análise de sensibilidade do IQAR, concluindo que o uso do índice não isenta o avaliador de observar individualmente cada variável, pois para o caso do reservatório Vossoroca o índice apontou que este seria “Moderadamente Degradado” em 66% das ocasiões de monitoramento e “Criticamente Degradado a Poluído” em 34% do tempo. Entretanto, a avaliação individual das variáveis revelou que a qualidade da água desse reservatório poderia ser considerada boa. Normalmente, autores que utilizam índices de qualidade de água em reservatórios, como Hou et al. (2016), Yogendra & Puttaiah (2008), Rubio-Arias et al. (2012), Castilla-Hernández et al. (2014), Mhlongo et al. (2018), Naveedullah et al. (2016), Lobato et al. (2015), Maymandi et al. (2018), Cunha et al. (2013), Mamun (2017), Davies (2006), Bouslah et al. (2017) e Pimenta et al. (2012), não apresentam a exploração descritiva detalhada das séries de dados para subsidiar e atestar o resultado dos índices calculados.

Tendo em vista os trabalhos desenvolvidos com base nas séries históricas e aplicação de indicadores, observa-se que o uso da estatística descritiva e do *box plot* para a caracterização de reservatórios e identificação de padrões sazonais de estratificação térmica e química ainda não são completamente exploradas pela literatura. O aumento da temperatura do ar na primavera e no verão

proporciona a elevação da temperatura da água, principalmente em sua parcela mais superficial. Como consequência disso, ocorre a diminuição da densidade da água superficial, que se separa da água mais profunda e fria. Esse fenômeno é conhecido como estratificação térmica. Como decorrência da estratificação térmica, as concentrações de alguns elementos químicos também podem ser influenciadas por essa separação. O oxigênio dissolvido, por exemplo, normalmente é influenciado pela separação das camadas de água. No outono e no inverno, a temperatura superficial diminui e a uniformização das densidades favorece a circulação das camadas de água. Em reservatórios rasos, outro fator que pode promover a circulação das camadas de água é a incidência de vento.

Dentro deste contexto, nesta pesquisa buscou-se identificar padrões de sazonalidade no reservatório Vossoroca com uma série histórica de parâmetros de qualidade da água extensa, com campanhas trimestrais ao longo de 12 anos. As variáveis avaliadas foram: clorofila-a, coliformes termotolerantes, coliformes totais, condutividade elétrica, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), densidade de fitoplâncton, densidade de cianobactérias, densidade de cianobactérias potencialmente tóxicas, fósforo total, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal, nitrogênio inorgânico total, nitrogênio total, oxigênio dissolvido, pH, sólidos totais, temperatura da água e turbidez. O reservatório Vossoroca, estudo de caso aqui utilizado, tem a função de regularização de vazões para a usina hidrelétrica de Chaminé. Contudo, a crescente demanda populacional e industrial de Curitiba e sua Região Metropolitana, especialmente a partir da década de 1980, levou a preocupações relativas ao comprometimento da qualidade da água de seus mananciais (SUDERHSA, 2007). De acordo com COPEL (1999), a água deste reservatório possui boa qualidade para fins de potabilização para abastecimento doméstico. Por isso, o conhecimento de sua dinâmica pode trazer benefícios econômicos e sociais futuramente.

O objetivo deste trabalho consistiu em aproveitar a extensa série de dados gerados pelo monitoramento do reservatório Vossoroca, no estado do Paraná, com a finalidade de identificar a variabilidade dos parâmetros ao longo da coluna d'água e do tempo; verificar a influência da sazonalidade nos perfis químico e térmico do reservatório e apontar os parâmetros de qualidade da água que mais se alteraram com a profundidade e com a sazonalidade do reservatório.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

O reservatório Vossoroca foi criado em 1949, por meio do represamento do rio São João, com a função de regularizar a vazão para o reservatório de Salto do Meio, que abastece a usina hidrelétrica de Chaminé. A represa recebe descarga dos rios São João, São Joãozinho e Vossoroca. O reservatório localiza-se no município de Tijucas do Sul, na Região Metropolitana de Curitiba, no estado do Paraná, na bacia hidrográfica Litorânea. Sua área é de 5,1 km², considerando seu nível normal. O tempo de residência é de 121 dias e a profundidade média é de 7,1 m (COPEL, 2009). O reservatório apresenta baixa profundidade ($H_{máx} = 17$ m) se comparado com outros reservatórios no estado do Paraná, como Foz do Areia ($H_{máx} = 135$ m), Salto Santiago ($H_{máx} = 109$ m), Segredo ($H_{máx} = 101$ m) e Itaipu ($H_{máx} = 170$ m) (Universidade de São Paulo, 2020). Suas margens são constituídas majoritariamente por mata nativa preservada, pois a maior parte do reservatório está na Área de Proteção Ambiental Estadual de Guaratuba. Por estar em ambiente preservado, o reservatório é caracterizado pela origem autóctone de sua matéria orgânica (Männich, 2013).

A Resolução Conjunta ANA/ANEEL nº 3/2010 (BRASIL, 2010) estabelece, em seu artigo 2, parágrafo 12, que para reservatórios de área superior a 3 km² o monitoramento de qualidade da água deverá ser realizado em um local do reservatório. Em geral, ambientes como esse são representados a partir da amostragem de um ponto, com temporalidade trimestral, próximo ao barramento da hidrelétrica, que seria um ponto mais crítico em relação aos braços do reservatório.

O reservatório Vossoroca, monitorado pela Companhia Paranaense de Energia (COPEL) para fins de atendimento à licença de operação da usina, conta com uma estação de qualidade de água, a qual está situada na porção central do reservatório, próxima à barragem (Figura 1). Especificamente, a estação amostral está localizada nas coordenadas UTM de 693909 E e 7142639 N, com altitude de 835 m (Institutos Lactec, 2016). O monitoramento realizado pela COPEL no reservatório conta atualmente com uma série histórica de 12 anos.

Base de Dados

Entre os anos de 2003 e 2017, foram realizadas 55 campanhas de monitoramento. A cada ano, foram realizadas 4 campanhas, com intervalos trimestrais. Cada uma das campanhas coincide com uma estação do ano. Convém ressaltar, no entanto, que ocorreram alguns intervalos no monitoramento. Além disso, como boa parte das variáveis começou a ser monitorada apenas após o ano de 2005, optou-se por avaliar 47 campanhas de monitoramento, visto que possuem um número mais completo de variáveis de qualidade de água.

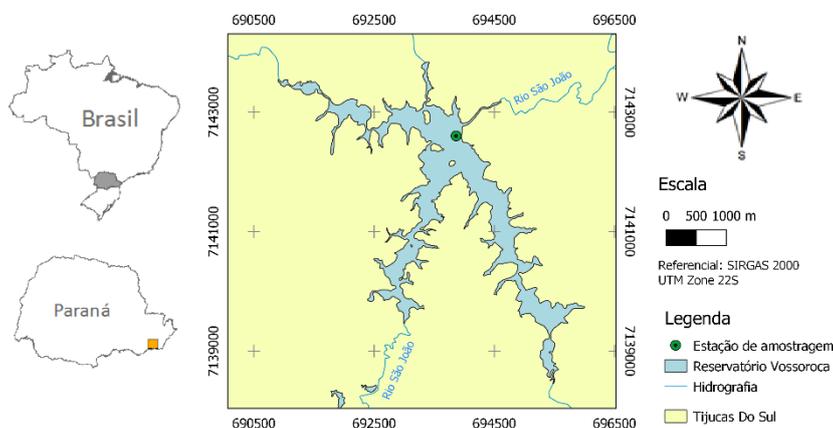


Figura 1 – Localização do ponto amostral da Copel no Reservatório Vossoroca

A metodologia de coleta de amostras de água seguiu o estabelecido por Santos et al. (2001). As profundidades de coleta foram calculadas conforme as Equações 1, 2 e 3, de acordo com o método do IQAR (Instituto Ambiental do Paraná, 2017), onde Z_s , $Z_{máx}$, Z_i e Z_f representam, respectivamente, a profundidade Secchi, a profundidade máxima do ponto, o início da zona anóxica e o final da zona anóxica.

$$\text{Profundidade I} = Z_s \times 0,54 \quad (1)$$

$$\text{Profundidade II} = \frac{Z_{máx} + 3Z_s}{2} \quad (2)$$

$$\text{Profundidade III} = \frac{Z_i + Z_f}{2} \quad (3)$$

Ressalta-se que a Profundidade III só é calculada quando há anóxia na coluna d'água. As amostras de água coletadas nas diferentes profundidades com a utilização de uma garrafa de Van Dorn foram analisadas em laboratório. As variáveis e o número de profundidades avaliadas estão descritos na Tabela 1.

Tabela 1 – Variáveis Monitoradas

Variável	Profundidades avaliadas
Clorofila-a, Coliformes Termotolerantes, Coliformes Totais	1
Densidade de Fitoplâncton, Densidade de Cianobactérias, Densidade de Cianobactérias Potencialmente Tóxicas	2
Condutividade Elétrica, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Demanda Química de Oxigênio, Fósforo Total, Nitrato, Nitrito, Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Inorgânico Total, Nitrogênio Total, Oxigênio Dissolvido, pH, Sólidos Totais, Temperatura da Água, Turbidez	3

Na Tabela 2, estão dispostos alguns limites de quantificação utilizados na análise dos parâmetros da Tabela 1. Ressalta-se que alguns limites de quantificação foram alterados ao longo do monitoramento, conforme indicado na coluna “Data de alteração”.

Tabela 2 – Limites de quantificação

Variável	Limite de quantificação	Data de alteração
Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	< 1,0; < 1,8; < 2,0	variável
Coliformes Totais (NMP/100mL)	< 1,0; < 1,8	fev/10
DBO (mg/L)	< 2; < 1; < 2	fev/10; ago/14
DQO (mg/L)	< 2; < 5	fev/15
Fósforo Total (mg/L)	< 0,01	-
Nitrato (mg/L)	< 0,01; < 0,03; < 0,30; < 0,50	mai/07; ago/14; fev/15
Nitrito (mg/L)	< 0,01; < 0,03; < 0,02	set/07; ago/14
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	< 0,08; < 0,03; < 0,10	mai/13; ago/14
Nitrogênio Total (mg/L)	< 0,50	-

No monitoramento também é realizada a medida da profundidade do disco de Secchi visando à obtenção da transparência da água. Adicionalmente, são realizadas as leituras dos perfis de oxigênio e temperatura metro a metro ao longo da coluna d’água, utilizando-se uma sonda multiparamétrica. Para a avaliação dos perfis de temperatura e oxigênio, foram utilizados dados de 55 campanhas, visto que estavam completas para esses parâmetros.

Avaliação da estratificação térmica e química

Por meio da estatística descritiva é possível caracterizar um conjunto de dados, de modo que se torna possível conhecer a tendência central, a variação dos dados e eventuais valores discrepantes. Valores como a média, a mediana, o desvio padrão e o coeficiente de variação de cada parâmetro de qualidade de água foram utilizados para a avaliação da série histórica. Além disso, também foi realizada a comparação desses resultados com os limites da Classe 1 da Resolução CONAMA 357/2005. O reservatório Vossoroca localiza-se na Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaratuba e segundo enquadramento determinado pelo órgão ambiental, o rio São João pertence à Classe 1, até a influência da maré (Instituto Ambiental do Paraná, 1996).

O coeficiente de variação, que é o desvio padrão dividido pela média, foi utilizado para indicar quais as variáveis possuem maior variabilidade em seus dados. Coeficientes que resultam em valores menores do que 0,5 indicam um grau de dispersão baixo. Quando o coeficiente varia entre 0,5 e 1,0, o grau de dispersão é médio. O resultado acima de 1,0 mostra que a dispersão é alta (França, 2009).

Os gráficos do tipo *box plot profile* (gráfico de caixa em perfil) foram criados para sintetizar as informações e avaliar se houve alterações das concentrações com o aumento da profundidade do reservatório ou com a mudança de estação. Nestes gráficos, os *box plots* são representados horizontalmente para acompanhar a forma clássica de visualização de perfis térmicos e químicos na coluna d’água.

Posteriormente, buscando-se atestar se houve ou não estratificação térmica e química em determinadas estações do ano, foram aplicados 3 métodos (sendo dois deles descritivos e um deles inferencial) e seus resultados foram comparados.

Método A: Pelo cálculo de coeficientes de variação de determinada variável, feito para cada estação do ano, foi possível observar em que estações do ano os dados variaram mais. Foram calculados os coeficientes das séries de dados das profundidades I e II combinadas. Assim, resultados maiores indicaram maior variação nos dados, o que ocorre especialmente nas situações em que a coluna d’água está estratificada.

Método B: Os percentuais de diferença de medianas, calculados conforme a Equação 4, indicam em quais situações a diferença foi maior, o que caracterizou as estações de maior estratificação.

Com isso, foi possível perceber como ocorreram as circulações e estratificações ao longo das estações do ano.

$$\text{Diferença percentual} = \frac{\text{Med}(\text{Prof II}) - \text{Med}(\text{Prof I})}{\text{Máx}[\text{Med}(\text{Prof II}); \text{Med}(\text{Prof I})]} \quad (4)$$

Método C: Para a comparação de médias de dois conjuntos diferentes, podem ser utilizados testes paramétricos, como o teste T e o teste Z, que têm como requisito a normalidade dos dados, ou não paramétricos, como o teste de permutação, que não pressupõe normalidade (Good, 2013). Visto que as séries de dados estudadas não apresentaram normalidade, aplicou-se o teste de permutação. O teste de permutação pode ser aplicado tanto para médias como medianas. Neste trabalho, optou-se por comparar as medianas.

O teste de permutação consistiu na comparação de dois conjuntos diferentes, neste caso, dados relacionados à profundidade I e à profundidade II. Estabeleceu-se a hipótese de que as medianas das duas séries são estatisticamente iguais ($H_0: \text{Med}_I = \text{Med}_{II}$), o que indicaria que não houve estratificação da coluna d'água.

Foram realizadas iterações que geraram resultados aleatórios para os valores de $\text{Med}_I - \text{Med}_{II}$. Conforme ilustrado na Figura 2, foi formada uma curva da distribuição empírica das diferenças simuladas ($\text{Med}_I - \text{Med}_{II}$). Na distribuição empírica de densidade, o valor zero representou a hipótese nula dos valores ($\text{Med}_I - \text{Med}_{II} = 0$) e a curva representou as probabilidades sobre essa hipótese. O teste verificou a probabilidade de a diferença entre as medianas, representadas pela linha tracejada vermelha, estar sob a hipótese H_0 . O p-valor mensurou essa probabilidade. Se o p-valor resultante for menor do que o nível de significância estabelecido de 5%, rejeita-se a hipótese H_0 de igualdade entre as medianas, o que indica que a variável analisada pode apresentar indícios de estratificação.

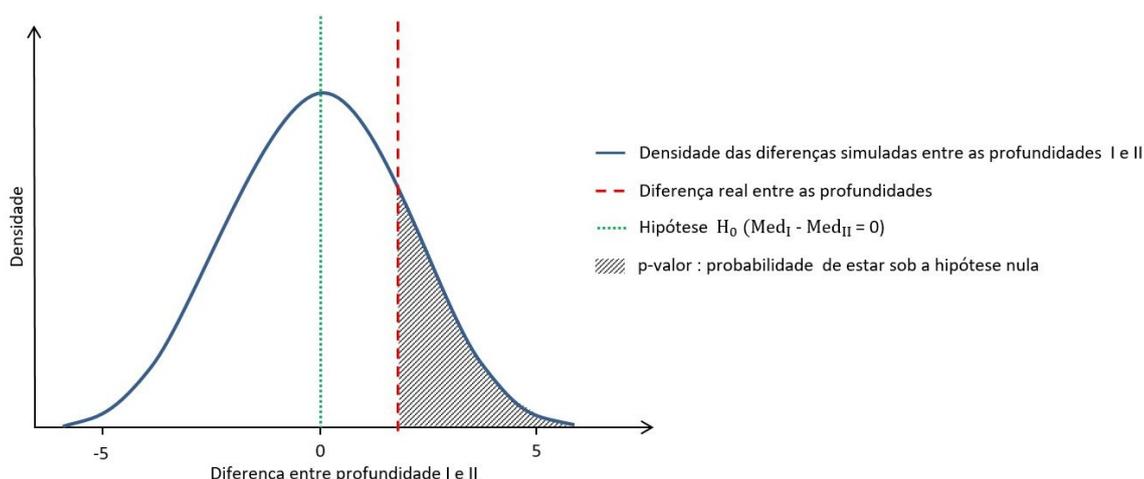


Figura 2 – Teste de permutação

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para cada campanha de monitoramento, foram coletadas pela COPEL amostras de água referentes às profundidades calculadas de acordo com as Equações 1, 2 e 3. Os resultados dos cálculos das diferentes profundidades são apresentados na Figura 3. A profundidade I, que é calculada em função da profundidade Secchi, variou entre 0,40 m e 1,59 m. A profundidade II, que é influenciada também pela profundidade total do ponto, ocorreu entre 5,80 m e 11,83 m de profundidade. A profundidade III é coletada apenas quando é detectada anóxia na coluna d'água. Este fenômeno foi observado 24 vezes entre 2003 e 2017, entretanto a amostra de água da profundidade III foi coletada em apenas 12 ocasiões, conforme demonstrado na Figura 3. Ressalta-se que a profundidade III pode, eventualmente, ocorrer acima da profundidade II. Destaca-se a variabilidade temporal dos pontos de coletas, o que evidencia claramente a dinâmica do reservatório como consequência dos aspectos operacionais da gestão do reservatório.

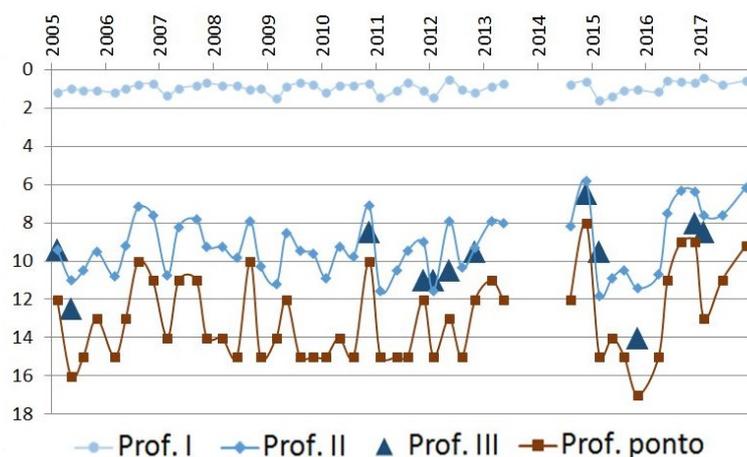


Figura 3 – Profundidades de coleta das amostras

Avaliação dos perfis de temperatura e oxigênio dissolvido

Foram analisados 55 perfis de temperatura e oxigênio ao longo da coluna d' água, obtidos entre 2003 e 2017. Os perfis de temperatura da água (Figura 4) e oxigênio dissolvido (Figura 5) foram apresentados de acordo com a estação do ano em que as campanhas foram realizadas. Assim, foi possível perceber a tendência da estratificação de acordo com o período do ano, similar a outros resultados obtidos por Polli (2014), Männich (2013) e Bernardo (2013).

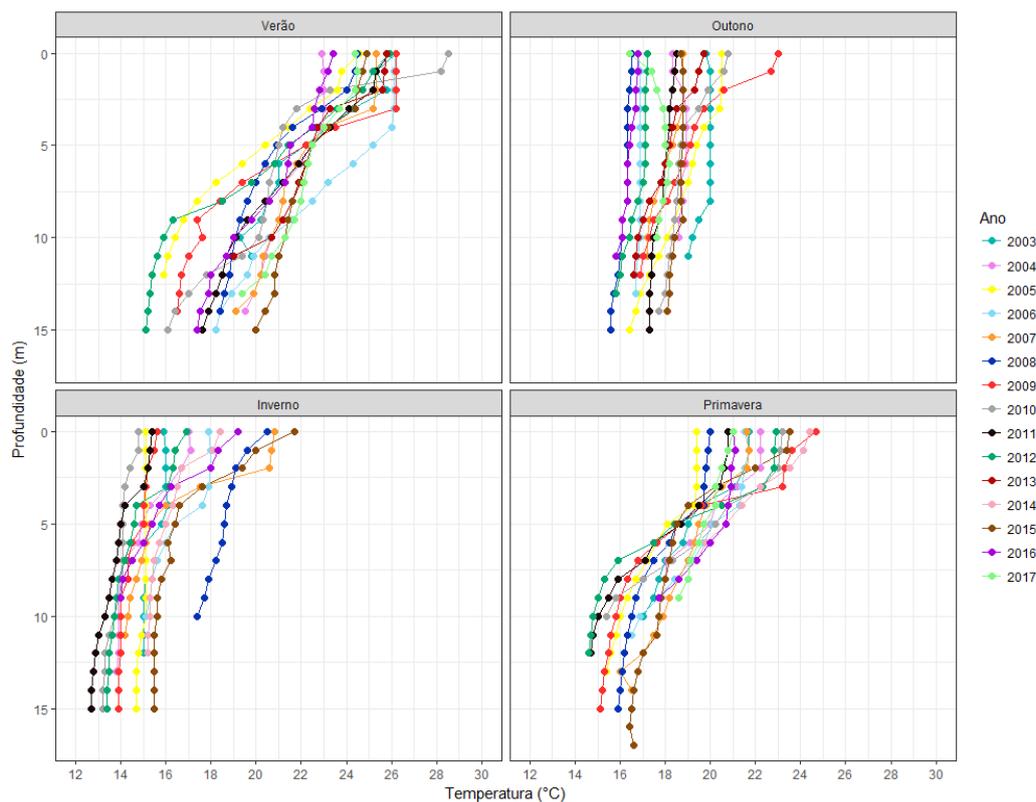


Figura 4 – Perfis de temperatura

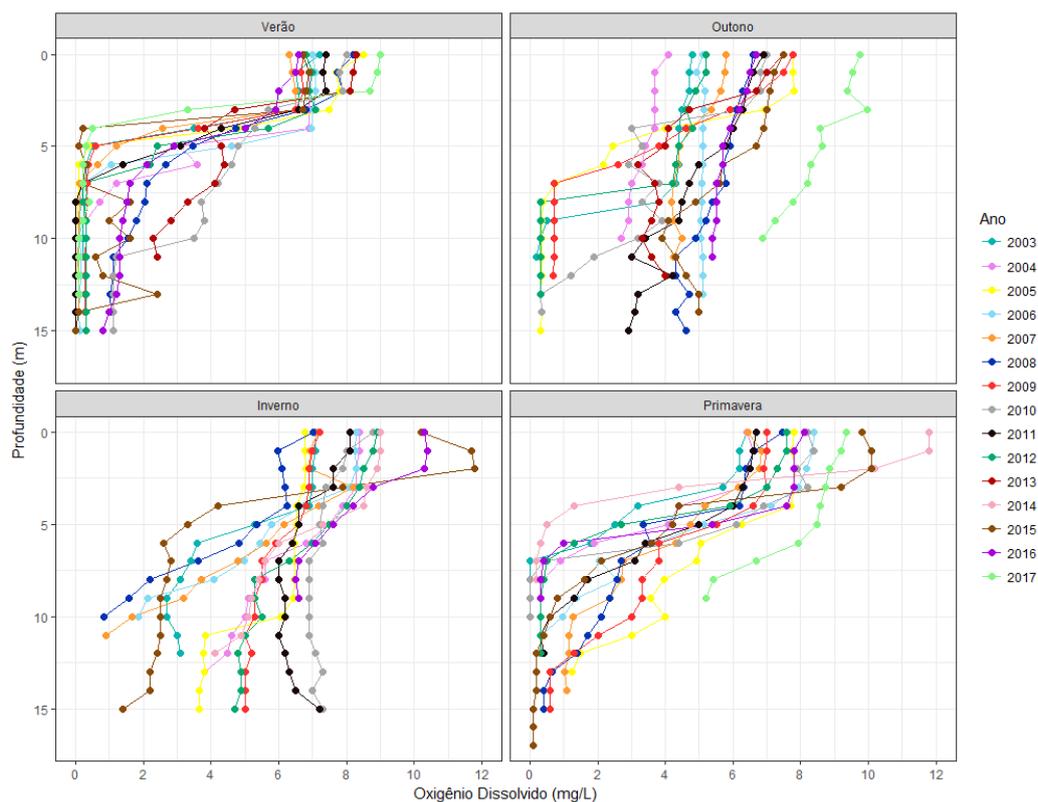


Figura 5 – Perfis de oxigênio dissolvido

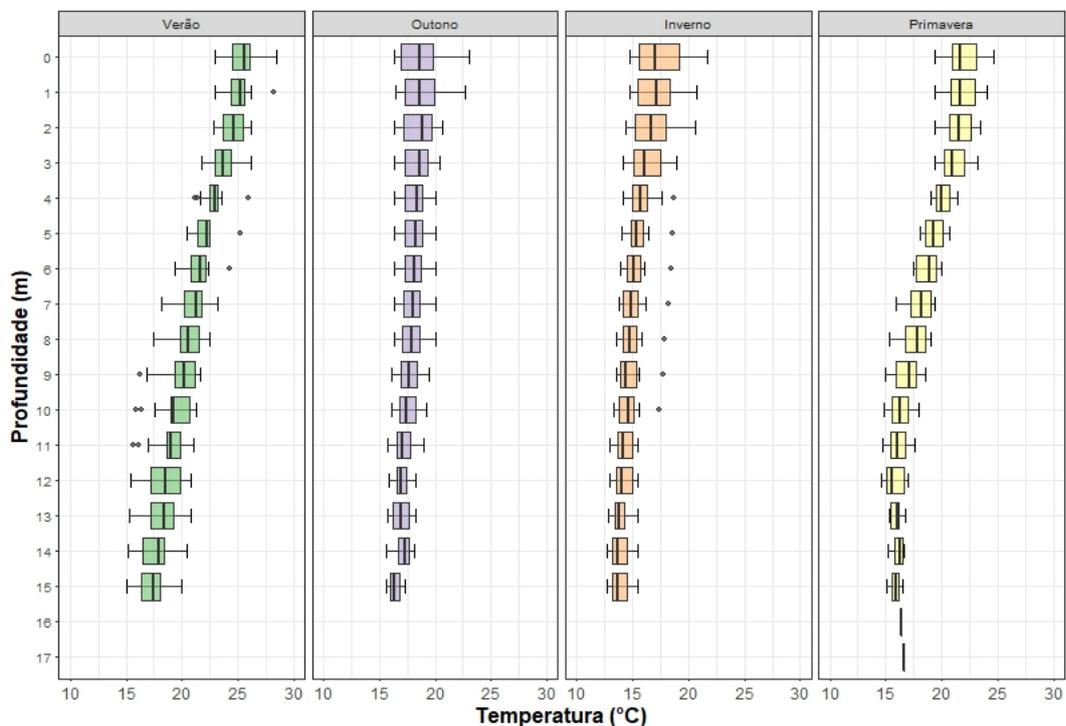


Figura 6 – Box plot profile da temperatura por estação do ano

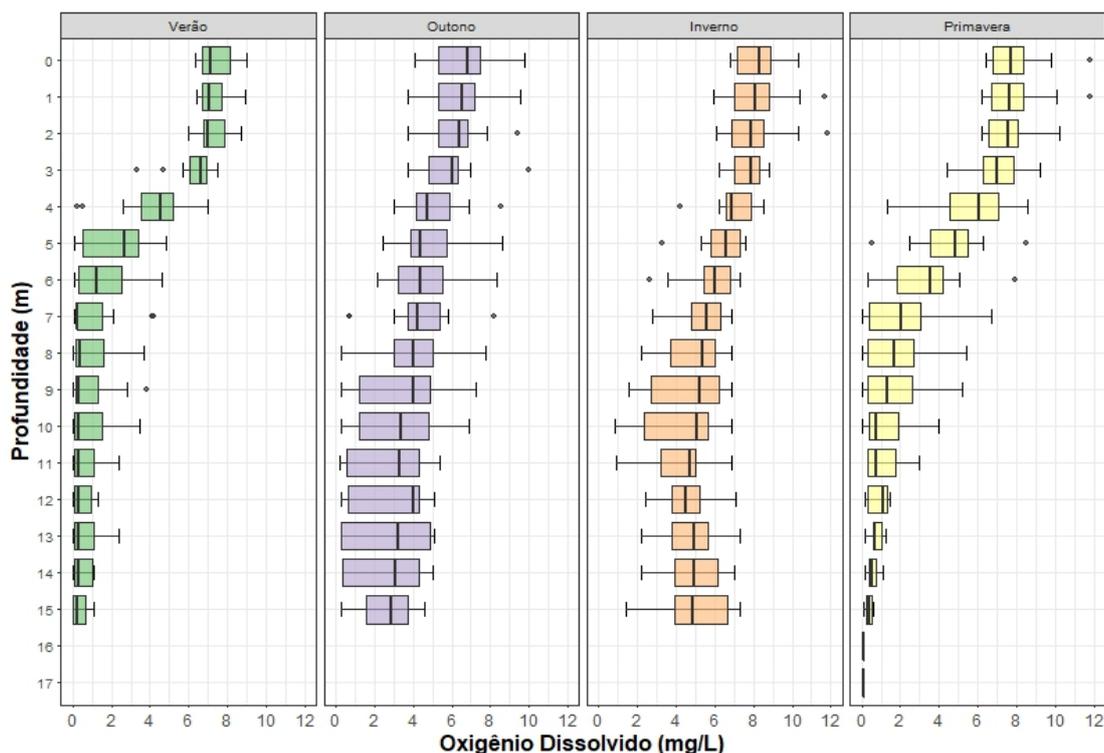


Figura 7 - Box plot profile do oxigênio dissolvido por estação do ano

Foi observada anóxia hipolimnética (valores abaixo de 0,6 mg/L) no período de verão. No outono, as concentrações de OD tenderam a aumentar, porém, em alguns anos ainda foi observada a anóxia. No inverno, os níveis de oxigênio aumentaram e na primavera voltaram a decrescer, iniciando novamente o ciclo. Das 24 campanhas em que foi observada a anóxia, 10 ocorreram no verão, 4 no outono e 10 na primavera, ou seja, 83% das situações de anóxia ocorreram nos meses mais quentes do ano. O local da maior variação da concentração de oxigênio, denominado oxiclina, geralmente ocorreu em proximidade da profundidade de 4 m.

Além disso, foi possível observar que os perfis de oxigênio (Figura 4) responderam mais lentamente à mudança de temperatura (Figura 5). Em alguns casos, o perfil da temperatura no outono indicou o início da desestratificação, enquanto o perfil de oxigênio ainda apresentou forte estratificação, chegando à anóxia no fundo. Isso ocorreu nos outonos de 2003, 2005, 2010 e 2012.

O início da zona anóxica, camada d'água na qual os valores de oxigênio dissolvido foram próximos a zero, também variou conforme o período do ano. No verão, a profundidade média de início da zona anóxica foi de 6 m. Já no outono, essa média chegou a 9,5 m. Por fim, na primavera, a média decresceu para 8,8 m de profundidade. Isso indicou que além de menos frequente no outono, a condição anóxica iniciou em uma profundidade maior em relação aos meses mais quentes.

Durante o verão e a primavera, foi possível verificar por meio de gráficos do tipo *box plot profile* (Figura 6) tendência mais acentuada à estratificação térmica. Já no outono e no inverno, essa tendência à estratificação foi amenizada. Deste modo, o comportamento do reservatório pode ser classificado como monomítico.

Analogamente, o *box plot profile* (Figura 7) enfatiza os padrões sazonais de estratificação do oxigênio. No verão e na primavera, a divisão das camadas de água é bem definida, com frequente ocorrência de anóxia. No outono e no inverno, as concentrações variaram menos ao longo da profundidade, inclusive as medianas apresentaram-se mais semelhantes entre si, o que demonstra a tendência à circulação nos meses mais frios. Nos casos em que há estratificação nestas estações, a magnitude é menor do que nas estações mais quentes.

Comparando os resultados de oxigênio dissolvido da camada superficial da água com o limite da Classe 1 da Resolução CONAMA 357/2005, de 6 mg/L, observa-se que, na maior parte do tempo monitorado, os resultados estão acima do limite mínimo. Desconformidades ocorreram apenas durante o outono.

Avaliação das demais variáveis

O cálculo dos coeficientes de variação (Figura 8) das variáveis de qualidade de água, considerando-se os dados obtidos para as três profundidades, demonstrou que as variáveis biológicas, como coliformes totais e termotolerantes, densidade de fitoplâncton, densidade de cianobactérias e clorofila-a, apresentaram maior variabilidade ao longo do tempo. O coeficiente resultou mais baixo para as variáveis físicas, como pH, condutividade elétrica, sólidos totais, temperatura e profundidade Secchi. A variabilidade observada foi mais relevante nos parâmetros ecológicos indicados, confirmando o potencial dinâmico do reservatório e a natureza mais sensível dos parâmetros biológicos. Esse resultado confirma a natureza de produção primária do reservatório Vossoroca apresentada em Männich (2013).

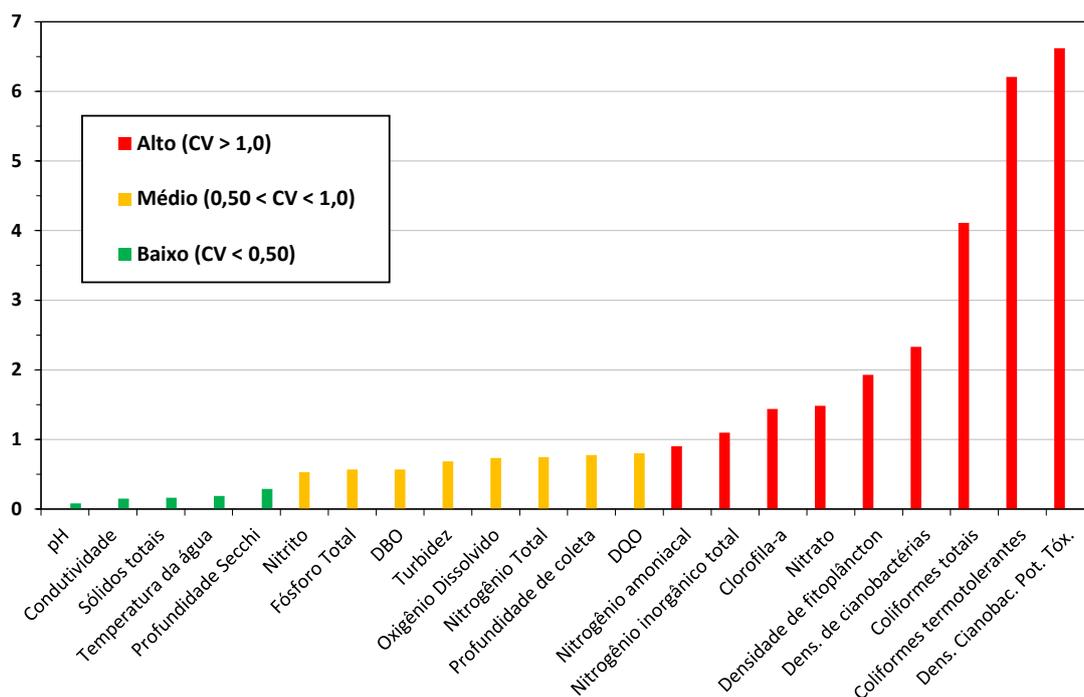


Figura 8 – Coeficientes de Variação

O pH apresentou decréscimo na profundidade II (Figura 9a). A diferença entre as medianas das profundidades I e II foi de 1,35 e 1,00 unidades de pH no verão e primavera, respectivamente, enquanto nos meses frios foi de apenas 0,50 e 0,40 unidades. O que indicou que a referida variável apresentou estratificação mais acentuada nas estações quentes, conforme Figura 9a. Green et al. (2015) atribuíram este fenômeno à presença de fitoplâncton em proximidade à superfície, pois a ocorrência da fotossíntese causa aumento do pH no epilímnio. Em nenhuma ocasião esta variável apresentou desconformidade com a Classe 1 da Resolução CONAMA 357/2005.

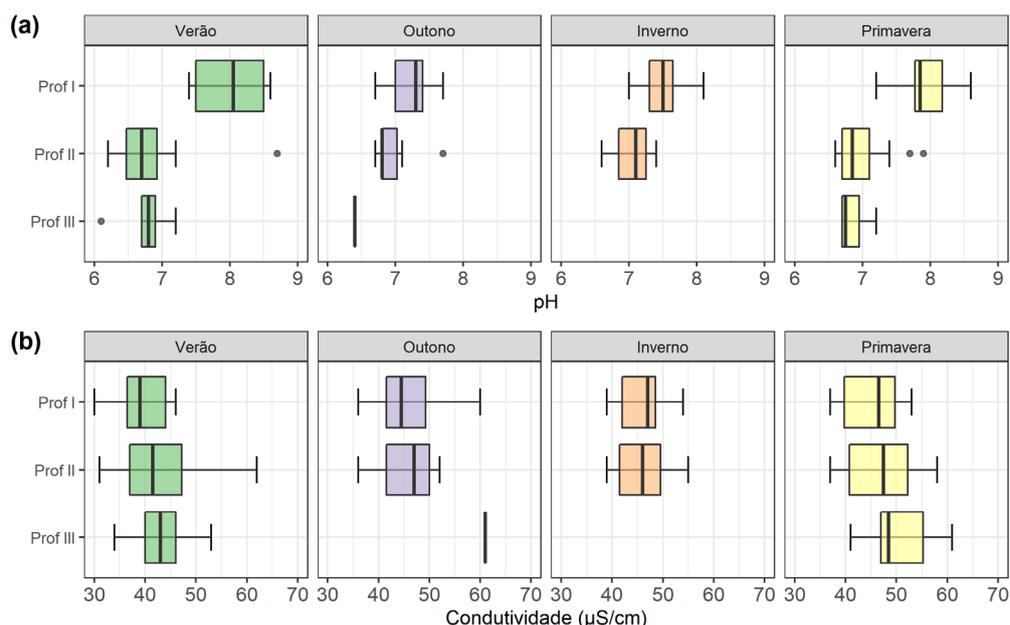


Figura 9 - Box plot profile - pH (a) e condutividade (b)

Ao contrário das variáveis analisadas anteriormente, a condutividade elétrica apresentou medianas maiores na profundidade II do que na profundidade I (Figura 9b). Nos casos de anóxia, representados pela profundidade III, os valores tenderam a ser ainda maiores. A condutividade elétrica não dispõe de limite na Resolução CONAMA 357/2005, entretanto, de acordo com Von Sperling (2007), águas naturais apresentam teores de condutividade na faixa de 10 a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$. No reservatório Vossoroca, a condutividade variou de 30 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 62 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Os resultados de Männich (2013), contribuem para a compreensão da variação da condutividade ao longo da profundidade, pois foram realizadas medições do perfil completo, metro a metro. Um dos perfis avaliados pelo referido autor, em janeiro de 2013, mostra forte aumento da condutividade, que chega a triplicar a partir da profundidade de 8 m. A medição do perfil no mesmo local em agosto de 2012 não indicou aumento próximo ao fundo, o que confirma a variação sazonal desta variável. Este fenômeno, segundo o autor, é justificado pela mineralização da matéria orgânica proveniente da biomassa, que desce ao fundo após a morte. A transformação da matéria orgânica em matéria inorgânica causa a liberação de substâncias dissolvidas, que proporcionam o aumento da condutividade.

Em relação à turbidez (Figura 10a), é possível perceber a ocorrência de valores mais elevados conforme o aumento na profundidade II. Essa elevação foi mais evidente no verão e na primavera, onde as diferenças entre as medianas das profundidades I e II foram de, respectivamente, 2,60 e 2,38 UNT. Nos meses frios, esta diferença se limitou a 1,00 e 0,49 UNT. Vale destacar, no entanto, que os valores de turbidez nunca foram problemáticos, pois sempre se mantiveram abaixo de 20 UNT na estação avaliada. O limite da Classe 1 da Resolução CONAMA 357/2005 é de 100 UNT. Semelhantemente à turbidez, a concentração de sólidos totais aumentou na profundidade II (Figura 10b). Esta variável não apresenta limite na Resolução CONAMA 357/2005. Sazonalmente, não foi verificado padrão de alteração para a referida variável.

A partir da medida de profundidade do disco de Secchi é possível avaliar a transparência da água. Na Figura 10c, foi observado que no verão a água apresentou maior transparência em relação ao resto do ano, o que pode ter acontecido devido à maior radiação solar nessa estação e consequente interferência na leitura.

Os nutrientes analisados foram: nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, nitrogênio inorgânico total, nitrogênio total e fósforo total (Figura 11).

Os valores de nitrato (Figura 11c) e de nitrito (Figura 11b) mantiveram-se, em geral, próximos aos limites de quantificação, que sofreram alterações durante o período de monitoramento, o que explica a variabilidade do *box plot*. Estas variáveis também não apresentaram grandes variações ao longo da profundidade nem sazonalmente. Tais valores foram bem inferiores aos limites da Resolução CONAMA 357/2005, de 1 mg/L e 10 mg/L, para o nitrito e o nitrato, respectivamente. O mesmo

ocorreu também com o nitrogênio amoniacal, em geral. Ressalta-se que também não houve desconformidade com a legislação. Entretanto, foi constatada a elevação das concentrações de nitrogênio amoniacal na profundidade III (Figura 11a). Cabe lembrar que a profundidade III só é coletada quando há anóxia. Segundo Esteves (1998), o hipolimnion apresenta altas concentrações de nitrogênio amoniacal durante a estratificação térmica. O autor explica que o fenômeno ocorre devido ao acúmulo de compostos oriundos do processo de amonificação e da redução do nitrato em ambientes anaeróbios.

O nitrogênio inorgânico total (Figura 11e), por ser a soma dos valores de nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal, apresentou valores baixos, consequência de valores próximos ao limite de quantificação em suas parcelas. Esta variável não apresenta limite na legislação. Por fim, o nitrogênio total (Figura 11e) é a consolidação das três parcelas constituintes do nitrogênio inorgânico total com o nitrogênio orgânico. Os valores do nitrogênio total, em geral, mantiveram-se abaixo de 2 mg/L, excetuando-se alguns *outliers*. A maior parte dos dados se apresentou inferior ao limite da Resolução CONAMA 357/2005, de 1,27 mg/L para ambientes lânticos.

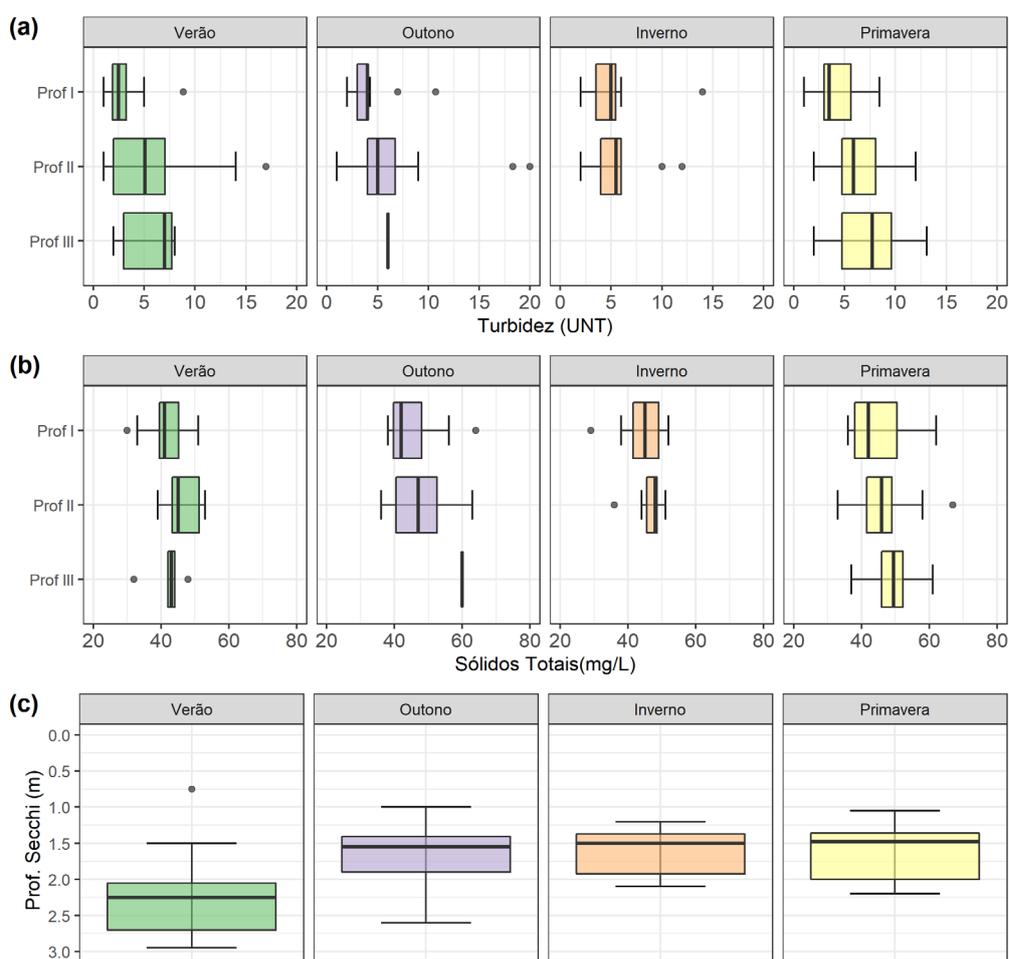


Figura 10- Box plot profile- turbidez, sólidos totais e profundidade Secchi

O fósforo total geralmente é menos abundante em relação aos outros nutrientes e limita a produtividade biológica (Wetzel & Likens, 1991). As concentrações de fósforo nunca ultrapassaram o valor de 0,07 mg/L (Figura 11e) e a maior parte dos dados permaneceu abaixo do limite legislado de 0,02 mg/L. Na profundidade III, as medianas foram maiores em relação às outras profundidades. Segundo Green et al. (2015), a anóxia pode aumentar a liberação de fósforo proveniente dos sedimentos do fundo. Adicionalmente, o fósforo é absorvido pelo fitoplâncton (Esteves, 1998), cujas maiores densidades ocorrem no epilimnion. Em todas as campanhas, o fósforo foi definido como fator

limitante para a eutrofização, pois a relação entre as massas molares do nitrogênio e do fósforo (N/P) sempre superou 12 (Jørgensen & Vollenweider, 1989).

As medianas da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) não apresentaram grandes variações ao longo das profundidades nem ao longo do tempo (Figura 12a). Em geral, a DBO se manteve próxima aos limites de quantificação ao longo de todo o período. De acordo com Fundação Nacional da Saúde (2014), a DBO normalmente é baixa (entre 1mg/L e 10 mg/L) em ambientes não poluídos. A maior parte dos dados esteve abaixo do limite legislado de 3 mg/L.

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) também apresentou medianas muito próximas em todas as profundidades (Figura 12b), sendo que a maioria dos valores não superou 30 mg/L. Exceção se fez ao valor de 85,9 mg/L na profundidade I, ocorrido em nov/2016 (primavera), que coincidiu com a presença de florações de fitoplâncton. Segundo Tundisi & Tundisi (2012), a respiração de plantas aquáticas e decomposição por atividade bacteriana são responsáveis pela perda de oxigênio dissolvido. Portanto, o valor elevado de DQO foi causado pelo aumento do consumo de oxigênio, que decorre da intensificação da presença de matéria orgânica do fitoplâncton. No trabalho de Arruda (2014), por exemplo, a DQO e a densidade de fitoplâncton demonstraram ter correlação positiva.

No caso do reservatório Vossoroça, notou-se que a floração ocorreu com predominância de 91% da espécie *Merimospedia tenuissima*, que se caracteriza pelo seu pequeno volume e consequente baixa contribuição na biomassa do ecossistema. Esta contribuição reduzida pode ser confirmada pelo valor de clorofila de 10,4 µg/L nesta data, e, portanto, não justifica o valor elevado de DQO. Entretanto, o relatório referente ao monitoramento no ciclo 2016 (Institutos Lactec, 2017) ressalta que amostras com pouca quantidade de fixador podem ocasionar o colapso de algumas células algais menos resistentes, como é o caso da espécie *Ceratium furcoides*, que é exótica e invasora de ambientes continentais e vem sendo registrada nesta estação desde 2012. Em nov/2016, a espécie foi registrada nas magnitudes de 38 cél/mL na Prof I e 208 cél/mL na Prof II. A baixa quantidade de fixador pode ter ocultado a ocorrência de floração desta espécie, que apresenta células de grande biovolume celular e pode ter sido responsável pelo aumento da DQO, que superou a mediana em 8 vezes nesta ocasião. A DQO não apresenta limite na Resolução CONAMA 357/2005.

Os coliformes são indicadores da contaminação da água por fezes, que podem trazer organismos patogênicos associados e contaminar pessoas que se abastecem da água (Agência Nacional de Águas, 2018). Por ser uma variável biológica, os coliformes totais apresentaram alto coeficiente de variação (4,11). As medianas mais elevadas ocorreram no outono e na primavera (Figura 13a).

Os coliformes termotolerantes são a parcela dos coliformes totais que suporta temperaturas superiores a 40^o (Agência Nacional de Águas, 2018). Neste grupo, encontra-se a *Escherichia coli*, que pode causar doenças aos consumidores da água. Assim como os coliformes totais, os termotolerantes também apresentaram alto coeficiente de variação (6,21). Seguindo a mesma tendência dos coliformes totais, os termotolerantes foram mais expressivos no outono e na primavera (Figura 13b). Em raras ocasiões essa variável superou o limite legislado de 200 NMP/100mL.

O fitoplâncton é a base de diversas cadeias alimentares e é responsável por 45% da produtividade primária mundial (Agência Nacional de Águas, 2018). A biomassa de fitoplâncton depende de pulsos produzidos naturalmente, por ventos, chuvas e influxo do rio, ou então antropogenicamente, como o aporte de nutrientes e a saída de água (Agência Nacional de Águas, 2018). Na Figura 14b, foi possível observar que a diferença entre as medianas das duas profundidades no verão e primavera é maior do que nos meses mais frios. Nos meses quentes esta diferença foi de 16.191 e 20.406 cél/mL, enquanto nos meses frios a diferença foi de 1.867 e 5.711 cél/mL. Isso indica que a densidade de fitoplâncton é influenciada pelas alterações térmicas, pois a elevação da temperatura acelera o metabolismo da comunidade aquática, inclusive do fitoplâncton (Arruda, 2014). Além disso, a elevação das concentrações de oxigênio no epilímnio resulta no aumento da taxa fotossintética do fitoplâncton (Esteves, 1998). Estes organismos, em condições favoráveis, crescem em altas densidades, fenômeno denominado de florações de algas (Esteves, 1998). Das campanhas avaliadas, aconteceram florações fitoplanctônicas em três ocasiões, totalizando 6,4% de ocorrência.

Um dos principais responsáveis pela fotossíntese é a clorofila (Esteves, 1998). O conhecimento de sua concentração pode indicar a biomassa, a produtividade e o estado fisiológico do fitoplâncton (Agência Nacional de Águas, 2018). A clorofila foi analisada apenas na profundidade I (Figura 14a). Suas concentrações apresentaram alto coeficiente de variação (1,44) devido à sua grande sensibilidade. Entre os períodos, não foram constatadas grandes alterações. Destaca-se o valor de 107,4 µg/l, ocorrido em mai/2013 (outono), que coincidiu com o evento de floração fitoplanctônica, com predominância da espécie *Fragilaria crotonensis*. A maior parte dos dados esteve abaixo do limite legislado de 10 µg/L.

As cianobactérias têm importância nos ramos alimentício, farmacêutico e agrícola. No entanto, podem produzir compostos orgânicos que dão gosto e odor desagradáveis à água (Agência Nacional de Águas, 2018). Estas estiveram presentes em 91,5% das 47 ocasiões observadas. Foi possível observar densidades de cianobactérias mais elevadas na profundidade I, conforme ilustrado na Figura 14c. Além de interferir no gosto e odor da água, as cianobactérias também podem produzir toxinas denominadas cianotoxinas, que podem causar efeitos dermatológicos, no sistema nervoso e até mesmo a morte (Agência Nacional de Águas, 2018). As cianobactérias potencialmente tóxicas ocorreram com 67% de frequência nos resultados, apresentando também maiores densidades na profundidade I (Figura 14d). A maior parte dos dados esteve abaixo do limite legislado de 20.000 cél/mL.

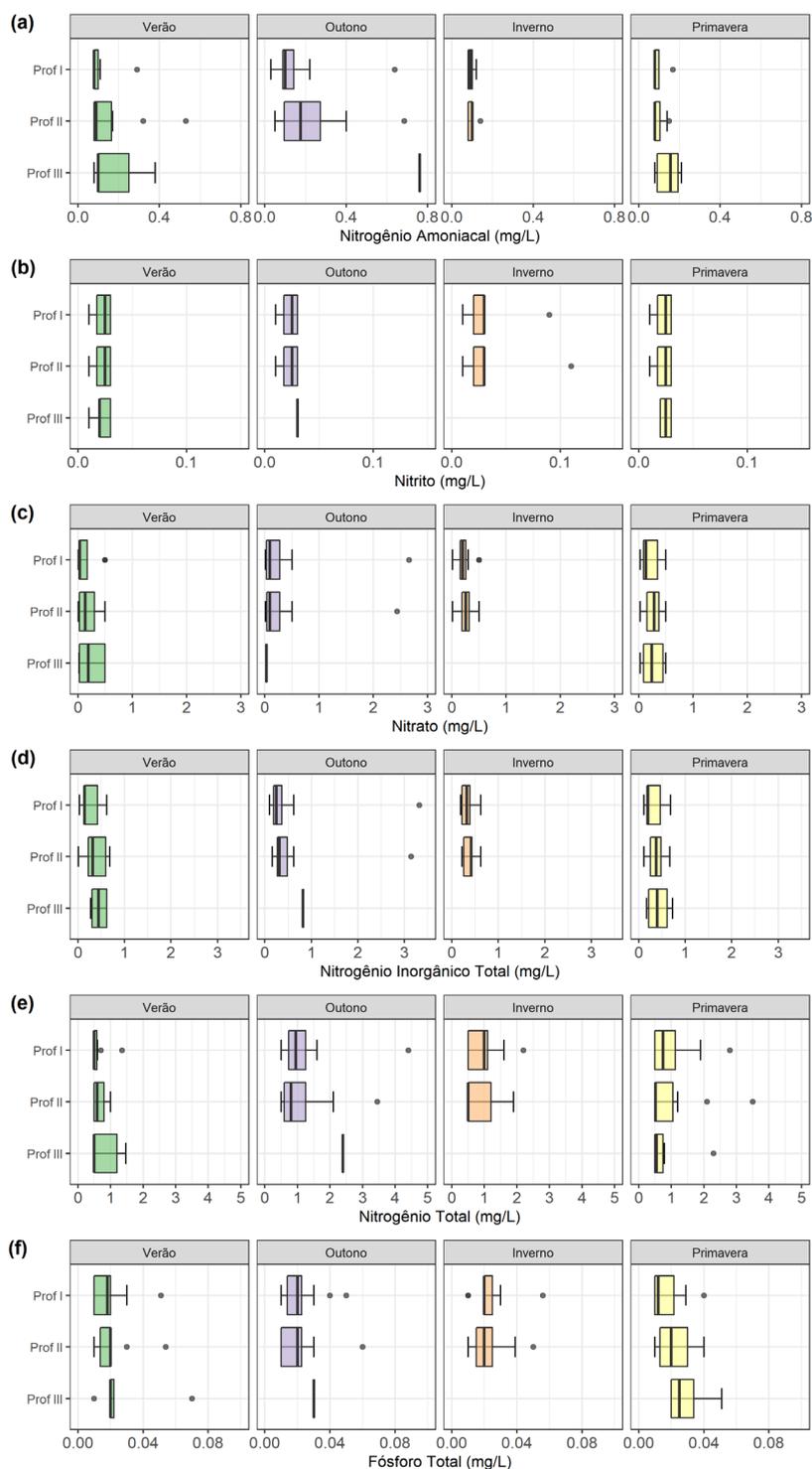


Figura 11 – Box plot profile – nutrientes

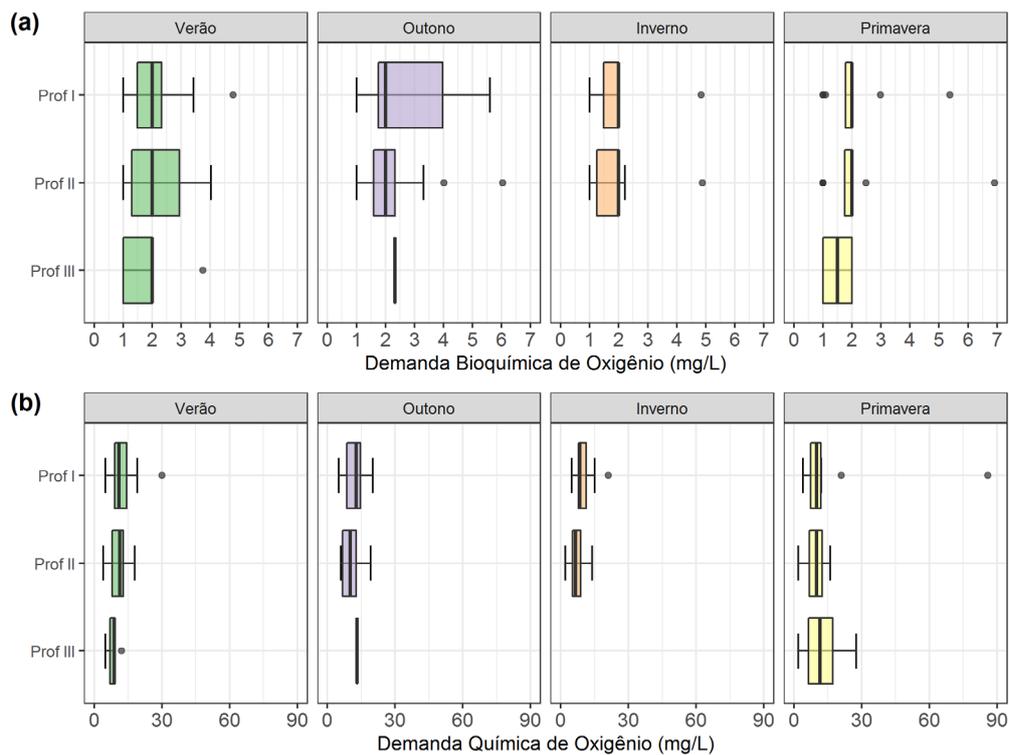


Figura 12 – Box plot profile- DBO (a), DQO (b)

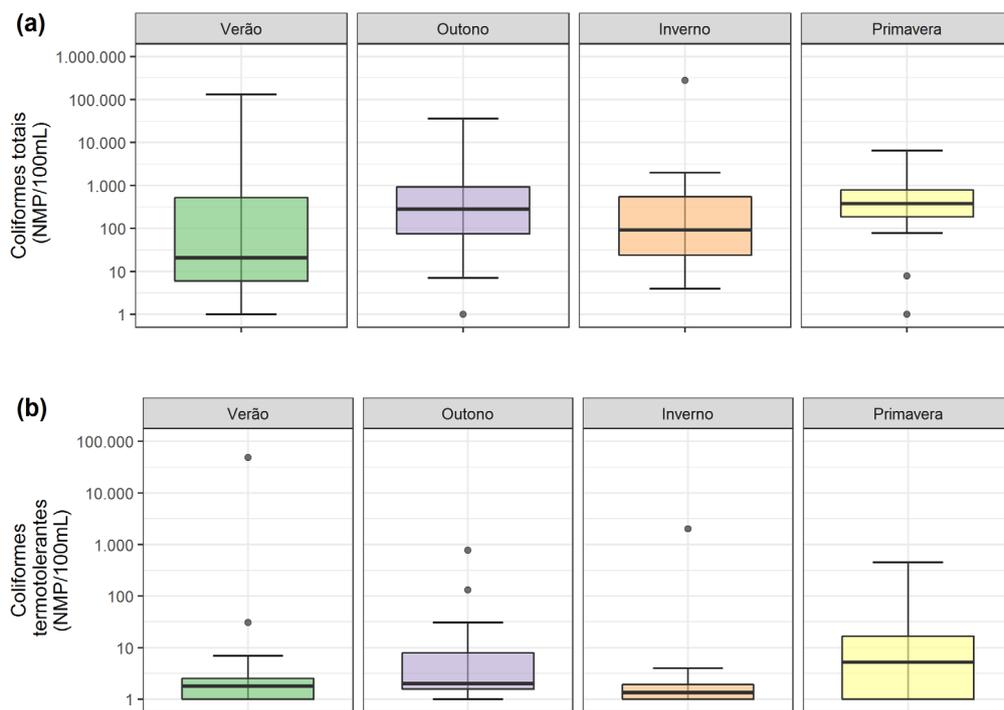


Figura 13 – Box plot - Coliformes Totais (a) e Termotolerantes (b)

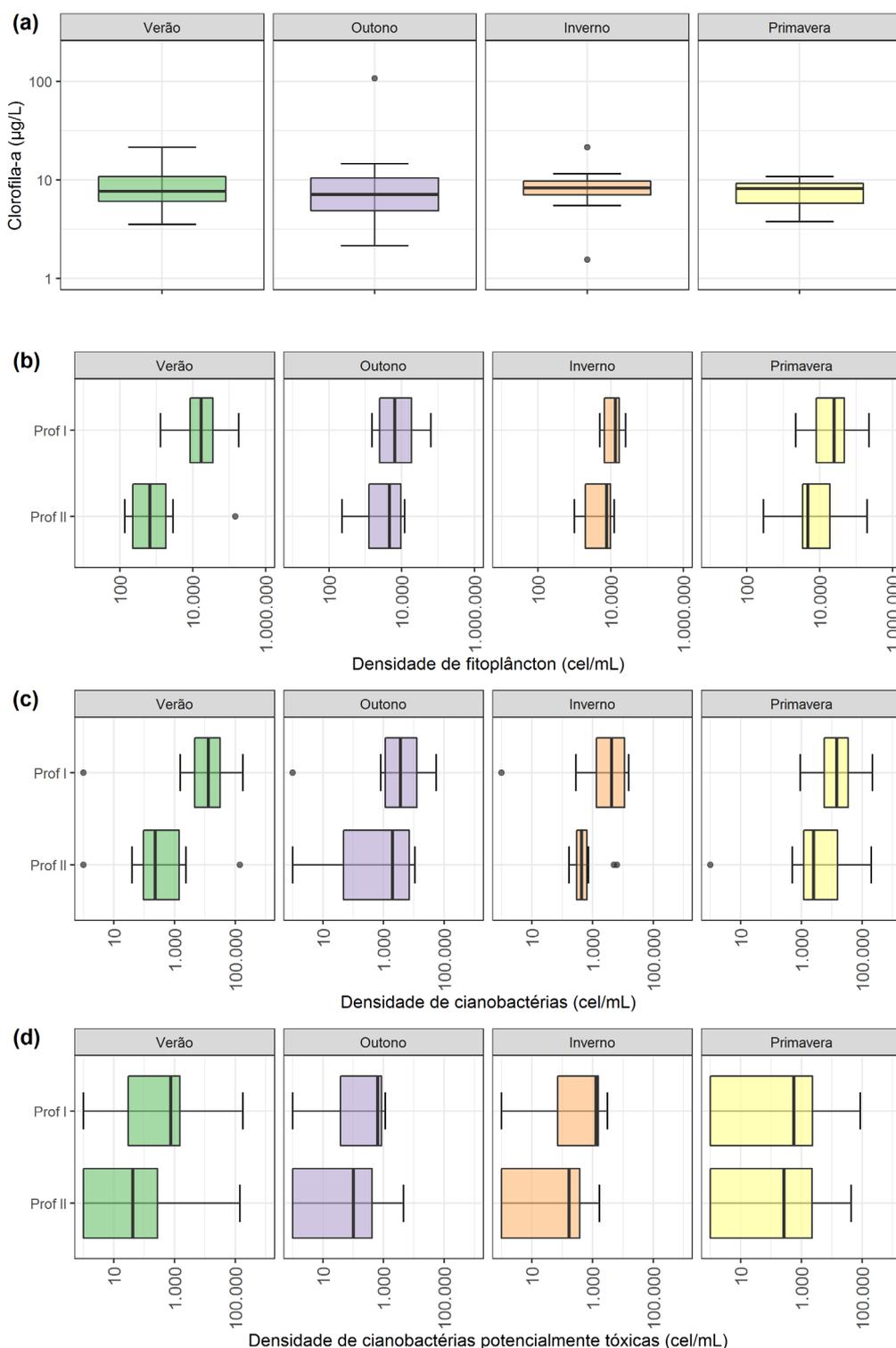


Figura 14 – Box plot profile – densidade de fitoplâncton (a), clorofila-a (b), densidade de cianobactérias (c) e densidade de cianobactérias potencialmente tóxicas (d).

Diferença entre as camadas de água

Para avaliar quais são as variáveis que acompanham as tendências de estratificação observadas, foram utilizados três métodos. O primeiro, pelo coeficiente de variação calculado por estação do ano, o segundo pelo cálculo do percentual de diferença entre as profundidades I e II e o terceiro pelo teste de permutação.

Método A: Coeficientes de variação

Foram comparados os coeficientes de variação de todas as variáveis que possuem dados nas profundidades I e II (Tabela 3). Os resultados foram avaliados de acordo com a magnitude do coeficiente de variação ($CV > 1$ alto, $0,5 < CV < 1$ médio e $CV < 0,5$ baixo). A profundidade III foi excluída desta análise, pois não haveria uniformidade na comparação, visto que na referida profundidade só existem dados para algumas variáveis em algumas estações do ano.

Tabela 3 – Coeficientes de variação dos dados das profundidades I e II

Variável	Verão	Outono	Inverno	Primavera
Temperatura	0,16	0,09	0,13	0,14
OD	0,79	0,45	0,36	0,71
pH	0,11	0,05	0,05	0,08
Condutividade	0,18	0,13	0,11	0,14
Fósforo total	0,58	0,60	0,53	0,51
Nitrogênio amoniacal	0,81	0,91	0,17	0,26
Nitrito	0,38	0,38	0,73	0,38
Nitrato	1,19	1,97	0,58	0,71
Nitrogênio inorgânico	0,72	1,49	0,41	0,56
Nitrogênio total	0,33	0,80	0,58	0,80
Sólidos totais	0,14	0,18	0,12	0,19
Turbidez	0,90	0,83	0,54	0,51
DBO	0,49	0,61	0,53	0,62
DQO	0,48	0,41	0,50	1,26
Dens. fito.	1,97	1,44	0,68	1,62
Dens. ciano.	2,14	1,71	1,31	1,83
Dens. ciano. pot. tóx.	3,28	1,74	1,31	2,82

O padrão de coeficientes de variação maiores no verão e na primavera do que no outono e no inverno pode ser um indicador de quais variáveis são mais influenciadas pelas alterações sazonais da dinâmica do reservatório. Esse padrão se verificou para as variáveis destacadas em negrito na Tabela 3: temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, densidade de fitoplâncton, densidade de cianobactérias e densidade de cianobactérias potencialmente tóxicas.

Para mais da metade das variáveis avaliadas, o menor coeficiente de variação ocorreu no inverno e para outras seis variáveis, o coeficiente do inverno foi o segundo menor. Isso reafirma a ocorrência de circulação das camadas de água nesse período.

Método B: Percentuais de diferença das medianas

Foi calculado o percentual de diferença entre as medianas de cada profundidade (Tabela 4), dado pela diferença entre as medianas da profundidade I e da profundidade II dividida pela mediana máxima entre as duas profundidades. Os percentuais maiores indicam que ocorreu maior diferença entre as camadas. Os resultados negativos significam que a variável decresceu com o aumento da profundidade, enquanto os valores positivos mostram o contrário.

Tabela 4 – Percentuais de diferença entre as medianas profundidades I e II

Variável	Verão	Outono	Inverno	Primavera
OD	-95	-39	-34	-84
pH	-17	-7	-5	-13
Condutividade	6	5	-2	2
Temperatura	-23	-6	-17	-18
Fósforo total	10	0	0	40
Nitrogênio total	16	-16	-50	-30
Nitrogênio amoniacal	11	43	10	0
Nitrato	74	-5	23	53
Nitrito	0	0	0	0
Nitrogênio inorgânico	55	21	24	47
Sólidos totais	9	11	6	9
Turbidez	51	20	9	40
DBO	0	0	0	0
DQO	4	-21	-24	1
Dens. fito.	-96	-29	-43	-81
Dens. ciano.	-98	-44	-90	-84
Dens. ciano. pot. tóx.	-94	-84	-87	-61

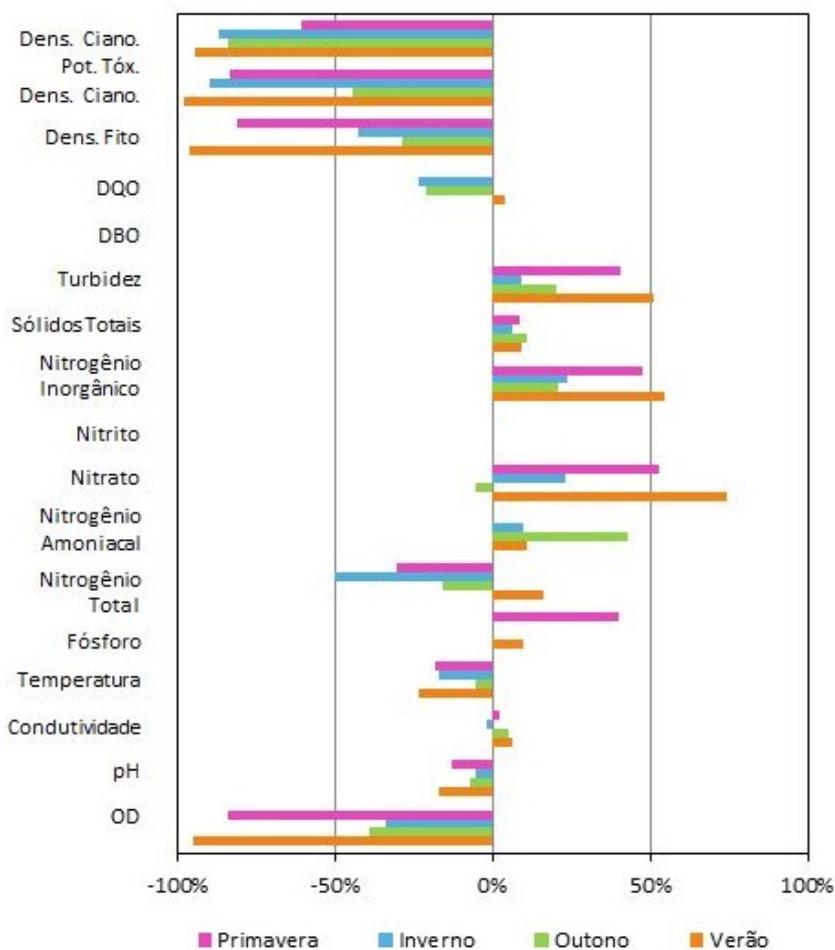


Figura 15 – Percentuais de diferença das medianas entre as profundidades I e II

Os valores destacados em negrito na Tabela 3 são os que seguem o padrão de maiores diferenças (em módulo) entre as profundidades nos meses quentes do que nos meses frios. Este padrão foi verificado para as variáveis oxigênio dissolvido, pH, temperatura da água, fósforo, nitrato, nitrogênio inorgânico, turbidez e densidade de fitoplâncton.

A Figura 15 demonstra visualmente a magnitude desses percentuais. As variáveis com maior diferença entre as camadas foram o oxigênio dissolvido, nitrato, nitrogênio inorgânico, turbidez, densidade de fitoplâncton, densidade de cianobactérias e densidade de cianobactérias potencialmente tóxicas.

Método C: Teste de permutação

Com o teste de permutação, buscou-se verificar se as diferenças entre os resultados das medianas das profundidades I e II são estatisticamente significativas para cada variável. Os p-valores resultantes estão dispostos na Tabela 5. Os resultados em negrito são os que indicam diferença estatística entre as profundidades ao nível de significância de 5%.

Tabela 5 – p-valores do teste de permutação

Variável	Verão	Outono	Inverno	Primavera
OD	0,0001	0,0552	0,0001	0,0001
pH	0,0001	0,0190	0,0016	0,0001
Condutividade	0,1424	0,5089	0,4977	0,2948
Temperatura	0,0001	0,0076	0,0017	0,0001
Fósforo total	0,3855	0,4765	0,4647	0,1759
Nitrogênio total	0,3173	0,4142	0,3930	0,4924
Nitrogênio amoniacal	0,1192	0,1948	0,3980	0,3235
Nitrito	1,0000	1,0000	0,4163	1,0000
Nitrato	0,3046	0,4740	0,2764	0,2138
Nitrogênio inorgânico	0,1502	0,3411	0,2683	0,2117
Sólidos totais	0,0228	0,2504	0,2004	0,3637
Turbidez	0,0332	0,0868	0,3113	0,0365
DBO	0,4821	0,3173	0,4943	0,4492
DQO	0,2589	0,2941	0,0821	0,2485
Dens. fito.	0,1851	0,0421	0,0074	0,2346
Dens. ciano.	0,2258	0,0690	0,0109	0,2644
Dens. ciano. pot. tóx.	0,2559	0,4940	0,0230	0,4076

O teste indicou que, para a variável oxigênio dissolvido, a hipótese de igualdade foi rejeitada no verão, inverno e primavera. No outono, a hipótese de igualdade foi aceita. A hipótese de igualdade foi rejeitada para as variáveis pH e temperatura da água em todas as estações, o que indica que estas variáveis são mais sensíveis à profundidade durante todo o ano.

As variáveis condutividade, fósforo total, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, nitrogênio inorgânico total, DBO e DQO não demonstraram ter diferenças significativas entre as profundidades, possivelmente por se tratar de um reservatório com baixas concentrações de nutrientes e matéria orgânica, pois se situaram próximas ao limite de quantificação.

A variável sólidos totais demonstrou diferença entre as profundidades no verão, possivelmente devido à estratificação do reservatório nessa época, enquanto a turbidez seguiu precisamente o padrão de circulação nas estações frias e estratificação nas quentes.

Em relação à densidade de fitoplâncton, o teste detectou as diferenças entre as profundidades no outono e no inverno. No entanto, devido à maior variabilidade das séries no verão e na primavera, não houve indicação de estratificação nessas épocas, embora seja possível observar graficamente e pela diferença de medianas que esta variável acompanha as tendências de estratificação do reservatório.

As variáveis densidade de cianobactérias e densidade de cianobactérias potencialmente tóxicas sofreram o mesmo efeito observado na densidade de fitoplâncton. Devido ao alto coeficiente de variação dos parâmetros biológicos, o teste detectou diferença apenas no inverno. Portanto, para estas variáveis, as tendências sazonais devem ser observadas pelo método dos coeficientes de variação e dos percentuais de diferença da mediana.

Nem todas as diferenças vistas graficamente puderam ser detectadas como significativas pelo teste de permutação, visto que cada estação do ano possui de 10 a 12 observações. Para um teste de permutação, este número pode ser considerado pequeno e pode acarretar em maior dificuldade de rejeição da hipótese. Além disso, os altos coeficientes de variação fizeram com que as séries de dados se sobreponham e não seja possível detectar a diferença, sendo necessário observar as diferenças entre as medianas.

Síntese dos resultados

As variáveis que demonstraram acompanhar as tendências de estratificação do reservatório na primavera e no verão foram: temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, turbidez, fósforo total, nitrato, nitrogênio inorgânico e densidade de fitoplâncton. As quatro primeiras citadas, entretanto, foram apontadas como as que tem diferença significativa pelo teste de permutação.

As variáveis que se destacaram pela estratificação mais elevada apenas no verão foram: condutividade elétrica, nitrogênio total, sólidos totais, densidade de cianobactérias e densidade de cianobactérias potencialmente tóxicas. Entre essas, a única que demonstrou diferença significativa pelo teste de permutação foi sólidos totais.

As variáveis nitrogênio amoniacal, nitrito, DBO e DQO não acompanharam as tendências de estratificação das demais variáveis.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O reservatório Vossoroca apresentou, em geral, estratificação térmica e química nos meses quentes e circulação nos meses frios. As variáveis que acompanharam a estratificação do reservatório no verão e na primavera foram: temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, turbidez, fósforo total, nitrato, nitrogênio inorgânico e densidade de fitoplâncton. Já as variáveis condutividade, nitrogênio total, sólidos totais, densidade de cianobactérias e densidade de cianobactérias potencialmente tóxicas apresentaram diferença mais pronunciada entre as profundidades de coleta apenas no verão.

Foi possível perceber que, em diversos casos, o teste de permutação não foi adequado para identificar as estações do ano em que os parâmetros têm estratificação mais acentuada, especialmente nas situações nas quais os coeficientes de variação eram mais elevados, como no caso das densidades de fitoplâncton e cianobactérias. Nesses casos, a estratificação é observada nos gráficos tipo *box plot profile*, quantificada pelo método de diferenças percentuais entre as medianas e respaldada pela literatura.

Becker et al. (2019) calcularam o IQAR a partir da mesma série histórica e foi constatado que durante todo o período estudado, o IQAR resultou entre 2,5 e 4,5. Estes valores designam as classes III e IV, “moderadamente degradado” e “criticamente degradado ou poluído”, respectivamente. Os autores verificaram que em 66% do período avaliado, o IQAR resultou na classe III e no restante do período na classe IV. O referido estudo também constatou que no verão e primavera, quando ocorre a estratificação, a mediana dos índices aumentou, indicando maior degradação do reservatório.

Entretanto, por meio da comparação com os limites da Resolução CONAMA nº 357/2005, foi verificado que, em geral, o reservatório estudado apresentou boa qualidade da água, situação compatível com o ambiente de mata preservada e contribuições autóctones no qual se insere. A identificação desta realidade foi possível por conta análise descritiva dos dados de qualidade da água, por meio de gráficos do tipo *box plot profile*, que se mostraram importantes ferramentas para a compreensão da dinâmica térmica e química de reservatórios, com potencial uso para a gestão de recursos hídricos.

AGRADECIMENTOS

Companhia Paranaense de Energia (COPEL), Lactec - Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

REFERÊNCIAS

- Agência Nacional de Águas – ANA. (2018). *Unidade 2: Qualidade de água em reservatórios*. Brasília: ANA. Recuperado em 19 de março de 2018, de <https://capacitacao.ead.unesp.br/dspace/handle/ana/74>
- Arruda, N. M. B. (2014). *Avaliação de variáveis de qualidade de água dos reservatórios das usinas hidrelétricas de Foz do Areia, Segredo e Caxias, como instrumento de gestão de bacias hidrográficas*. (Tese de doutorado). Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 249 p.
- Arruda, N. M. B., Sieciechowicz, M. S. F., Pires, G. R. M., Silveira, L. U., Miranda, T. L. G., Müller, I. I., & Fedalto, G. (2013). Qualidade de Água de Pequenas Centrais Hidrelétricas: Estudo de Caso PCH Melissa, Paraná. In *Anais do XX SBRH*. Bento Gonçalves: SBRH.
- Becker, A. C. C., Sieciechowicz, M. S. F., & Fernandes, C. V. S. (2019). Representatividade do Índice de Qualidade de Água em Reservatórios (IQAR): Estudo de Caso do Reservatório Vossoroca, PR. In *Anais do XXIII SBRH*. Foz do Iguaçu: SBRH.
- Bernardo, J. W. Y. (2013). *Interpretation and applicability of residence time in reservoirs* (Dissertação de mestrado). Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Bouslah, S., Djemili, L., & Houichi, L. (2017). Water quality index assessment of Koudiat Medouar Reservoir, northeast Algeria using weighted arithmetic index method. *Journal of Water and Land Development*, 35(1). Recuperado em 29 de janeiro de 2018, de <http://www.degruyter.com/view/j/jwld.2017.35.issue-1/jwld-2017-0087/jwld-2017-0087.xml>
- Brasil. Agência Nacional de Águas (ANA). Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL). (2010, 20 de outubro). Resolução Conjunta nº 3, de 10 de agosto de 2010. Estabelecer as condições e os procedimentos a serem observados pelos concessionários e autorizados de geração de energia hidrelétrica para a instalação, operação e manutenção de estações hidrométricas visando ao monitoramento pluviométrico, limnimétrico, fluviométrico, sedimentométrico e de qualidade da água associado a aproveitamentos hidrelétricos, e dar outras providências. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). (2005, 18 de março). 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. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília.
- Brassac, N. M., Prestes, E. C., Miranda, T. L. G., Ludwig, T. A. V., Tremarin, P. I., Müller, I. I., & Pereira, P. S. Ocorrência de Florações em Reservatórios Hidrelétricos: O caso da UHE Foz do Areia. In *Anais do XVIII SBRH*. Campo Grande, 2009.
- Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes 1. *Limnology and Oceanography*, 22(2), 361-369.
- Castilla-Hernández, P., Torres-Alvarado, M. R., Herrera-San Luis, J. A., & Cruz-Lopez, N. (2014). Water quality of a reservoir and its major tributary located in east-central Mexico. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11(6), 6119-6135.
- COPEL; (2009). [Mensagem Pessoal]. Mensagem recebida por: <n.brassac@lactec.org.br>.
- COPEL. (1999). *Relatório Ambiental - Usina Hidrelétrica Chaminé*. Curitiba: COPEL
- CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. (2013). A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI_{tr}). *Ecological Engineering*, 60, 126-134. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.058>
- Davies, J.-M. (2006). Application and Tests of the Canadian Water Quality Index for Assessing Changes in Water Quality in Lakes and Rivers of Central North America. *Lake and Reservoir Management*, 22(4), 308-320. Recuperado em 28 de janeiro de 2018, de <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/07438140609354365>
- Esteves, F. A. (1998). *Fundamentos de limnologia*. São Paulo: Interciencia.
- França, M. S. (2009). *Análise estatística multivariada dos dados de monitoramento de qualidade de água da Bacia do Alto Iguaçu: uma ferramenta para a gestão de recursos hídricos* (Dissertação de mestrado). Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 166 p.

- Fundação Nacional da Saúde – FUNASA. (2014). *Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS*. Brasília: FUNASA.
- Good, P. (2013). *Permutation tests: A practical guide to resampling methods for testing hypotheses*. Berlin: Springer Science & Business Media.
- Green, B. W. R., Robertson, D. M., Wilde, F. D., Jewell, S., & Survey, U. S. G. (2015). Lakes and reservoirs: Guidelines for Study Design and Sampling. National Field Manual for the Collection of Water-Quality Data Chapter. Reston, Virginia: U.S. Department of the Interior; U.S. Geological Survey.
- Gupta, M. (2014). *A new trophic state index for lagoons*. *Journal of Ecosystems*, 2014, 1-8.
- Habets, F., Molénat, J., Carluer, N., Douez, O., & Leenhardt, D. (2018). The cumulative impacts of small reservoirs on hydrology: A review. *The Science of the Total Environment*, 643, 850-867.
- Hou, W., Sun, S., Wang, M., Li, X., Zhang, N., Xin, X., Sun, L., Li, W., & Jia, R. (2016). Assessing water quality of five typical reservoirs in lower reaches of Yellow River, China: using a water quality index method. *Ecological Indicators*, 61, 309-316.
- Instituto Ambiental do Paraná – IAP. Secretaria do Estado do Meio Ambiente do Paraná (1996). *Coletânea de Legislação Ambiental, PR-P-019/92* (2. ed.). Curitiba: IAP/GTZ.
- Instituto Ambiental do Paraná – IAP. (2017) Secretaria do Estado do Meio Ambiente do Paraná. *Qualidade das Águas dos Reservatórios do Estado do Paraná*. Curitiba: IAP. Recuperado em 14 de junho de 2020, de http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Qualidade_das_aguas/Relatoriofinal.pdf
- Institutos Lactec. (2016). *Relatório Anual do Automonitoramento da Qualidade das Águas Superficiais do Rio São João e Reservatórios do Complexo Hidrelétrico de Chaminé. Ciclo 2015*. Curitiba: Lactec.
- Institutos Lactec. (2017). *Relatório Anual do Automonitoramento da Qualidade das Águas Superficiais do Rio São João e Reservatórios do Complexo Hidrelétrico de Chaminé. Ciclo 2016*. Curitiba: Lactec.
- Jørgensen, S. E., & Vollenweider, R. A. (1989). *Principles of lake management*. Otsu: International Lake Environment Committee, United Nations Environment Program.
- Lobato, T. C., Hauser-Davis, R. A., Oliveira, T. F., Silveira, A. M., Silva, H. A. N., Tavares, M. R. M., & Saraiva, A. C. F. (2015). Construction of a novel water quality index and quality indicator for reservoir water quality evaluation: A case study in the Amazon region. *Journal of Hydrology*, 522, 674-683. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.01.021>
- Männich, M. (2013). *Estimativa de emissões de gases de efeito estufa em reservatórios e lagos – contribuições para o monitoramento e modelagem 1D – vertical* (Tese de doutorado). Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- MAMUN, K.-G. A. (2017). Major nutrients and chlorophyll dynamics in Korean agricultural reservoirs along with an analysis of trophic state index deviation. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, 10(2), 183-191. <http://dx.doi.org/10.1016/j.japb.2017.04.001>.
- Maymandi, N., Kerachian, R., & Nikoo, M. R. (2018). Optimal spatio-temporal design of water quality monitoring networks for reservoirs: Application of the concept of value of information. *Journal of Hydrology*, 558, 328-340.
- Miranda, T. L. G., Brassac, N. M., Prestes, E. C., Müller, I. I., & Pereira, P. S. (2009). Estudo dos Processos de Estratificação em Grandes Reservatórios da Bacia do Rio Iguaçu. In *Anais do XVIII SBRH*. Campo Grande: SBRH.
- Mhlongo, S., Mativenga, P. T., & Marnewick, A. (2018). Water quality in a mining and water-stressed region. *Journal of Cleaner Production*, 171, 446-456.
- Naveedullah, N., Hashmi, M. Z., Yu, C., Shen, C., Muhammad, N., Shen, H., & Chen, Y. (2016). Water quality characterization of the siling reservoir (Zhejiang, China) Using Water Quality Index. *Clean - Soil, Air, Water (Basel)*, 44(5), 553-562.
- Pimenta, A. M., Albertoni, E. F., & Palma-Silva, C. (2012). Characterization of water quality in a small hydropower plant reservoir in southern Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 17(4), 243-251. <http://doi.wiley.com/10.1111/lre.12007>
- Polli, B. A. (2014). *Modelagem 1D do fluxo vertical de calor em corpos de água horizontalmente homogêneos* (Dissertação de mestrado). Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Prestes, E. C., Miranda, T. L. G., Brassac, N. M., Müller, I. I., & Pereira, P. S. (2009). Avaliação de Cargas Efluentes ao Reservatório de Foz do Areia nas Bacias dos Rios Jangada e Palmital. In *Anais do XVIII SBRH*. Campo Grande.

- Rubio-Arias, H., Contreras-Caraveo, M., Quintana, R. M., Saucedo-Teran, R. A., & Pinales-Munguia, A. (2012). An overall water quality index (WQI) for a man-made aquatic reservoir in Mexico. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 9(5), 1687-1698.
- Santos, I., Heinz, D. F., Sugai, M. R., Buba, H., Kishi, R. T., Marone, E., & Laurent, L. F. (2001). *Hidrometria aplicada* (372 p.). Curitiba: Lactec.
- Sieciechowicz, M. S. F., Brassac, N. M., Pires, G. R. M., Silveira, L. U., Miranda, T. L. G., & Müller, I. I. (2011). Avaliação da Qualidade da Água do Reservatório da UHE Pitangui (PR) Através de Técnicas Estatísticas Multivariadas. In *Anais do XIX SBRH*. Maceió.
- Sieciechowicz, M. S. F., Mühlenhoff, A. P., Arruda, N. M. B., Pires, G. R. M., Silveira, L. U., Miranda, T. L. G., Müller, I. I., & Fedalto, G. (2013). Estudo Comparativo de Vazões Visando o Atendimento dos Limites de Enquadramento da Resolução CONAMA 357/05. In *Anais do XX SBRH*. Bento Gonçalves.
- Silveira, L. U., Oliveira, A. P. F., Pires, G. R. M., Sieciechowicz, M. S. F., Arruda, N. M. B., Miranda, T. L. G., Müller, I. I., Giordani, S., & Fedalto, G. (2013). Utilização do Microcrustáceo Ceriodaphnia dubia e as Implicações no Cálculo do Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA) - Estudo de Caso UHE Colíder. In *Anais do XX SBRH*. Bento Gonçalves.
- Schmutz, S., & Sendzimir, J. (2018). *Riverine ecosystem management: Science for governing towards a sustainable future*. Amsterdam: Springer Open.
- Suderhsa. (2007). Plano da Bacia do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira. In SUDERHSA. *Capítulo 5. A Expansão Urbana e a Evolução dos Sistemas de Recursos Hídricos*. Curitiba: SUDERHSA. Recuperado em 05 de junho de 2018, de http://www.recursoshidricos.pr.gov.br/arquivos/File/COALIAR/Publicacoes/plano_de_bacias/cap05_expansao_urbana.pdf
- Tancon, A. C., Gouveia, C. D., Silva, J. H. G. S., Brassac, N. M., Miranda, T. L. G., & Prestes, E. C. (2009). Avaliação de Qualidade de Água na Região de UHE Apucarantina no Reservatório de Fiú: Análise Temporal. In *Anais do XVIII SBRH*. Campo Grande.
- Tundisi, J. G., & Tundisi, T. M. (2012). *Limnology*. São Paulo: CRC Press.
- Universidade de São Paulo – USP. (2020). *Portal de Ecologia Aquática: Represas do Brasil*. Retrieved in 2020, May 26, from http://ecologia.ib.usp.br/portal/index.php?option=com_content&view=article&id=73&Itemid=416
- Vinçon-Leite, B., & Casenave, C. (2019). Modelling eutrophication in lake ecosystems: A review. *The Science of the Total Environment*, 651, 2985-3001.
- Von Sperling, M. (2007). *Estudos da modelagem da qualidade da água em rios*. Belo Horizonte. UFMG, 7, 453.
- Wetzel, R. G., & Likens, G. E. (1991). *Limnological Analyses* (2. ed.). New York: Springer.
- Yogendra, K., & Puttaiah, E. T. (2008). Determination of Water Quality Index and Suitability of an Urban Waterbody in Shimoga Town, Karnataka. In *Proceedings of Taal 2007: The 12th World Lake Conference* (pp. 342-346). Jaipur, India.

Contribuição dos autores

Ana Carolina Canossa Becker: Cálculos, gráficos, interpretação e descrição dos resultados.

Marianne Schaefer França Sieciechowicz: Orientação e revisão do texto

Cristovão Vicente Scapulatempo Fernandes: Orientação e revisão do texto

Nicole Machuca Brassac de Arruda: Orientação e revisão do texto

Alcides Conte Neto: Orientação na análise estatística inferencial e na programação dos gráficos