



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITÉCNICA

**ANÁLISE DOS FATORES AMBIENTAIS INDUTORES E PREDIÇÃO DA
OCORRÊNCIA DE FLORAÇÕES DE CIANOBACTÉRIAS EM MANANCIAL PARA
ABASTECIMENTO HUMANO: UM ESTUDO NO RIO JOANES-BA**

Aline Almeida de Jesus Magalhães

Salvador
2018



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITÉCNICA

**ANÁLISE DOS FATORES AMBIENTAIS INDUTORES E PREDIÇÃO DA
OCORRÊNCIA DE FLORAÇÕES DE CIANOBACTÉRIAS EM MANANCIAL PARA
ABASTECIMENTO HUMANO: UM ESTUDO NO RIO JOANES-BA**

Aline Almeida de Jesus Magalhães

Dissertação apresentada a Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Meio Ambiente, Águas e Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Lafayette Dantas da Luz

Coorientador: Prof. Dr. Terencio R. de Aguiar Junior

Salvador
2018

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema Universitário de Bibliotecas (SIBI/UFBA),
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Magalhães, Aline Almeida de Jesus

Análise dos fatores ambientais indutores e predição da ocorrência de florações de cianobactérias em manancial para abastecimento humano: um estudo no Rio Joanes-Ba / Aline Almeida de Jesus Magalhães. -- Salvador, 2018.

171 f. : il

Orientador: Lafayette Dantas da Luz.

Coorientador: Terencio Rebello de Aguiar Junior.

Dissertação (Mestrado - Meio Ambiente, Águas e Saneamento (MAASA)) -- Universidade Federal da Bahia, Escola Politécnica, 2018.

1. Aphanocapsa. 2. Microcystis. 3. Modelo Linear Generalizado. 4. Cianotoxina. 5. Remediador. I. Luz, Lafayette Dantas da. II. Junior, Terencio Rebello de Aguiar . III. Título.

Aline Almeida de Jesus Magalhães

ANÁLISE DOS FATORES AMBIENTAIS INDUTORES E PREDIÇÃO DA OCORRÊNCIA DE FLORAÇÕES DE CIANOBACTÉRIAS EM MANANCIAL PARA ABASTECIMENTO HUMANO: UM ESTUDO NO RIO JOANES-BA


Dissertação submetida à Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia (UFBA) como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Meio Ambiente, Águas e Saneamento.

Salvador, 28 de junho de 2018

Banca examinadora:



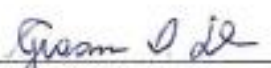
Prof. Dr. Lafayette Dantas da Luz (Orientador)




Prof. Dr. Terencio Rebelo de Aguiar Junior (Coorientador)



Profa. Dra. Vânia Palmeira Campos (Examinadora interna)



Profa. Dra. Giovana Oliveira Silva (Examinadora externa)



Prof. Dr. Doriedson Ferreira Gomes (Examinador externo)

Aos meus amados pais, Gildásio e Angelina, por todo sacrifício, carinho e amor incondicional, colocando sempre minha formação acadêmica como prioridade.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, minha profunda gratidão a Deus, meu refúgio e fortaleza, por me conceder força, coragem e paz de espírito para continuar firme e forte nesta caminhada. O sucesso da conclusão de mais uma etapa da minha vida só foi possível graças a minha fé na inteligência suprema!

Sou imensamente grata aos meus pais, Gildásio e Angelina, e aos meus irmãos, Kinho, Gel e Andréa, amores da minha vida, por terem sido meu amparo e porto seguro nos momentos mais difíceis dessa caminhada! Amo profundamente vocês!

Agradeço intensamente ao Professor Lafayette Dantas pelo desafio da orientação, por ter acreditado em meu potencial, pela força, apoio e, sobretudo, preocupação com o progresso do trabalho. Sua contribuição foi fundamental para a concretização deste trabalho!

Ao Professor Terencio Junior, minha sincera gratidão pela orientação, confiança, apoio, valiosos ensinamentos sobre produção de artigos científicos e preciosas contribuições na realização deste trabalho. Muito Obrigada!

À Professora Iara Brandão, por ter sanado minhas inúmeras dúvidas com tanta paciência e acima de tudo por ter me dado coragem e motivação!

À Professora Márcia Marinho pela preciosa ajuda no direcionamento metodológico do trabalho, pelas palavras doces e de encorajamento!

Aos demais Professores do Departamento de Engenharia Ambiental, em especial aos Professores José Maurício Fiuza, Patrícia Borja e Severino, por ter me apoiado e me ensinado nesses anos de intenso trabalho, descobertas e crescimento!

Agradeço intensamente aos Professores da banca avaliadora, Doriedson Ferreira, Giovana Oliveira e Vânia Palmeira, pelas preciosas contribuições, considerações e sugestões que foram fundamentais para o aprimoramento do trabalho. Muito Obrigada!

Ao amigo Antônio Lima pela amizade, palavras de carinho e por ser tão solidário em ajudar a todos! Obrigada por tudo!

À toda equipe do Instituto de Matemática e Estatística (IME) da UFBA, em especial as professoras Lizandra e Giovana Oliveira por terem me dado direcionamento acadêmico e sanados tantas das minhas dúvidas de estatística! Minha gratidão!

Aos queridos amigos e colegas do IME/UFBA, Adriano Ferreira, Cláudia Batista, Mary Andrade e, em especial, Jairo Lordelo, minha profunda gratidão pela preciosa ajuda, força, motivação e por ter me acolhido com tanto carinho na sala dos mestrados.

Ao colega Adelmo Aguiar por ter me concedido uma grande ajuda e apoio nas análises estatísticas iniciais e por ter me ensinado os primeiros passos do R!

Ao colega Tarssio por ter tanto sanado minhas dúvidas de R!

Agradeço intensamente à Empresa Baiana de Águas e Saneamento, em especial Evanildo Pereira, Acácia Aragão e Fabrício Aleluia, pelo imenso apoio, confiança e disponibilização de dados e informações sem os quais a realização deste trabalho não seria possível. Minha profunda gratidão!

Ao Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, meus sinceros agradecimentos, em especial, a Héraclio Alves, Hérica Coelho, Eduardo Topázio e Geneci Braz, pelo apoio e disponibilidade de dados e informações tão prontamente! Muito Obrigada!

À querida amiga Valéria Oliveira pela amizade sincera, orações e sábios ensinamentos, pelos quais sou profundamente grata!

Agradeço de coração a Ramai por todo companheirismo, paciência, carinho e amor, sem os quais o fim dessa jornada séria ainda mais árdua!

À Martinha e Marizete por sempre torcer pelo meu sucesso, dando-me palavras de carinho, confiança e motivação quando mais precisei!

Agradeço a todos que, diretamente ou indiretamente, contribuíram para minha formação e para a realização deste trabalho.

“Não há maior sinal de loucura do que fazer a mesma coisa repetidamente esperar a cada vez um resultado diferente”
(Albert Einstein).

“Comece fazendo o que é necessário, depois o que é possível, e de repente você estará fazendo o impossível”
(Autor desconhecido).

“Todo produto da genialidade deve ser um produto do entusiasmo.”
(Benjamin Disraeli).

AUTORIZAÇÃO

Autorizo a reprodução e/ou divulgação total ou parcial da presente obra, por qualquer meio convencional ou eletrônico, desde que citada a fonte.

Nome do Autor: Aline Almeida de Jesus Magalhães

Assinatura do autor: Aline Almeida de J. Magalhães

Instituição: Universidade Federal da Bahia

Local: Salvador, BA

Endereço: Rua Aristides Novis, 02 - 4º andar, Federação - Salvador-BA

CEP. 40210-630

E-mail: eng.alineajm@gmail.com

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Bacia Hidrográfica do Joanes e Estações de Monitoramento	52
Figura 2 – Distribuição das densidades diárias de cianobactérias nas estações de monitoramento situadas na bacia do Rio Joanes no período de jan/2006 a out/2017. (1) Limite resolução Conama 357/05 para água doce – Classe 2 (<50.000 cel mL ⁻¹)	65
Figura 3 – Concentração diárias de cianobactérias (Cel mL ⁻¹) no reservatório Joanes I, período jan/2006 a out/2017. (A) Amostra total (N = 360 observações); (B) Sem floração (densidade < 50.000 cel mL ⁻¹) com N = 122 observações; (C) Com floração (densidade ≥ 50.000 cel mL ⁻¹) com N = 237 observações	67
Figura 4 - Concentrações médias mensais de cianobactérias no reservatório Joanes I, no período de jan./2006 a out./2017. Círculo vermelho: observação extrema e chaves invertidas: meses mais críticos	68
Figura 5 - Concentrações máximas, médias e mínimas mensais de cianobactérias dos anos de 2006 a 2017 no reservatório Joanes I. (1) Nível de alerta 2 definido por Chorus e Bartram (1999).....	69
Figura 6 – Valores médios mensais de IET e de cianobactérias no reservatório Joanes I, período Jan/2006 a out/2017	70
Figura 7 - Concentrações diárias dos parâmetros físico-químicos e químicos em comparação com a legislação ambiental no reservatório Joanes I, no período de jan/2006 a out/2017.....	74
Figura 8 – Valores médios mensais de temperatura da água no epilímnio, metalímnio e hipolímnio do reservatório da barragem Joanes I, no período de jan. a dez./2015.	75
Figura 9 - Concentrações dos elementos traço em comparação com a legislação ambiental no reservatório Joanes I, no período jan/2006 a out/2017.....	78
Figura 10 – Distribuição dos valores diários dos parâmetros meteorológicos/hidráulico, período de Jan/2006 a out/2017	80
Figura 11 – Série histórica dos totais mensais de insolação (horas) e dos máximos, médios e mínimos mensais de temperatura do ar (°C) na bacia Joanes no período Jan/2006 a Out/2017	81

Figura 12 – Série histórica das cotas médias mensais (m) e dos totais mensais de precipitação (mm) no reservatório da barragem Joanes I no período Jan/2006 a Out/2017. seta vermelho: tempo de residência da água mais longo do período.....	82
Figura 13 – Distribuições dos totais mensais de precipitação (A) e dos valores médios mensais de cota do nível d'água da barragem Joanes I (B) no período de jan/2006 a out/2018.....	84
Figura 14 – Variação do total de precipitação nos períodos de estiagem e chuvoso na bacia do Rio Joanes nos anos de 2006 a 2016.....	85
Figura 15 – Distribuição dos valores de cianobactérias nos meses de estiagem e chuvoso no reservatório Joanes I, no período de Jan/2006 a Out/2017	86
Figura 16 – Variação das medianas de cianobactérias nos períodos chuvoso e de estiagem no reservatório Joanes I nos anos de 2006 a 2016	86
Figura 17 - Variação das medianas de cianobactérias nos períodos sem extravasamento (cota \leq 16 m) e com extravasamento (cota $>$ 16 m) nos anos de 2006 a 2017 no reservatório Joanes I	87
Figura 18 – Fotografias de algumas espécies identificadas no reservatório Janes I em 28 de fevereiro d 2018, (a) <i>Microcystis novacekii</i> ; (b) <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> ; (c) <i>Merismopedia tenuissima</i> ; (d) <i>Aphanocapsa delicatissima</i>	89
Figura 19 – Densidades dos gêneros de cianobactérias (Cels mL ⁻¹) ao longo dos meses do período de investigação (2011-2017)	92
Figura 20 – Relações entre as densidade dos gêneros abundantes, <i>Microcystis</i> , <i>Aphanocapsa</i> e <i>Cylindrospermopsis</i> , e as concentrações das cianotoxinas: microcistina em (a); cilindrospermopsina em (b); e, saxitoxina em (c), no reservatório Joanes I durante out/2011 a out/2017. Os valores das observações de cianotoxinas abaixo dos LDs encontram-se no gráfico	94
Figura 21 - Distribuição das frequências das densidades do gênero <i>Microcystis</i> à esquerda e, função de autocorrelação das densidades do gênero <i>Microcystis</i> à direita, no reservatório Joanes I no período de out/2011 a out/2017	97
Figura 22 - Distribuição das frequências das densidades do gênero <i>Aphanocapsa</i> à esquerda e, função de autocorrelação das densidades do gênero <i>Aphanocapsa</i> à direita, no reservatório Joanes I no período de out/2011 a out/2017	98
Figura 23 - Relação entre as densidades dos gêneros <i>Microcystis</i> e <i>Aphanocapsa</i> (escala de cinza) e dos parâmetros ambientais, precipitação (mm) (a); cota do nível d'água (m) (b); P total (mg L ⁻¹) (c); Al dissolvido (mg L ⁻¹) (d); sulfato (mg L ⁻¹) (e),	

medidos na superfície da água do reservatório Joanes I no período de out/2011 a out/2017	100
Figura 24 - Análise residual do MLGs binomial negativo para o gênero <i>Microcystis</i> (AICc = 1047; BIC=1056; R ² =0,61) e <i>Aphanocapsa</i> (AICc=339; BIC=328; R ² =0,63). (a) Distribuição dos resíduos em torno do 0; (b) Distribuição dos resíduos dos valores ajustados em torno da linha sólida (melhor ajuste do modelo); (c) Quantil-quantil da Normal	104
Figura 25 - Densidade diária de <i>Microcystis</i> (a) e <i>Aphanocapsa</i> (b), valores diários de P total (c) e turbidez (d), ao longo do epilimínio, metalímnio e hipolímnio, durante o monitoramento realizado em 2015 no reservatório Joanes I.....	105
Figura 26 – Distribuição das frequências das densidades totais de cianobactérias à esquerda e, função de autocorrelação das densidades totais de cianobactérias à direita, no reservatório Joanes I no período de jan/2006 a out/2017.....	107
Figura 27 – Distribuições das concentrações da variável resposta e das preditoras selecionadas no reservatório Joanes I no período de jan/2006 a out/2017	108
Figura 28 – Análise dos resíduos do modelo preditivo 16 com distribuição de <i>Poisson</i> (AICc = 1.481.315, BIC = 1.481.309 e R ² = 0,51). (a) Distribuição dos resíduos em torno do 0; (b) Distribuição dos resíduos dos valores ajustados em torno da linha sólida (melhor ajuste do modelo); (c) Influência segunda a medida h; (d) Índice de Alavanca; (e) Influência segunda a distância de Cook; (f) Quantil-quantil da Normal	112
Figura 29 - Análise dos resíduos do modelo preditivo 10 com distribuição de Binomial Negativa (AICc = 941,53, BIC = 948,39 e R ² = 0,313). (a) Distribuição dos resíduos em torno do 0; (b) Distribuição dos resíduos dos valores ajustados em torno da linha sólida (melhor ajuste do modelo); (c) Influência segunda a medida h; (d) Índice de Alavanca; (e) Influência segunda a distância de Cook; (f) Quantil-quantil da Normal.....	118
Figura 30 – Análise dos resíduos do modelo preditivo 12 com distribuição Binomial (AICc = 32,18; BIC = 36,95 e R ² = 0,47). (a) Distribuição dos resíduos em torno do 0; (b) Distribuição dos resíduos dos valores ajustados em torno da linha sólida (melhor ajuste do modelo); (c) Influência segunda a medida h; (d) Índice de Alavanca; (e) Influência segunda a distância de Cook; (f) Quantil-quantil da Normal	122
Figura 31 – Relação entre os valores ajustados de cada covariável do modelo de regressão logística 12 e a variável resposta binária (floração/não floração). Eixo x	

corresponde a faixa de valores das observações das covariáveis. Eixo y corresponde a variável resposta (Floração/Não floração). Linha contínua representa o ajuste da covariável na predição da ocorrência de floração/não floração e linha tracejada representa a linha de melhor ajuste da predição.....126

Figura 32 – Ocupação irregular (a), (b); Proximidade do reservatório da Barragem Joanes I (c), (d), (d); Banco de macrófita (Prainha), a montante do reservatório (f) (fotografias por A. A. J. Magalhães em Fev/2018) 166

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Análise da conformidade da concentração de cianobactérias com os padrões da legislação ambiental dos diferentes países no reservatório da barragem Joanes I no período jan/2006 a out/2017	66
Tabela 2 - Análise da conformidade dos parâmetros físico-químicos e químicos com os padrões da legislação dos diferentes países no reservatório Joanes I no período de jan/2006 a out/2017. Parâmetros em negrito estão fora de conformidade	72
Tabela 3 – Análise da conformidade dos elementos traço com os padrões da legislação ambiental dos diferentes países no reservatório Joanes I no período de jan/2006 a out/2017. Parâmetros em negrito estão fora de conformidade	76
Tabela 4 – Análise descritiva das observações diárias dos parâmetros meteorológicos/hidráulico no período jan./2006 a out./2017	79
Tabela 5 - A lista dos gêneros mais frequentes no reservatório Joanes I, indicando o número de observações (N), densidade máxima e média, percentagens de abundância e ocorrência em relação a densidade total de cianobactéria no período de outubro de 2011 a outubro de 2017	89
Tabela 6 - Resultado da estatística descritiva das variáveis ambientais da modelagem dos gêneros dominantes no reservatório Joanes I no período de out/2011 a out/2017	96
Tabela 7 – Resultados dos MLGs com distribuição binomial negativa para a densidade dos gêneros <i>Microcystis</i> e <i>Aphanocapsa</i> (cel mL^{-1}), no reservatório Joanes I no período de out/2011 a out/2017	102
Tabela 8 – Resultado da estatística descritiva das variáveis ambientais da modelagem preditiva de cianobactérias no reservatório Joanes I no período de jan/2006 a out/2017	106
Tabela 9 – Resultados dos MLGs com distribuição de Poisson para a densidade total de cianobactérias (cel mL^{-1}) com as estimativas dos parâmetros das covariáveis normalizadas para o reservatório Joanes I no período de jan/2006 a maio/2015 ...	110
Tabela 10 - Resultados dos MLGs com distribuição de Binomial Negativa para a densidade total de cianobactérias (cel mL^{-1}) com as estimativas dos parâmetros das covariáveis normalizadas para o reservatório Joanes I no período de jan/2006 a maio/2015.....	114

Tabela 11 - Resultados dos MLGs com distribuição de Binomial para a densidade total de cianobactérias (cel mL^{-1}) com as estimativas dos parâmetros das covariáveis normalizadas para o reservatório Joanes I no período de jan/2006 a maio/2015 ...	119
Tabela 12 – Análise comparativo dos MLGs mais forte e parcimonioso de cada distribuição	124
Tabela 13 – Análise do poder de predição do modelo de regressão logística 12 (AICc = 32,18; BIC = 36,95 e $R^2 = 47$)	128
Tabela 14 - Análise da conformidade dos hidrocarbonetos com os padrões da legislação ambiental dos diferentes países no reservatório Joanes I no período de jan/2006 a out/2017.....	167
Tabela 15 - Análise da conformidade dos pesticidas com os padrões da legislação ambiental dos diferentes países no reservatório Joanes I no período de Jan/2006 a out/2017	167
Tabela 16 - Resultado teste <i>de Wilcoxon</i> para duas amostras dependentes item 5.2.	168
Tabela 17 – Análise de significância das covariáveis dos MLGs para os gêneros <i>Microcystis</i> e <i>Aphanocapsa</i> - Teste ANOVA. Covariáveis significativas ($p < 0,1$) encontram-se em negrito	170
Tabela 18 – Coeficientes de correlação (r_s) de <i>Spearman</i>	171
Tabela 19 – Análise de significância dos parâmetros das covariáveis do modelo 16 (AICc = 1.481.315, BIC = 1.481.309 e $R^2 = 0,512$ com distribuição de <i>Poisson</i> (Teste de ANOVA).....	171
Tabela 20 - Análise de significância dos parâmetros das covariáveis do modelo 10 (AICc = 941,53; BIC = 948,39 e $R^2 = 0,313$) com distribuição binomial negativa (Teste de ANOVA).....	172
Tabela 21 – Análise de significância dos parâmetros das covariáveis do modelo 12 (AICc = 32,18; BIC = 36,95 e $R^2 = 0,47$) com distribuição binomial (Teste de ANOVA)	172

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AIC.....	Critério de Informação de Akaike
ANA.....	Agência Nacional de Águas
BIC.....	Critério Bayesiano de Schwarz
CE.....	Comunidade Européia
CE.....	Condutividade Elétrica
CONAMA.....	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COV.....	Compostos Orgânicos Voláteis
EMBASA.....	Empresa Baiana de Águas e Saneamento
ETAs.....	Estações de Tratamento de Água
FNMA.....	Fundo Nacional de Meio Ambiente
GL.....	Graus de Liberdade
INEMA.....	Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
INMET.....	Instituto Nacional de Meteorologia
IPCC.....	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
LD.....	Limite de Detecção
MLG.....	Modelo Linear Generalizado
MRLM.....	Modelo de Regressão Linear Múltipla
OD.....	Oxigênio Dissolvido
OMS.....	Organização Mundial da Saúde
P Total.....	Fósforo Total
RMS.....	Região Metropolitana de Salvador
SDWA.....	Ato de Água Potável Segura
THMS.....	Trihalometanos
UFBA.....	Universidade Federal da Bahia
UFRJ.....	Universidade Federal do Rio de Janeiro
USEPA.....	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
VMP.....	Valor Máximo Permitido

RESUMO

Florações tóxicas de cianobactérias em mananciais para abastecimento humano tornaram-se um grave problema global para a saúde humana e ambiental, especialmente em ecossistemas tropicais. Entretanto, existe uma grande lacuna na comunidade técnico-científica nacional e internacional quanto à compreensão dos vários fatores ambientais que ocasionam as florações, assim como na predição de sua ocorrência. O objetivo do presente estudo foi analisar os fatores ambientais indutores das florações de cianobactérias, tais como parâmetros de qualidade da água, condições climáticas e hidráulicas, além de explorar formas de predição da ocorrência das florações em manancial tropical, tendo como área de estudo o rio Joanes, que nos últimos anos vem sofrendo problemas constantes com florações. Para que esse trabalho fosse factível utilizou-se dados de dez anos de monitoramento, realizando as seguintes etapas metodológicas: a) Análise da qualidade da água do reservatório da barragem Joanes I por meio de análise estatística univariada; b) Análise da influência da condição sazonal da dinâmica das cianobactérias através por meio de teste de Wilcoxon; c) Análise da distribuição dos gêneros de cianobactérias e suas relações com as cianotoxinas no reservatório da barragem Joanes I por meio de técnicas estatísticas univariadas e bivariadas; d) Análise da influência das variáveis ambientais na dominância dos gêneros de cianobactérias no reservatório da barragem Joanes I por meio de análise estatística múltipla, utilizando Modelos Lineares Generalizados (MLGs) com distribuição binomial negativa; e) Predição da abundância e ocorrência de florações de cianobactérias por meio da aplicação de MLGs com distribuições de Poisson, binomial negativa e binomial. Para a realização das análises estatísticas foram utilizados os softwares *Statistica* e R. Os resultados apontaram que o reservatório da barragem Joanes I apresentou estágio avançado de eutrofização, encontrando-se em situação crítica em termo de magnitude dos eventos de floração de cianobactérias. A condição sazonal exerceu significativa influência na dinâmica das cianobactérias, apresentando diferença significativa nos períodos de estiagem e chuvoso, bem como nos períodos com e sem extravasamento pelo vertedouro da barragem Joanes I. A prevalência de longo tempo de permanência da água intensificando a estabilidade da água e a acumulação de nutrientes nas zonas hipoliméticas do reservatório podem ter induzido a mudança de dominância dos gêneros potencialmente tóxicos *Microcystis* para *Aphanocapsa*, favorecendo as vantagens eco-fisiológicas da *Aphanocapsa*, que se tornou dominante na maior parte do período de sua ocorrência. A modelagem preditiva utilizando a distribuição binomial resultou no modelo mais forte e parcimonioso para predizer a probabilidade de ocorrência de florações no reservatório em foco, apresentando poder de predição igual a 90%. A cota do nível d'água foi a covariável mais forte do modelo, apresentando efeito significativo na predição das florações, ao passo que o fósforo total apresentou fraca relação positiva com as florações. Esse trabalho ainda apontou indícios da baixa efetividade do uso de remediadores físico-químicos no controle do crescimento das cianobactérias. Esses resultados não são apenas cruciais para identificar os fatores indutores das florações, assim como compreender a dinâmica dos gêneros dominantes de cianobactérias, mas também para melhorar o gerenciamento de reservatórios destinados ao abastecimento público.

Palavras-chave: *Aphanocapsa*. *Microcystis*. Modelo Linear Generalizado. Cianotoxina. Remediador.

ABSTRACT

Harmful bloom-forming cyanobacteria in supply freshwater sources have become a serious global issue for human and environmental health, especially in tropical ecosystems. However, there is a large gap in the national and international technical-scientific community in the understanding of the environmental factors that trigger cyanobacteria blooms, as well as in the prediction of the occurrence of cyanobacterial blooms. The aim of this study was to analyze the environmental forces driving cyanobacteria blooms, such as parameters of water quality, climatic and hydraulic conditions, as well as predicting the occurrence of blooms in the freshwater body, Joanes River, the main water supply source for the Metropolitan Region of Salvador. For this research to be possible, ten-years monitoring data were used, and the following methodological steps were carried out: a) Analysis of the water quality of the Joanes Reservoir I through the univariate statistical analysis; b) Analysis of the influence of the seasonal condition on the cyanobacteria dynamics through the Wilcoxon test; c) Analysis of the distribution of the cyanobacteria genera and their relationship with the cyanotoxins in the Joanes Reservoir I by using univariate and bivariate statistical techniques; d) Analysis of the influence of environmental variables on the dominance of the cyanobacteria genera in the Joanes Reservoir by using Generalized Linear Models (MLGs) with negative binomial distribution; e) Prediction of the abundance and occurrence of cyanobacteria blooms by applying MLGs with Poisson, binomial negative and binomial distributions. Statistical analyzes were performed using the software Statistica and R environment. The results indicated that the Joanes Reservoir presented advanced stage of eutrophication, showing a critical situation in term of magnitude of the cyanobacteria densities. The seasonal condition had a significant influence on the dynamics of the cyanobacteria, presenting a significant difference in the periods of drought and rainfall, as well as in the periods with and without overflow by the spillway of the dam of Joanes Reservoir I. The prevalence of longer hydrologic retention time leading to enhanced water stability and nutrients accumulation into the hypolimnetic zones of the reservoir may have favored the eco-physiological advantages for the picocyanobacteria *Aphanocapsa*, which reached extraordinary densities, becoming dominant in most of their period of occurrence. The GLM assuming binomial distribution (logistic regression) was the strongest and most parsimonious model predicting the probability of bloom occurrence blooms in the study area, showing a predictive power equal to 90%, presenting a potential to work as a strategic tool to manage cyanobacterial bloom-forming. Most importantly, water level had a strong significant effect on the probability of bloom events, whereas total P presented a weak positive relationship with the blooms. This work also suggests that physical-chemical remediation methods applied for immobilizing P in the sediments of the reservoir may be low effective in limiting cyanobacterial growth in tropical reservoirs. The set of MLGs was not an effective tool for identifying key contributing factors affecting cyanobacterial blooms, as well as understanding the dynamics of cyanobacterial genera but also to improve management of tropical water supply reservoir.

Key-words: *Aphanocapsa*. *Microcystis*. Cyanotoxins. Generalized Linear Models. Remediation.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	21
2.	OBJETIVOS	24
2.1	Objetivo geral	24
2.2	Objetivos específicos	24
3.	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	25
3.1	Degradação dos mananciais superficiais	25
3.2	Aspectos biológicos das cianobactérias	29
3.3	Aspectos ecológicos das cianobactérias	30
3.4	Impactos das Florações de Cianobactérias Tóxicas	34
3.5	Fatores Ambientais Indutores das Florações de Cianobactérias 38	
3.5.1	<i>Fatores de Qualidade da Água</i>	38
3.5.2	<i>Fatores Climáticos</i>	41
3.6	Modelagem Preditiva de Florações de Cianobactérias	44
3.6.1	<i>Modelos Lineares Generalizados</i>	46
4.	METODOLOGIA	52
4.1	Área de Estudo	52
4.2	Dados de Qualidade da Água	54
4.3	Dados Meteorológicos e Hidráulico	57
4.4	Análise Estatística dos Dados	58
4.4.1	<i>Análise da qualidade da água no reservatório Joanes I</i>	58
4.4.2	<i>Análise da sazonalidade na dinâmica das cianobactérias</i>	59
4.4.3	<i>Análise da distribuição dos gêneros de cianobactérias e suas relações com as cianotoxinas no reservatório Joanes I</i>	59
4.4.4	<i>Análise da influência dos parâmetros ambientais na dominância dos gêneros de cianobactérias no reservatório Joanes I no período de 2011 a 2017</i>	60
4.4.5	<i>Desenvolvimento de modelos estatísticos para prever florações de cianobactérias no manancial Joanes</i>	61
5.	RESULTADOS	65
5.1	Análise da Qualidade da Água	65
5.1.1	<i>Cianobactérias</i>	65
5.1.2	<i>Parâmetros Físico-químicos e Químicos</i>	71
5.1.3	<i>Elementos Traço</i>	76
5.1.4	<i>Hidrocarbonetos e Pesticidas</i>	78
5.2	Análise da Sazonalidade na Dinâmica das Cianobactérias	79
5.2.1	<i>Análise dos Parâmetros Meteorológicos/Hidráulico</i>	79
5.2.2	<i>Efeitos da Sazonalidade</i>	84
5.3	Análise da Distribuição dos Gêneros de Cianobactérias e suas relações com as Cianotoxinas	88
5.3.1	<i>Composição e abundância dos gêneros de cianobactérias</i>	88

5.3.2	<i>Padrões de dominância dos gêneros abundantes e suas relações com as cianotoxinas.</i>	93
5.4	Análise da Influência dos Fatores Ambientais na Dominância dos Gêneros <i>Microcystis</i> e <i>Aphanocapsa</i>	96
5.4.1	<i>Análise Exploratória dos Dados</i>	96
5.4.2	<i>Análise Múltipla</i>	102
5.4.3	<i>Influência das camadas da coluna d'água</i>	105
5.5	Modelagem Preditiva de Cianobactérias	106
5.5.1	<i>Análise Exploratória dos Dados</i>	106
5.5.2	<i>Modelo de Poisson</i>	109
5.5.3	<i>Modelo Binomial Negativo</i>	114
5.5.4	<i>Modelo de Regressão Logística</i>	119
5.5.5	<i>Ajuste do modelo de Regressão Logística</i>	119
5.5.6	<i>Comparação dos Modelos Preditivos</i>	123
5.5.7	<i>Validação do Modelo Selecionado</i>	127
6.	DISCUSSÃO	129
6.1	Análise da Qualidade da Água	129
6.1.1	<i>Análise dos parâmetros físico-químicos e químicos e suas relações com as cianobactérias</i>	129
6.1.2	<i>Análise da contaminação por metais tóxicos</i>	131
6.2	Análise da Sazonalidade na Dinâmica das Cianobactérias	135
6.3	Análise dos Gêneros Abundantes de Cianobactérias e suas Relações com as Cianotoxinas	137
6.4	Análise da Influência dos Fatores Ambientais na Dominância dos Gêneros <i>Microcystis</i> e <i>Aphanocapsa</i>	142
6.5	Análise da Modelagem Preditiva de Cianobactérias	146
7.	CONCLUSÃO	150
7.1	Recomendações	151
8.	REFERÊNCIAS	153
9.	APÊNDICE A – Registros Fotográficos	166
10.	APÊNDICE B - Resultados da Análise dos Itens 5.1 e 5.2	167
11.	APÊNDICE C – Análise Residual dos Modelos Binomial Negativo do Item 5.4	170
12.	APÊNDICE D – Modelagem Preditiva de Cianobactérias	171

1. INTRODUÇÃO

Em diversas regiões do mundo, especialmente em regiões pobres da América Latina, África, Índia e regiões da China, o problema da floração de cianobactérias é muito frequente, onde em muitas áreas o lançamento de esgotos domésticos e industriais não tratados ou ainda sem remoção de nutrientes e outros contaminantes presentes nesses efluentes exercem forte pressão na qualidade da água de mananciais e, conseqüentemente, comprometem seu uso para abastecimento público (Chorus e Bartram, 1999; Pretty et al., 2003; Dodds et al., 2009).

Reservatórios de água destinados ao abastecimento humano encontram-se ameaçados em todo o mundo devido à proliferação de florações tóxicas de cianobactérias (Bouvy et al., 1999; Burford et al., 2007; Te e Gin, 2011; Ogashawara et al., 2014). Esse grave problema vem ocasionando inúmeras conseqüências nos maiores ecossistemas aquáticos mundiais nas últimas décadas, incluindo o rio Amazonas no Brasil (Vieira et al., 2005), o Lago Dianchi na China (Sheng et al., 2012), o Lago Erie nos EUA/Canada (Chaffin e Bridgeman, 2014), o Lago Victoria na Tanzânia (Sekadende et al., 2005) e o Lago Vansjø na Noruega (Moe et al. 2016).

O problema pode ser ainda mais complicado em reservatórios tropicais eutrofizados sob um cenário de mudanças no clima devido às condições climatológicas e hidrológicas mais favoráveis em grande parte do ano combinadas com a intensificação da eutrofização, afetando de forma grave reservatórios no Brasil (Bouvy et al., 1999; Vieira et al., 2005; Soares et al., 2009), Singapura (Te e Gin, 2011) e em países do continente Africano (Ndelela et al., 2016).

A formação de florações em reservatórios de abastecimento público apresenta riscos potenciais para a saúde da biota, em especial humana, principalmente devido a habilidade de diversas espécies de cianobactérias de produzir, sob específicas condições ambientais, um amplo leque de toxinas altamente potentes (cianotoxinas) (Cood et al., 2005; Carmichael, 2012).

As cianotoxinas estão associadas a uma variedade de efeitos deletérios para a saúde humana, como por exemplo erupções cutâneas e insuficiência hepática (Azevedo et al., 2002; Carmichael, 2012), podendo levar à morte de indivíduos, como a tragédia na clínica de hemodiálise em Caruaru em 1996 quando água da

rede pública de abastecimento contaminada por microcistina foi usada no procedimento de hemodiálise e resultou no óbito de mais de 60 pacientes (Pouria et al., 1998; Azevedo et al., 2002).

O estabelecimento de florações, inclusive de cianobactérias, além de ocasionar prejuízos à saúde humana, pode gerar dificuldades no tratamento da água, mesmo que toxinas não sejam produzidas, além de torná-lo mais oneroso (Carmichael, 2000; Merel et al., 2013; He et al., 2016). A presença de florações de cianobactérias nos mananciais em função sobretudo da má gestão dos mesmos tornou-se um desafio para as operadoras dos sistemas de tratamento do tipo convencional, uma vez que esses sistemas não foram concebidos para tratar água com elevado número de células de cianobactérias (Magalhães e Fiuza, 2016), apresentando assim sérias limitações na remoção destes organismos e de seus subprodutos (He et al., 2016).

Desse modo, os impactos negativos nos sistemas de tratamento de água, na saúde humana e no equilíbrio do ecossistema aquático combinados à sérios prejuízos econômicos têm levado a intensas pesquisas sobre os fatores ambientais que induzem a ocorrência das florações de cianobactérias (Paerl et al., 2011). Diversos fatores podem influenciar a dominância de diferentes gêneros de cianobactérias, como nitrogênio (N), fósforo (P), razão N:P, temperatura da água, luminosidade, estratificação térmica, sazonalidade, elementos traço, cobertura vegetal na bacia, dentre outros fatores que podem desempenhar papel importante individualmente e/ou sinergicamente (Burford et al., 2007; Scheffer e Carpenter, 2003; Likens, 2010).

O grupo das cianobactérias apresenta requisitos ambientais bastante generalizados, mas na realidade, cada espécie precisa de condições bastante específicas para se estabelecer (Reynolds, 1997). Uma vez que espécies podem diferir substancialmente em termos de propriedades ecofisiológicas, sua resposta às alterações ambientais variará bastante entre elas (Carey et al., 2012), tornando difícil determinar as variáveis ambientais que promovem a abundância e dominância de um gênero (Hyenstrand et al., 1998; Dokulil e Teubner, 2000).

Assim, a investigação dos efeitos dos múltiplos fatores ambientais indutores do desenvolvimento e da persistência de florações ainda é bastante complexa e, apesar de muitas tentativas de explicação (Huber et al., 2012; Loza et al., 2014; Descy et al., 2016; Wu et al., 2016; Cremona et al. 2018) esses fatores ainda permanecem pouco compreendidos (Reichwaldt e Guadouani, 2012).

É importante salientar que em resposta às alterações climáticas é esperado que várias características limnológicas de sistemas aquáticos, em especial de reservatórios, sofrerão mudanças de forma sinérgica (Carey et al., 2012; Reichwaldt e Guadouani, 2012; Paerl e Paul, 2012), o que influenciará em mudança de composição da comunidade fitoplanctônica (Winder et al., 2008; Pomati et al., 2012), incluindo transições entre gêneros de cianobactérias (Carey et al., 2012).

Estudos têm indicado, mais recentemente, que ambas as variáveis climáticas e de qualidade da água são também importantes preditores e devem ser levados em consideração no desenvolvimento de modelos preditivos (Paerl et al., 2011). Sob uma perspectiva do gerenciamento, a habilidade de prever florações possui um enorme valor para os gestores de mananciais, assim como para os operadores dos sistemas de tratamento de água (Persaud et al., 2015; Descy et al., 2016).

No entanto, a modelagem preditiva das florações de cianobactérias é complexa e desafiante, visto que envolve a interação de diversas variáveis ambientais (Persaud et al., 2015; Descy et al., 2016). Além disso, diversos estudos têm modelado florações em mananciais de regiões temperadas e sub-tropicais (Wu e Xu, 2011; Sheng et al., 2012; Elliott, 2012; Persaud et al., 2015; Descy et al., 2016), porém poucos modelos preditivos existem para mananciais de regiões de clima tropical.

A investigação dos fatores ambientais controlando as florações de cianobactérias não é apenas crucial para compreender o seu mecanismo de crescimento, mas também para melhorar as estratégias de gerenciamento de reservatórios tropicais em estágio avançado de eutrofização com o propósito de proteger a qualidade da água e assim os sistemas públicos de abastecimento de água.

Neste contexto, o rio Joanes, manancial tropical utilizado para abastecimento público, tem sofrido florações intensas de cianobactérias por mais de uma década em função do uso e ocupação irregular de sua bacia embora remediadores físico-químicos vêm sendo aplicados para promover a precipitação do fósforo durante os anos de 2015 a 2018. Nesse sentido, o presente estudo visa analisar a influência dos fatores ambientais indutores, sejam climáticos sejam de qualidade da água, das florações de cianobactérias, assim como desenvolver modelo preditivo para estimar a ocorrência dos eventos de florações em manancial tropical, tendo como área de estudo o reservatório Joanes I.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Analisar a influência de fatores ambientais nas florações de cianobactérias e prever sua ocorrência em manancial para abastecimento humano por meio da construção de modelos estatísticos, tomando como caso de estudo o rio Joanes.

2.2 Objetivos específicos

Avaliar a qualidade da água no reservatório da barragem Joanes I no período de 2006 a 2017.

Analisar a influência da sazonalidade na dinâmica das cianobactérias no reservatório Joanes I no período de 2006 a 2017.

Analisar a distribuição dos gêneros de cianobactérias e suas relações com as cianotoxinas no reservatório Joanes I no período de 2011 a 2017.

Avaliar a influência dos parâmetros ambientais na dominância dos gêneros de cianobactérias no reservatório Joanes I no período de 2011 a 2017.

Desenvolver modelos estatísticos para prever a ocorrência de florações de cianobactérias no manancial Joanes I.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Degradação dos mananciais superficiais

Os aspectos qualitativo e quantitativo dos recursos hídricos podem ser função das atividades humanas de uso e ocupação desenvolvidas na bacia hidrográfica, destacando abastecimento humano, geração de energia, irrigação, diluição de efluentes, navegação, recreação, aquicultura, uso industrial e atividades agrícolas, e das características naturais da bacia, como aspectos geomorfológicos, regime hidrológico e cobertura vegetal, que em conjunto contribuem com a inserção de poluentes nos ecossistemas aquáticos (Sperling, 2005; Correl, 2005).

Diversos estudos têm frequentemente denunciado os grandes problemas causados pela poluição ambiental sobretudo nos mananciais superficiais, que vêm sofrendo com os *inputs* de diversos novos contaminantes gerados de modo sintético ou até mesmo o aumento de elementos químicos já presentes na natureza como o N e o P que, em sua maioria, são oriundos de atividades antrópicas como agricultura intensiva, atividades industriais e expansão urbana (Ribaud et al., 2001; Schröder et al., 2004; Correl, 2005).

As atividades humanas nas bacias hidrográficas têm produzidos severos efeitos negativos na deterioração da qualidade das águas superficiais com alterações profundas na biodiversidade e nos ciclos biogeoquímico e hidrológico, podendo ocorrer de duas formas: pontual e difusa (Grismer, 2006; Mendes, 2006).

As fontes pontuais consistem, em geral, em lançamentos de esgotos domésticos e efluentes industriais nos corpos hídricos, manifestando de modo concentrado no espaço, sendo por isso mais facilmente identificado, monitorado e regulado (Paerl e Otten, 2013). Ao passo que as fontes difusas distribuem-se ao longo da extensão do curso d'água, destacando o escoamento de agroquímicos e sedimentos pela lixiviação do solo de áreas agrícolas, a drenagem urbana, a pecuária intensiva e o desmatamento sobretudo de áreas com vegetação ripária, sendo por isso de mais difícil controle (Sperling, 2005; Grismer, 2006).

Neste contexto, a introdução de fertilizantes e pesticidas destaca-se como uma das atividades que vem exercendo maior ameaça a manutenção do equilíbrio dos ecossistemas límnicos, haja vista que ao modificar as características do meio, altera

a relação entre produtores e consumidores (McLaughlin e Mineau, 1995). Além disso, os agroquímicos (pesticidas e fertilizantes) utilizados na atividade agrossilvopastoril e os dejetos de insumos utilizados na produção intensiva de bovinos, suínos e aves (Wijewardena e Gunaratne, 2004), por exemplo, constituem importante fonte não pontual de poluição por metais em corpos de água (Ramalho et al., 2000).

Sob o ponto de vista da saúde ambiental, os metais possuem características atômicas peculiares, conferindo-lhes elevada resistência à degradação química, física e biológica (Gong et al., 2010), levando-os assim a persistirem no meio por vários anos, mesmo depois da proibição de sua utilização ou do seu despejo nos cursos d'água (Ikem et al., 2003). Ao persistir no sistema aquático, o metal tem sua concentração gradualmente aumentada, facilitando sua maior concentração na água e absorção pelos organismos, podendo causar efeitos danosos à biota e à saúde humana mesmo em teores muito baixos (Rodrigues e Formoso, 2006).

Outro agravante à saúde é que os sistemas de tratamento do tipo convencional não foram concebidos e projetados para tratar águas com elevadas concentrações de metais, não sendo assim capazes de removê-los eficientemente (Rebouças, 1999; Mendes, 2006).

Além da contaminação de mananciais por metais, destaca-se como principal impacto das fontes de poluição o fenômeno da eutrofização (Paerl, 2009; Dodds et al., 2013). A eutrofização consiste no aumento do processo natural de produção biológica em rios, lagos e reservatórios, causado pelo aumento dos níveis de nutrientes, sobretudo P e compostos nitrogenados, resultando no crescimento excessivo de macrófitas aquáticas e aparecimento de florações de cianobactérias ou algas, levando assim a progressiva degeneração da qualidade da água e desequilíbrio do ecossistema aquático (Smith, 1983; Chorus e Bartram, 1999; Smith e Schindler, 2009).

A análise do Índice de Estado Trófico (IET) é bastante aplicado nos estudos brasileiros e internacionais para avaliar a qualidade da água sob o aspecto do enriquecimento por nutrientes e seu efeito associado ao crescimento excessivo da biomassa algal ou o aumento de macrófitas aquáticas (Cetesb, 2014).

Assim, o IET pode expressar o grau de eutrofização de um corpo d'água, requerendo para o seu cálculo a determinação do P e da clorofila-a para a classificação do sistema hídrico nos seguintes estágios de trofia: oligotrófico (corpos d'águas claros e com baixa produtividade com $47 < \text{IET} < 52$), mesotrófico (corpo d'água com produtividade média com $52 < \text{IET} < 59$), eutrófico (corpo d'água com elevada produtividade com $59 < \text{IET} < 63$) e hipereutrófico (produtividade bastante elevada com $\text{IET} > 67$) (Cetesb, 2014).

É importante salientar que as cianobactérias são microorganismos frequentes em muitos corpos d'água de água doce e ecossistemas marinhos (Huisman et al., 2005; Parl e Otten, 2013). No entanto, sob certas condições, especialmente nas quais as águas se encontram em estágio avançado de eutrofização e expostas à luz solar, cianobactérias podem se multiplicar atingindo densidades da ordem de milhões de células por mililitro, destacando-se assim como o grupo de organismos fitoplanctônicos mais comumente presentes em eventos de floração em águas interiores (Carmichael, 1994; Chorus e Bartram, 1999).

De acordo com Wu e Xu (2011), embora não haja um nível de limiar oficialmente reconhecido que caracterize uma floração, pode-se considerar um florescimento quando as cianobactérias atingem concentrações de centenas a milhares de células por mililitro, dependendo da gravidade.

Na legislação nacional não existe uma densidade limiar definido legalmente que determine quando será caracterizada uma floração, sendo estipulada a densidade acima de $10.000 \text{ cel mL}^{-1}$ pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde (MS) (Brasil, 2011) como o limiar para que a freqüência de monitoramento em um manancial aumente de mensal para semanal, indicando assim esta concentração como um primeiro sinal de alerta. Enquanto que a resolução Conama 357/2005 estabelece o limite de densidade de cianobactérias de até $50.000 \text{ cel mL}^{-1}$ em águas doces (Classe 2) (Brasil, 2005).

Outra atividade antrópica que exerce significativo impacto no declínio qualitativo dos mananciais superficiais é a construção de barramentos ao longo da extensão do curso d'água com a finalidade de controlar eventos de enchentes e reservar água para atender aos diversos usos, como irrigação, geração de energia elétrica e abastecimento humano de água (Chorus e Bartram, 1999).

Assim, segundo Aguiar Filho et al. (2013), os reservatórios originados a partir da construção de barragens, já se encontrando em uma condição energética extremamente elevada em virtude da vegetação afogada, queimada ou que mesmo retirada deixa resquícios significativos da cobertura vegetal original, condicionam uma maturação trófica precoce que propicia estados de níveis organizacionais ecológicos iniciais. Essa maturação precoce pode ocasionar impactos positivos, a exemplo da explosão da produção pesqueira no reservatório da Barragem de Sobradinho, como negativos, como a ocorrência de cianobactérias tóxicas (Aguiar Filho et al., 2013).

Como medida de mitigação dos impactos das atividades humanas, estudos recentes têm apontado para os possíveis benefícios da vegetação ripária na melhoria da qualidade de mananciais em regiões com pequenas áreas agrícolas (Ribaudó et al., 2001; Turner e Rabalais, 2003; Schröder et al., 2004).

Segundo Aguiar et al. (2015a), em regiões com vegetação ripária composta por espécies arbóreas de tronco lenhoso, a taxa de infiltração é maior e a erosão é menor, isso porque como o solo é protegido por árvores, o impacto da ação das chuvas no solo é amortecido e os maiores índices de infiltração impedem o transporte de nutrientes e outros contaminantes através do escoamento. Entretanto, em regiões desprovidas de vegetação ripária, o impacto da chuva sobre os solos provoca maior escoamento de nutrientes e pesticidas para o curso hídrico (Aguiar et al., 2015a e b), ocasionando também impactos nos sistemas de tratamento de água (Westrick et al., 2010; Merel et al., 2013).

Um estudo sobre os fornecedores de água potável dos Estados Unidos realizado por Ernst (2004) revelou que 50-55% da variação nos custos de tratamento da água provenientes de reservatórios pode ser explicada pela porcentagem de vegetação natural, isto é, cobertura florestal na bacia hidrográfica. Mais especificamente, verificaram que com cada aumento de 10% na cobertura florestal (cobertura acima de 60%), os custos de tratamento da água foram reduzidos em aproximadamente 20% (Ernst, 2004).

Diante disso, grandes esforços vêm sendo requeridos para a proteção dos mananciais utilizados para abastecimento humano por meio da elaboração de planos de contingência e programas de monitoramento da água (Chorus e Bartram, 1999; USEPA, 2014). Recentemente o governo brasileiro tem incentivado a

implementação de projeto de reabilitação florestal em áreas de zona ripária e nascentes no rio Joanes com recursos do Fundo Nacional de meio Ambiente (FNMA) em parceria com o órgão ambiental estadual, empresa estadual de abastecimento de água e Universidade Federal da Bahia (UFBA) com a finalidade de melhorar a qualidade da água e ampliar a oferta hídrica para atender à crescente demanda da RMS nos próximos anos (Embasa, 2015).

3.2 Aspectos biológicos das cianobactérias

As cianobactérias são seres procariontes, autotróficos fotossintetizantes, possuem clorofila “a” e vivem em ambientes aquáticos e terrestres, ocupando até regiões consideradas inóspitas como águas termais e lagos gelados na Antártica (Chorus e Bartram, 1999; Dodds et al., 2009).

O grupo fitoplanctônico das cianobactérias apresenta numerosa diversidade morfológica, podendo variar de uma constituição unicelular ou multicelular, e apresentar formas diversas, arredondadas, ovoides, cilíndricas ou filamentosas (Reynolds, 2006), possuindo indivíduos pequenos entre 0,5 e 1 μm (células picoplanctônicas) até grandes células, com cerca de 40 μm , formando colônias macroscópicas (Carey et al., 2012). Além disso, apresenta processo reprodutivo assexuado, sendo em geral por fissão binária da célula (Reynolds, 2006).

Estima-se que o grupo de cianobactérias seja representado por aproximadamente 150 gêneros e mais de 2.000 espécies identificadas (Hoek et al., 1995), sendo que cerca de 25 gêneros com mais de 40 espécies já foram identificadas como potencialmente produtoras de toxinas nocivas à saúde humana e de animais (Sivonen e Jones, 1999).

A hipótese mais aceita para as causas da produção de cianotoxinas e sua função para a célula considera que estas toxinas tenham função de defesa, como a dos anti-herbívoros produzidos por algumas plantas vasculares, protegendo as cianobactérias frente a ação de algas competidoras ou de predadores, geralmente protozoários, microcrustáceos, larvas de peixes, moluscos, dentre outros (Carmichael, 1992).

Desse modo, esses consumidores passam a preferir consumir o fitoplâncton não tóxico e com maior valor nutricional, levando à sua redução e ao crescimento

acelerado das cianobactérias toxigênicas, sob condições de eutrofização, o que, por sua vez, resultará, então, em sua predominância e numa diminuição drástica dos predadores, com efeitos negativos em toda teia alimentar do ambiente aquático que exercem controle das populações fitoplanctônicas (Chorus e Bartram, 1999).

A capacidade de produzir toxinas pelas cianobactérias varia segundo a espécie e dentro de indivíduos de uma mesma espécie, conforme a região geográfica, a sazonalidade, a intensidade de luz e diversos outros fatores ambientais (Carmichael, 1994), como escassez de nutrientes, temperaturas extremas, predação, ataques virais, mudanças no regime e circulação do corpo d'água e adição de químicos, como algicidas (Westrick et al., 2010).

Cianobactérias estão entre os organismos pioneiros na Terra primitiva, sendo encontrados fósseis procariontes de aproximadamente 3.450 milhões de anos presentes em rochas sedimentares no noroeste da Austrália (Brock, 1973; Schopf, 1996). Estes microorganismos fotossintéticos eram, na época, provavelmente os principais produtores primários de matéria orgânica, e os primeiros organismos a liberarem oxigênio elementar para a atmosfera primitiva (Holland, 1997).

Sua longa história de bilhões de anos explica o sucesso das cianobactérias nos mais diversos habitats, fazendo-se presentes em, praticamente, todos os ecossistemas aquáticos, como lugares tão extremos quanto as fontes termais e fissuras de rochas do Ártico (Whitton e Potts, 2000). Assim, esses microorganismos evoluíram em ambientes sob condições anóxicas, temperatura elevada, ampla variação de disponibilidade de nutrientes e radiação solar intensa (Schopf, 2000).

Sua ampla capacidade de adaptação a diferentes ambientes pode ser explicado pelo desenvolvimento de estruturas e sistemas enzimáticos específicos que lhes conferem grande diversidade genotípica e fenotípica, permitindo o aparecimento de cianobactérias planctônicas, bentônicas, terrestres (Whitton e Potts, 2000), favorecendo assim a sua dominância em relação a outros grupos do fitoplâncton (Carey et al., 2012).

3.3 Aspectos ecológicos das cianobactérias

As características ecofisiológicas que podem existir nas espécies de cianobactérias incluem eficiente captura de luz, fixação de nitrogênio atmosférico (N₂)

(heterocistos), maior capacidade de armazenar P, regulação da flutuabilidade (vesículas gasosas), taxas de crescimento elevadas em temperaturas maiores, sobrevivência em condições adversas devido ao desenvolvimento de acinetos, além de superior cinética de absorção de carbono inorgânico (Whitton e Potts, 2000; Dokulil e Teubner, 2000; Litchman et al., 2010, Carey et al., 2012).

Cianobactérias são conhecidas por serem fortes competidoras por luz devido seus pigmentos acessórios e a estrutura organizacional que as permitem absorver luz em uma ampla gama de comprimentos de onda (Carey et al., 2012). Esse grupo fitoplanctônico contém clorofila-a, como pigmento principal, e ficocianina, aloficocinina e ficoeritrina (ficobiliproteínas), xantofilas e carotenos, como pigmentos acessórios, que participam do processo de fotossíntese, além de proteger a célula da fotoxidação (Reynolds, 1997; Chorus e Bartram, 1999).

Segundo Paerl et al. (1983), cianobactérias que formam florações superficiais podem apresentar tolerância mais elevada a altas intensidades de luz. Essa capacidade pode estar relacionada com o aumento da produção de pigmentos como carotenoides, que protegem as células dos efeitos da fotoxidação (Paerl et al., 1983; Scherer et al., 1998; Sinha et al., 1998).

Acrescenta-se ainda que esses pigmentos normalmente conferem capacidade de absorção da luz nos espectros eletromagnéticos (500-650 nm), correspondendo às cores verde, amarelo e laranja, que é dificilmente usado por outros grupos fitoplanctônicos (Chorus e Bartram, 1999). Essa adaptação evolutiva facilita o desenvolvimento e dominância de espécies de alguns gêneros de cianobactérias em ambientes que recebem baixa intensidade luminosa (Carey et al., 2012), podendo apresentar vantagem competitiva em corpos d'água com turbidez mais elevada (Van Liere et al. 1979; Chorus e Bartram, 1999), como é o caso das cianobactérias picoplanctônicas (Jakubowska e Szelağ-Wasilewska, 2015).

Por outro lado, algumas espécies de cianobactérias são sensíveis a períodos longos de elevada intensidade de luz e exposições prolongadas, por exemplo, a níveis de irradiação de $320 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ podem ser letais em muitas espécies (Chorus e Bartram, 1999). Isso ocorre devido ao fenômeno de fotoinibição da fotossíntese que pode ocorrer quando suas células são expostas a níveis de irradiação muito maiores que os níveis das quais estão acostumadas, o que pode causar estresse e danos celulares em virtude do excesso de energia (Powles, 1984).

Outra estratégia utilizada por algumas espécies de cianobactérias para se proteger dos potenciais danos das radiações UV é a regulação da posição vertical por meio de estruturas denominadas vesículas gasosas ou vacúolos gasosos (Walsby, 1987; Ding et al., 2013). As vesículas gasosas são estruturas cilíndricas cheias de gás, situadas no citoplasma, que permitem a regulação da flutuabilidade ao longo da coluna d'água. A sua função é proporcionar às espécies mecanismo ecologicamente importante que lhes permite ajustar a sua posição vertical na coluna d'água (Walsby, 1987).

Ressalta-se ainda que em reservatórios eutrofizados, espécies de cianobactérias que possuem vacúolos gasosos se beneficiam também da condição de maior estratificação térmica da coluna d'água, que frequentemente ocorre em corpos hídricos com elevadas temperaturas (Huisman et al., 2005), possibilitando a flutuação ao longo da zona fótica e próximo das camadas mais superficiais em busca de luz, bem como a migração para as camadas mais profundas para competir por melhores condições de nutrientes (Huisman et al., 2004; Reynolds, 2006; Carey et al., 2012).

Essa capacidade de locomoção vertical na coluna d'água conforme a disponibilidade de luz, de nutrientes, assim como de ausência de predadores confere vantagem seletiva importante às espécies que as possuem, funcionando como um mecanismo de proteção dos efeitos fotooxidantes e, podendo, também favorecer a sua dominância em detrimento de outras espécies (Reynolds, 1997; Moss, 2000).

A habilidade de algumas espécies de cianobactérias possuem de fixar N_2 possibilita que esse grupo fitoplanctônico explore ambientes com excesso e, também com escassez de nutrientes (Paerl e Otten, 2013). A fixação de N_2 é uma adaptação ecofisiológica de algumas espécies de cianobactérias que podem possibilitá-las uma vantagem competitiva quando as fontes de N na coluna d'água estão fortemente escassas (Oliver e Ganf, 2000). Em ambientes naturais, fixação de N_2 é geralmente realizada através de heterocistos, que consistem em células especializadas que permitem ao organismo fixar o N_2 diretamente em amônio e depois utilizar nos processos metabólicos como fonte de energia (Carey et al., 2012).

A assimilação de N pelas cianobactérias para sustentar o seu crescimento podem ocorrer por meio de diferentes formas de moléculas contendo N (Herrero et al., 2001; Chaffin e Bridgeman, 2014), destacando que a preferência por determinada

forma de N pode variar entre espécies (Chaffin e Bridgeman, 2014). Por outro lado, segundo Berman (1997), as formas inorgânicas dissolvidas de N, principalmente nitrato e amônio, são preferencialmente assimiladas pelo fitoplâncton, embora N orgânico dissolvido tem sido assimilado por algumas cianobactérias.

Ressalta-se também que algumas espécies de cianobactérias possuem mecanismo de armazenamento de fosfato que lhes possibilitam estocar quantidade desse nutriente suficiente para realizar 3 a 4 divisões celulares, multiplicando assim a sua biomassa por dez ou mais vezes sem a necessidade de assimilar mais fosfato do meio ou mesmo em condições em que o fosfato dissolvido esteja totalmente escasso do meio (Isvánovics et al., 2000; Reynolds, 2006). Assim, diferenças na capacidade de armazenamento de P pode existir entre as cianobactérias, o que pode favorecer a dominância de espécies de certos gêneros em relação a outros durante períodos com deficiência de P no meio (Carey et al., 2012).

Outra vantagem evolutiva presente em espécies de cianobactérias são as células denominadas acinetos, que se caracterizam como estruturas de resistência ou reprodutiva, com paredes espessas e capazes de acumular reservas de proteínas (Yoo et al., 1995). Essas células apresentam elevada resistência ao dessecação e podem persistir em sedimentos durante anos, permitindo que indivíduos que se encontram em estado latente sobrevivam em condições desfavoráveis (Adams e Duggan, 1999). A germinação dos acinetos podem ser ativada pelo aumento de luz, temperaturas, nutrientes e oxigênio dissolvido (Kaplan-Levy et al., 2010).

Desse modo, é importante salientar que nem todas as vantagens adaptativas listadas acima estão presentes nas diferentes espécies de cianobactérias. Assim a resposta das mesmas às mudanças no ambiente provavelmente variará muito entre gêneros (Carey et al., 2012) e, mesmo entre indivíduos das espécies, o que torna difícil generalizar os fatores ambientais controlando as florações em corpos hídricos de diferentes regiões (Loza et al., 2014).

Assim, isso pode explicar a dominância desse grupo fitoplanctônico em ecossistemas aquáticos mesmo quando as condições ambientais do meio se alteram, verificando substituições de gêneros de cianobactérias por outros com características ecofisiológicas de suas espécies mais adaptadas às novas condições do sistema no decorrer dos anos ou até mesmo entre estações (Carey et al., 2012; O'Farrel et al., 2015).

3.4 Impactos das Florações de Cianobactérias Tóxicas

A ocorrência de florações de cianobactérias tóxicas em rios, lagos e reservatórios utilizados para abastecimento público se tornou um problema global com efeitos na saúde humana e no equilíbrio do ecossistema aquático (Chorus e Bartram, 1999; Azevedo et al., 2002; O'Farrel et al., 2012).

Dentre os impactos das florações, destaca-se a decomposição da sua biomassa, podendo levar a depleção do oxigênio dissolvido e, conseqüente, liberação de fosfatos do sedimento para a coluna d'água, assim como problemas secundários como a mortandade de peixes e a produção de metabólitos como as cianotoxinas (Chorus e Bartram, 1999; Paerl e Otten, 2013).

É importante salientar que considerando que a maioria das cianotoxinas permanece no conteúdo intracelular, um súbito colapso na floração tem o potencial de liberar grande quantidade de toxinas para a coluna d'água (Paerl e Otten, 2013). Muitas dessas cianotoxinas, como as microcistinas e cilindrospormopsinas, são altamente estáveis, apresentando meia-vida de aproximadamente algumas horas ou semanas dependendo da temperatura, radiação UV e a presença de bactérias capazes de degradar esses compostos (Harada et al., 1996).

Além disso, as cianotoxinas liberadas no meio aquático apresentam potencial de bioacumular e biomagnificar ao longo da cadeia trófica, ocasionando intoxicação aguda e morte em mamíferos (Miller et al., 2010), além de apresentar potencial risco para a saúde humana (Azevedo et al., 2002).

As cianotoxinas produzem efeitos tóxicos, agindo sobre os neurotransmissores no sistema nervoso central e periférico, nas células hepáticas, no sistema gastrointestinal e nas membranas mucosas, ou produzindo efeitos irritantes e alérgicos (Carmichael, 1992; Westrick et al., 2010). As principais cianotoxinas com efeitos neurotóxicos são anatoxina-a, anatoxina-a(s) e saxitoxina, e as principais com efeito nas células hepáticas são microcistina, nodularina e cilindrospormopsina, enquanto existem outras como os lipopolissacarídeos que podem causar problemas de saúde (como gastroenterite) que são ainda pouco compreendidos (Carmichael, 1992; Chorus e Bartram, 1999).

O tipo mais comum de intoxicação envolvendo cianobactérias é ocasionado por hepatotoxinas, que pode levar a insuficiência hepática em animais silvestres e em organismos aquáticos (Carmichael 1992; Smith et al., 2008), assim como causar doenças humanas, podendo levar a morte num intervalo de poucas horas a poucos dias (Carmichael, 1994; Azevedo et al., 2002). Sendo as microcistinas consideradas a família de hepatotoxinas mais frequente encontrada em águas doces (Chorus e Bartram, 1999; Akcaalan et al., 2006), e também uma das mais estudadas devido sua toxicidade (Carmichael, 1994).

Os eventos de floração de cianobactérias tóxicas ganharam um destaque especial a partir do acidente ocorrido em 1996, na cidade de Caruaru, em Pernambuco, no qual 130 pacientes renais crônicos apresentaram distúrbios na visão, náusea e vômitos, hepatomegalia com dores fortes e enfraquecimento muscular, após terem sido submetidos a sessões de hemodiálise em uma clínica (Pouria et al., 1998; Azevedo et al., 2002).

De acordo com Azevedo et al. (2002), exames realizados no filtro de carvão da unidade de hemodiálise da clínica detectaram presença de microcistina na água fornecida pela rede pública de abastecimento, assim como no sangue e no tecido hepático dos pacientes falecidos.

De acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) (2014) mais de doze países têm desenvolvido regulações e diretrizes para microcistina em águas para consumo humano e recreação, incluindo Brasil, Canadá, Nova Zelândia e Austrália. A maioria das diretrizes de água potável baseia-se no valor provisório da OMS para água potável de $1,0 \mu\text{g L}^{-1}$ de microcistina-LR (USEPA, 2014). A Portaria 2914/2011 adotou o limite da OMS como valor máximo permitido (VMP) de microcistina na saída do tratamento de água para consumo humano, estabelecendo também os VMPs iguais a 3 e $1 \mu\text{g L}^{-1}$ para saxitoxina e cilindrospermopsina, respectivamente (BRASIL, 2011).

A legislação brasileira de potabilidade define que a análise de cianotoxinas no ponto de captação de água do manancial deve ser realizada, com frequência semanal, sempre que a densidade de cianobactérias no manancial exceder $20.000 \text{ cel mL}^{-1}$. Ressalta-se também que a Portaria estabelece que quando as concentrações de cianotoxina no manancial forem inferiores aos seus respectivos VMPs para água

tratada, será dispensada a realização da análise de cianotoxinas na saída do tratamento (Brasil, 2011).

Em contraste com a legislação brasileira, nos EUA não existem diretrizes reguladoras federais para as cianobactérias ou suas toxinas na água potável ou águas recreacionais. De acordo com a USEPA (2017), apenas quatro estados deste país implementaram normas ou diretrizes que se aplicam a cianotoxinas e cianobactérias em água potável, baseando-se em métodos de avaliação de risco e nas diretrizes fornecidas pela OMS para águas de recreação, sendo eles Minnesota, Ohio, Oregon e Vermont.

Embora normas regulamentares federais não tenham sido promulgadas, a USEPA, em 2015, emitiu recomendações de saúde que estabeleceram limites máximos para microcistina-LR e cilindrospermopsina iguais a 1,6 e 3 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente, em água de consumo para crianças em idade escolar e adultos. Já para crianças com idade inferior a sete anos foram recomendados limites máximos iguais a 0,3 e 0,7 $\mu\text{g L}^{-1}$ para microcistina e cilindrospermopsina, respectivamente (USEPA, 2017).

Já a Diretiva Européia 98/83 das Comunidades Europeias (CE), relativa à qualidade da água destinada ao consumo humano, não menciona limites seja para cianobactérias seja para cianotoxinas, existindo apenas o decreto-Lei 306/2007 que estabelece que “[...] caso seja confirmado um número de cianobactérias potencialmente produtoras de microcistina superior a 2.000 células.mL⁻¹ deve ser aumentada a frequência de amostragem, no âmbito do programa de controle operacional”.

De acordo com Paerl e Otten (2013), o principal motivo que explica a falta de regulação das cianotoxinas, a nível global, tem sido a defasagem entre a identificação desses metabólitos nocivos e a necessidade de anos de estudos toxicológicos e epidemiológicos para caracterizar totalmente esses riscos.

As florações tóxicas de cianobactérias em reservatórios utilizados para abastecimento público, além de ocasionar prejuízos à saúde humana e à biota, gera também dificuldades operacionais no tratamento de água (He et al., 2016). Destaca-se que a maior parte dos sistemas de tratamento do tipo convencional não foram construídos para tratar águas com elevadas concentrações desses microrganismos

e de seus metabólitos, como é o caso das cianotoxinas (Sens e Machado, 2012; Magalhães e Fiúza, 2016).

Dentre as principais dificuldades no tratamento, destacam-se problema de gosto e odor na água bruta devido aos Compostos Orgânicos Voláteis (COVs) produzidos por algumas espécies, aumento do consumo de produtos químicos, redução da sedimentabilidade dos flocos e das carreiras de filtração e possibilidade de formação de trihalometanos (THMs) na água tratada e, conseqüentemente, aumento do custo do tratamento para atender aos padrões de potabilidade definidos pela legislação vigente (Di Bernardo et al., 2010; He et al., 2016).

Como um agravante ao tratamento, as células de cianobactérias e seus metabólitos juntamente com a matéria orgânica natural presentes na água bruta são precursores da formação de subprodutos halogenados da oxidação (He et al., 2016). Desse modo, o cloro usado em sistemas de tratamento de água para promover a pré-oxidação das células e das substâncias húmicas pode levar a formação de compostos halogenados, com elevado risco de toxidez ao ser humano e potencialmente carcinogênicos, a exemplo dos THMs, podendo assim resultar em graves riscos para a saúde pública (Di Bernardo et al., 2010; Merel et al., 2013).

Um exemplo da gravidade do problema foi o resultado do trabalho realizado por Miranda et al. (2013), que avaliou a formação de THM em tanques de armazenamento de água residenciais na cidade de Salvador, mostrando que em 73% dos tanques a concentração de THM ultrapassou o VMP discriminado pela legislação brasileira, que é de $100 \mu\text{g L}^{-1}$.

Como resultado, ações de intervenção em mananciais vêm sendo realizadas por meio de métodos corretivos onerosos, a exemplo da aplicação de remediadores físico-químicos para tornar o P não biodisponível para as cianobactérias. Assim, recorre-se ao uso de tecnologias de tratamento de água cada vez mais caras e arriscadas, se deixadas para serem efetuadas numa condição de pós-evento, quer sejam pelas dificuldades operacionais de remoção das cianobactérias e de seus subprodutos quer sejam pelos riscos de não atendimento aos padrões de potabilidade (Magalhães e Fiuza, 2016).

3.5 Fatores Ambientais Indutores das Florações de Cianobactérias

A identificação dos fatores ambientais indutores de florações de cianobactérias é de vital importância para o gerenciamento efetivo dos mananciais (Persaud et al., 2015; Descy et al., 2016).

Diversas condições ambientais têm sido relacionados com a dominância e o desenvolvimento de florações de cianobactérias em ecossistemas aquáticos (Scheffer e Carpenter, 2003; Likens, 2010). A exemplo de condições de qualidade da água, incluindo disponibilidade de nutriente e elementos traço (Smith, 1983; Sevilla et al., 2008; Descy et al., 2016), de condições climáticas, destacando intensidade da luz, precipitação, temperatura do ar e estratificação térmica da água (Reichwaldt e Guadouani, 2012; Descy et al., 2016), bem como de condições hidráulicas, como profundidade do corpo d'água, cota do nível d'água da barragem e tempo de detenção hidráulica (Burford et al., 2007).

3.5.1 Fatores de Qualidade da Água

Os eventos de floração de cianobactérias foram inicialmente relacionados com as concentrações elevadas de P e N, uma vez que ocorriam frequentemente em ambientes eutrofizados (Reynolds, 2006; Schindler et al., 2008). Essa ideia foi mantida mesmo quando as florações de cianobactérias aconteciam, com frequência, em condições nas quais as concentrações de nutrientes eram menores (Chorus e Bartram, 1999).

Entretanto, estudos em laboratório e em campo têm demonstrado que as cianobactérias, em geral, possuem maior capacidade de assimilação de N e P quando comparadas com muitos outros organismos fotossintetizantes, o que significa que sob concentrações baixas desses nutrientes algumas espécies de cianobactérias conseguem predominar em detrimento de algas eucariotes, por exemplo (Wagner et al., 1995; Chorus e Bartram, 1999).

Isso é consistente com a teoria de particionamento de recursos que afirma que quando as espécies são limitadas pelo mesmo nutriente, somente uma espécie pode dominar a comunidade e será aquela com a capacidade superior de assimilação de nutrientes (Taylor e Williams, 1975; Sommer, 1993).

Diversos estudos têm sugerido que as florações de cianobactérias podem ser co-limitadas por N e P ou mesmo limitadas por N (Sterner, 2008; Havens et al., 2001; Huszar et al., 2006; Lewis et al., 2011; Paerl e cols., 2011a). Portanto, é crucial que os gestores de qualidade da água considerem as reduções dos aportes de ambos, N e P, em suas estratégias de controle das florações (Paerl, 2009; Xu et al., 2010; Lewis et al., 2011; Paerl et al., 2011b; Paerl e Otten, 2013).

Por outro lado, de acordo com WHO (2004), estudos realizados em países europeus apontam para a existência de um valor limite muito baixo no qual a diminuição da concentração de nutrientes seja efetiva para controlar as florações de cianobactérias. Ressalta-se que acima desse valor limite, a densidade de cianobactérias pode não ser limitada pelos nutrientes, mas sim pela luz, o que pode explicar porque o uso de remediadores para promover a precipitação de P, por exemplo, são considerados pouco efetivos (WHO, 2004).

Resultados similares a esses foram encontrados no estudo de Huszar et al. (2006) que indicou fracas relações entre P e N e a clorofila-a, não inferindo que esses nutrientes sejam limitantes ao crescimento dos organismos fotossintetizantes, mas sim outros fatores, como limitação por luz e outros nutrientes, podem exercer maior influência na abundância da biomassa do fitoplâncton nos 83 mananciais brasileiros.

Com relação ao parâmetro temperatura da água, é importante destacar que, sob a condição de longo tempo de residência da água em reservatórios, a densidade da água influenciada pela diferença de temperatura é capaz de formar o processo da estratificação térmica da coluna d'água, resultando na formação de zonas com temperaturas distintas ao longo da profundidade do reservatório, sendo elas: epilímnio na zona superficial, metalímnio na zona intermediária e hipolímnio na zona do fundo (Di Bernardo et al., 2010; Li et al., 2015). Em reservatórios de clima tropical e sub-tropical o estabelecimento da termoclina no metalímnio ocorre a partir de uma diferença de 0,1°C por metro (Henry e Barbosa, 1989).

Além disso, segundo Wagner e Adrian (2009) águas estratificadas são mais suscetíveis à dominância de cianobactérias haja vista que a temperatura ótima para o seu crescimento são, em geral, mais altas quando comparado a outros grupos fitoplanctônicos, além de algumas espécies poderem controlar sua flutuação em colunas d'água estratificadas.

Em um estudo para analisar a influência das variáveis de qualidade da água e hidrológicas nas florações de cianobactérias realizado por Sheng et al. (2012), no Lago Dianchi, situado no sudoeste da China, concluíram que a temperatura da água exerceu forte efeito positivo na probabilidade da ocorrência de cianobactérias, enquanto que fatores de qualidade da água como concentração de compostos orgânicos e nutrientes se mostraram pouco significativos.

De acordo com Loza et al. (2014), as cianobactérias não deveriam ser tratadas como um grupo homogêneo, mas de forma individual. Os resultados dos experimentos em laboratório desenvolvido por eles mostraram que diferentes espécies não responderam uniformemente às mudanças de *input* de nutrientes, indicando que algumas delas dominaram em condições eutróficas a hipereutróficas, ao passo que outras preferiram condições de escassez de nutriente.

Nos últimos 50 anos, as pesquisas sobre os fatores indutores das florações de cianobactérias têm focado principalmente no P e N e, em menor extensão, na temperatura e na luz, embora outros fatores tenham sido estudados, incluindo o molibdênio (Mo) (Cole et al., 1993) e o ferro (Fe) (Wilhelm, 1995). É importante ressaltar que florações de cianobactérias também podem ser limitadas por elementos traço, incluindo Mo (Downs et al., 2008) e a assimilação de NO_3^- pode ser prejudicada por baixa concentração de Fe, por exemplo (Havens et al., 2012; Ivanikova et al., 2007; North et al., 2007).

Acresceta-se ainda que experimentos de laboratório com espécies tóxicas de cianobactérias indicaram que a produção de toxinas dentro de uma célula pode variar até 50 vezes devido a mudanças na temperatura, luz, P, N, pH, salinidade e micronutrientes, como o Fe (Chorus e Bartram, 1999; Zurawell et al., 2005). Para o Fe, por exemplo, foi demonstrado que a produção de toxina é aumentada sob condições limitantes deste elemento (Sevilla et al., 2008).

Assim, a concentração de cianotoxinas na água pode ser uma função não apenas da biomassa das cianobactérias e sucessão das espécies, mas também uma resposta às mudanças nas condições físico-químicas e processos de biodegradação do meio (Reichwaldt e Guadouani, 2012).

Para tornar o assunto mais complexo, cada célula pode produzir mais que uma variante de toxina e mudanças nos fatores ambientais pode levar a produção das

variantes de microcistina, por exemplo, com diferentes toxicidades (Van de Waal et al., 2009). Segundo a USEPA (2014) existem pelo menos oitenta variações de microcistina conhecidas, incluindo microcistina-LR, que é considerada a mais tóxica. A limitação da luz, devido por exemplo à elevação da turbidez após intensos eventos de chuva, juntamente com excessos de N e C têm demonstrado aumentar a produção da variante de microcistina menos tóxica (Van de Waal et al., 2009).

Desse modo, os parâmetros de qualidade da água não somente os já pesquisados e conhecidos na literatura como concentrações dos nutrientes P e N mas outros como os elementos traço necessitam serem cuidadosamente analisados na busca de compreender a relação que os mesmos possam desempenhar no crescimento excessivo das cianobactérias, bem como na liberação de toxinas na água.

3.5.2 Fatores Climáticos

A influência da sazonalidade nas florações de cianobactérias pode variar de acordo com a região geográfica (Chorus e Bartram, 1999). Em regiões tropicais, luz e temperatura são relativamente constantes durante grande parte do ano e variações sazonais nas populações de cianobactérias são mais associadas aos efeitos dos padrões de chuva e estiagem (Chorus e Bartram, 1999; Bouvy et al., 1999; Bitterncout-Oliveira et al., 2012).

Enquanto que em regiões sub-tropicais e temperadas, as variações acentuadas de temperatura e insolação ao longo do ano são, em geral, os fatores que exercem forte influência no aparecimento das florações (Chorus e Bartram, 1999). Nessas regiões, as cianobactérias frequentemente predominam em detrimento a outros grupos fitoplanctônicos durante o início da primavera até o final do verão, quando as temperaturas da água variam de 15 a 30°C (Sheng et al., 2012; Huber et al., 2012; Jakubowska e Szeląg-Wasilewska, 2015; Persaud et al., 2015; Wu et al., 2016).

Neste contexto, é importante enfatizar que o 4º relatório de avaliação do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) (IPCC, 2007) antecipou que o aumento na temperatura média global é provável que esta conduza à maior frequência de florações de cianobactérias tóxicas no futuro.

Muitos estudos apontam que as cianobactérias são positivamente afetadas pela elevação da temperatura, proporcionando-lhes vantagem competitiva em relação a

outros grupos do fitoplâncton em águas mais aquecidas (Butterwick et., 2005; Johnk et al., 2008; Paerl e Otten, 2013). O aumento das temperaturas favoreceram a formação de florações de cianobactérias uma vez que esses organismos, em geral, apresentam taxas ótimas de crescimento superiores a 25°C (Reynolds, 2006), valores de temperatura mantidos em grande parte dos meses em regiões tropicais.

Neste contexto, de acordo com o IPCC (2007) é previsto que as mudanças no clima intensifiquem o desenvolvimento das florações de cianobactérias sobretudo em reservatórios eutrofizados de regiões tropicais e subtropicais em virtude do aumento na intensidade e duração dos períodos de estiagem.

Maiores períodos de estiagem poderão resultar em prolongado tempo de permanência da água e maior estratificação térmica da coluna d'água de reservatórios, bem como aumento da reciclagem interna e acúmulo de nutrientes (Jeppesen et al., 2007; Paerl e Huisman, 2008; Paerl e Otten, 2013); o que pode promover a intensificação da dominância de florações de cianobactérias tóxicas (Paerl et al., 2011a).

Neste contexto, os resultados do estudo realizado por Huber et al. (2012), em um lago eutrófico raso na Europa Central, revelaram que as florações de cianobactérias foram mais intensas em 2006 devido à condição de maior estratificação térmica que apresentou intensidade e duração maiores quando comparado com 2003, no qual, as condições foram menos favoráveis para as espécies presentes devido ao período de temperaturas mais baixas e ventos mais fortes ocorridos no verão.

No estudo desenvolvido por Soares et al. (2009), em reservatório tropical no Brasil, mostrou que, sob condições de elevados e constantes *inputs* de nutrientes ao longo dos anos, a estabilidade da coluna d'água e a elevada intensidade de luz nos meses de verão explicaram mais plausivelmente mudanças na intensidade das florações de cianobactérias e na composição de suas espécies dominantes.

Os efeitos do aquecimento global também afetarão os padrões de precipitação e seca (Paerl e Huisman, 2008; Paerl e Otten, 2013). Alguns estudos indicam que as mudanças no regime hidrológico afetarão fortemente as condições físico-químicas e os processos biológicos, podendo intensificar as florações de cianobactérias (Toth e Padisak, 1986; Kebede e Belay, 1994; Paerl e Paul, 2012).

Eventos de chuva intensa na estação chuvosa, acompanhados por prolongados períodos de estiagem podem levar a condições favoráveis para o crescimento excessivo de cianobactérias devido ao maior escoamento de nutrientes da bacia de contribuição para os corpos d'água associados à períodos mais longos de residência da água, elevada evaporação e estratificação térmica (Jeppesen et al., 2011; Reichwaldt e Ghadouani, 2012; O'Farrel et al., 2015; Paerl e Huisman, 2009).

No entanto, outros trabalhos apontam que os eventos intensos de chuva pode provocar o efeito oposto, ocasionando interrupção temporária das florações de cianobactérias (Reichwaldt e Ghadouani, 2012; Paerl e Otten, 2013). Como exemplo, segundo Quinlan et al. (2007), após 10 anos de estudo em um rio eutrofizado situado na Flórida, nos EUA, verificou-se que os eventos de chuva intensa resultaram em redução de cianobactéria.

Isso pode estar relacionado ao fato desses eventos ocasionarem aumento da velocidade dos ventos e da turbulência da água, promovendo mistura das camadas d'água do reservatório e, conseqüentemente, resultando na quebra da estratificação térmica com redução de sua biomassa e aumento da diversidade de espécies do fitoplâncton (Jacobsen e Simonsen, 1993; Jones e Poplawski, 1998; Bouvy et al., 2003; Jardim et al., 2008).

Acrescenta-se ainda que segundo Li et al. (2015) eventos de chuva intensa capazes de ocasionar a desestratificação da coluna d'água de reservatórios levam ao aumento do OD nas suas camadas mais fundas, inibindo a liberação de nutrientes dos sedimentos e causando rápida redução da biomassa de cianobactérias.

Os vários fatores ambientais envolvidos na formação de florações de cianobactérias, com ou sem produção de toxinas, são processos ecossistêmicos complexos e, apesar de muitas tentativas de explicação ainda existem muitas divergências entre autores, o que requer mais estudos para melhor compreendê-los (Huber et al., 2012; Reichwaldt e Guadouani, 2012; Loza et al., 2014; Wu et al., 2016).

Diversas características ecofisiológicas agem em conjunto para permitir a dominância de diferentes espécies de cianobactérias sob diversas condições climáticas e de qualidade da água. A investigação das respostas dos gêneros de cianobactérias e, até mesmo de suas espécies, à alterações nas condições

ambientais é crucial para compreender melhor o comportamento das florações em reservatórios de abastecimento humano.

Neste contexto, foi também considerada no presente estudo a análise da influência dos diferentes fatores ambientais indutores, seja de qualidade da água seja climáticos, na mudança de dominância de gêneros de cianobactérias no reservatório da barragem Joanes I.

3.6 Modelagem Preditiva de Florações de Cianobactérias

Existe um forte interesse em desenvolver a capacidade de prever a ocorrência de florações de cianobactérias em corpos de água utilizados para abastecimento público, assim como identificar as medidas a serem tomadas para reduzir os problemas de qualidade da água associados com a ocorrência de espécies potencialmente tóxicas (Persaud et al., 2015; Descy et al., 2016; He et al., 2016).

Utilizando modelos preditivos e de previsão, os gestores podem comunicar os riscos de exposição associados aos usos recreacionais e para abastecimento de água, bem como a possível exposição a cianotoxinas, antes da ocorrência da floração (Persaud et al., 2015; He et al., 2016).

É importante destacar que modelos de previsão são diferentes de modelos preditivos, na medida em que os primeiros se baseiam em relações dinâmicas entre a abundância de cianobactérias e parâmetros de qualidade da água e climáticos numa dimensão temporal (Persaud et al., 2015). Já os segundos são de acordo com o IBM (2012) simplesmente funções matemáticas que são capazes de aprender o mapeamento entre um conjunto de variáveis de entrada de dados, geralmente agrupadas em um registro, e uma variável de resposta ou de destino.

Acrescenta-se ainda que os modelos preditivos podem ser úteis para determinar estratégias para gerenciamento de mananciais, uma vez que auxiliam na determinação das variáveis indutoras das florações em ambientes aquáticos com o propósito de funcionar como uma ferramenta de alerta prévia (Zhang et al., 2012).

Diferentes abordagens têm sido utilizadas para a modelagem preditiva de floração de cianobactérias (Descy et al., 2016), como regressão múltipla (Sheng et al., 2012; Persaud et al., 2015; Descy et al., 2016), redes neurais (Cho et al., 2014), redes

Bayesianas (Moe et al., 2016), algoritmo evolucionário híbrido (Zhang et al., 2015), modelos matemáticos (Wu e Xu, 2011), dentre outras.

Cada tipo de modelagem apresenta vantagens e desvantagem que precisam ser cuidadosamente avaliadas para a escolha do modelo mais adequado para o que se pretende obter como resposta, levando em consideração a qualidade e a quantidade das variáveis a serem utilizadas.

Entre as diferentes abordagens de predição, modelos baseados em análise de regressão são menos complexos de desenvolver, usar e interpretar, em comparação com outras técnicas mais complexas (Katipamula e Reddy, 1998), além de apresentarem ampla aceitação em modelagem de sistemas aquáticos (Mas e Ahlfeld, 2007), mostrando-se ferramentas promissoras na modelagem preditiva.

Modelos de regressão linear múltipla (MRLMs) são métodos estatísticos cuja a finalidade principal é obter uma equação matemática, também chamada de equação de regressão, entre a variável resposta e as variáveis explicativas, também conhecidas como de influência, preditora ou independentes (Yildiz e Bilbao, 2017).

A equação de regressão pode ser expressa como:

$$y = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \dots + \beta_p x_p + \varepsilon \quad \text{Equação 1}$$

Em que y é a variável resposta, x_i ($i=1, 2, 3, \dots, p$) são as variáveis explicativas ou de influência, β_0 representa o valor de y quando os coeficientes das variáveis explicativas são nulos, β_i representam os coeficientes das variáveis explicativas e ε corresponde ao erro aleatório. Em outras palavras, ε consiste na diferença entre os valores observados e os previstos da variável resposta, que é assumida normalmente distribuída com média zero e variância σ^2 (Hair Jr. et al., 2005).

Assim, a equação de regressão tem o propósito de prever a variável resposta a partir de uma combinação das variáveis explicativas, estimando valores de β 's que melhor se ajustem aos dados e minimizem o erro (ε). Além disso, reduz grande número de variáveis para poucas com o mínimo de perda de informação, permitindo a detecção dos principais padrões de similaridade, associação e correlação entre as variáveis (Hair Jr. et al., 2005; Yildiz e Bilbao, 2017).

Para modelagem de florações de cianobactérias, modelos de regressão podem correlacionar valores históricos de concentração de cianobactérias com as variáveis

explicativas que podem ser, neste caso específico, parâmetros de qualidade da água, climáticos e hidráulicos, para estimar a abundância ou a probabilidade da ocorrência de floração de cianobactéria.

No entanto, devido ao caráter não linear das variáveis ambientais, especialmente da variável resposta (densidade de cianobactérias), nem sempre é possível aplicar regressão linear múltipla para sua modelagem preditiva. Nestes casos, utiliza-se, em geral, modelos que oferecem uma poderosa alternativa para a transformação de dados e que não requerem suposição de normalidade aos dados, denominados de modelos lineares generalizados (MLGs) (Schmidt, 2003).

3.6.1 Modelos Lineares Generalizados

Os MLGs permitem investigar os efeitos de variáveis independentes sobre uma única variável dependente de comportamento não-normal, além de estimar os parâmetros relacionados com cada efeito, avaliar a influência e realizar previsões (Sant'Anna, 2006).

Neste contexto, os MLGs são uma extensão dos modelos de regressão linear e permitem incorporar dados que exibem assimetria, de natureza discreta ou contínua, bem como dados que são restritos a um intervalo do conjunto dos reais, exigindo a independência entre as observações da variável resposta (McCullagh e Nelder, 1989; Gauss, 2000).

Segundo Gauss (2000), os MLGs são definidos:

[...] por uma distribuição de probabilidade, membro da família exponencial de distribuições, para a variável resposta, um conjunto de variáveis independentes descrevendo a estrutura linear do modelo e uma função de ligação entre a média da variável de resposta e a estrutura linear.

Em outras palavras, os MLGs representam a junção de modelos lineares e não-lineares com uma distribuição da família exponencial (Schmidt, 2003), sendo as mais utilizadas em modelagem preditiva de cianobactérias normal, *Poisson*, binomial e binomial negativo.

Os MLGs compreendem duas componentes: uma aleatória e outra sistemática. A componente aleatória consiste em uma variável aleatória Y com n observações independentes, um vetor de médias μ e uma distribuição pertencente à família

exponencial. Ao passo que a componente sistemática é composta pelas variáveis explicativas x_1, \dots, x_p . Sendo que existe uma função canônica, denominada de função de ligação, que relaciona estas duas componentes (McCullagh e Nelder, 1989; Turkman e Silva, 2000; Gauss, 2000).

A distribuição da família exponencial é expressa na equação 2:

$$f_Y(y; \theta) = \exp\left\{ \frac{y\theta - b(\theta)}{\phi} + c(y, \phi) \right\} \quad \text{Equação 2}$$

Em que $a(\cdot)$, $b(\cdot)$ e $c(\cdot)$ são funções conhecidas, ϕ é denominado parâmetro de dispersão e θ é denominado parâmetro canônico.

Cada distribuição da referida família tem uma função de ligação especial que está associada ao preditor linear (η) e define uma estatística suficiente com a mesma dimensão de β . As principais funções de ligação são: normal ($\eta = \mu$), *Poisson* ($\eta = \log \mu$), binomial ($\eta = \log\{\mu/(1-\mu)\}$), gama ($\eta = \mu^{-1}$), normal inversa ($\eta = \mu^{-2}$) (Gauss, 2000).

Destaca-se ainda que nos MLGs, o método mais usado para estimar os valores dos parâmetros β 's é o de escore de *Fisher* para maximização da função de verossimilhança, que coincide com o método de Newton-Raphson quando a função de ligação é canônica (McCullagh e Nelder, 1989).

A escolha da referida distribuição de probabilidade a ser utilizada depende de algumas características da variável resposta, sendo elas: (i) de natureza contínua; (ii) de natureza dicotômica; (iii) na forma de contagens; (iv) assimetria; (v) intervalo de variação (McCullagh e Nelder, 1989; Gauss, 2000).

Desse modo, o MLG com distribuição de Poisson é empregada para analisar dados de ocorrência de um evento de interesse não-negativos em forma de contagens, por unidade de tempo, comprimento, área ou volume (Tadano et al., 2009). Segundo McCullagh e Nelder (1989) e Gauss (2000), quando se supõe distribuição de Poisson para a variável resposta, espera-se que a média seja aproximadamente igual a sua variância, ou seja, $E(y) = \mu$ e $\text{Var}(y) = \mu$ e, portanto, supõe que a variância seja dependente da média.

No entanto, há situações em que o modelo de Poisson não apresenta um bom ajuste, em função de uma variabilidade excedente, isto é, a superdispersão das observações da variável resposta (Sant'Anna, 2006).

Neste contexto, quando se trabalha com dados ambientais com grande variabilidade, (variância consideravelmente maior que a média), esta suposição do modelo de Poisson pode não ser atendida (Schimidt, 2003). Conforme McCullagh e Nelder (1989) e Gauss (2000), quando o modelo de Poisson não apresenta um bom ajuste aos dados devido à superdispersão, a distribuição Binomial Negativa pode ser empregada para modelar os dados com $\text{Var}(y)$ superior a $E(y)$.

Desse modo, o MLG com distribuição Binomial Negativa pode também ser empregada quando a variável resposta é quantitativa discreta, isto é, uma contagem ou taxa (Sant'Anna, 2006). De acordo com Paula (2004), a distribuição Binomial Negativa pode apresentar superioridade em comparação com a de Poisson, em termos de desempenho dos estimadores, bem como controle da variabilidade dos dados, uma vez que não supõe que a variância seja igual a média.

Assim, a variância da distribuição Binomial Negativa é expressa por $\text{Var} = \mu + \mu^2/r$, podendo ser aproximada para $\text{Var} = \lambda\mu$, para um intervalo razoável de variação de μ , no qual $\lambda > 1$ (McCullagh e Nelder, 1989; Gauss, 2000).

Além da distribuição Binomial Negativa, tem-se o MLG com distribuição Binomial, conhecido como modelo de regressão logística, que também pode ser empregada para análise de dados apresentando subdispersão (Modelo de Regressão Logística) (Gauss, 2000). Acrescenta-se ainda que embora não seja frequente na prática a aplicação da distribuição binomial com dados com superdispersão é possível a sua aplicação utilizando o parâmetro de escala na função de variância (Gauss, 2000).

O modelo de regressão logística possibilita prever a relação, entre uma variável resposta qualitativa ou dicotômica e uma ou mais covariáveis qualitativas ou quantitativas (Sant'Anna, 2006). Assim, denota-se a resposta da variável dependente dicotômica como 0 e 1, de forma usual como fracasso ou sucesso, em relação a algum evento de interesse (Agresti, 1996), possibilitando prever a probabilidade de um evento apresentar característica ($y = 1$), contra a possibilidade da ausência de característica ($y = 0$) (Hosmer e Lemeshow, 1989).

Em outras palavras, o modelo de regressão logística descreve como a probabilidade de sucessos ($y = 1$) é influenciada pelo conjunto das covariáveis (Sant'Anna, 2006), sendo a função de regressão logística expressa na equação 3:

$$\text{Log}\left(\frac{\pi(x)}{1 - \pi(x)}\right) = g(x)$$

Equação 3

Em que o quociente $\frac{\pi}{1 - \pi}$ é denominado de razão de chances ou *odds* e representa quantas vezes o sucesso é mais provável que o fracasso (Agresti, 1996).

A construção dos modelos estatísticos consiste nas etapas de ajuste do modelo, análise residual e validação (McCullagh e Nelder, 1989; Gauss, 2000).

A etapa de ajuste do modelo compreende estimação dos coeficientes de regressão a partir do conjunto de observações $(x_1, x_2, x_3, \dots, x_p, y)$, aplicação de testes estatísticos de hipótese para testar a significância dos parâmetros do modelo e estimação das medidas de adequação dos valores estimados (Gauss, 2000).

Destaca-se que dentre as medidas de adequação utilizadas para subsidiar a seleção de modelos mais adequados, as mais utilizadas são aquelas que utilizam o máximo da função de verossimilhança como medida de ajustamento, a exemplo do Teste da Razão de Verossimilhança (TRV), Critério Bayesiano de Schwarz (BIC) e Critério de Informação de Akaike (AIC) (Bozdongan, 1987). Sendo que o AIC avalia o ajuste e a complexidade dos modelos, enquanto que o BIC analisa também o tamanho da amostra utilizada para desenvolver o modelo (Johnson e Omland, 2004).

Destaca-se que o AIC foi o primeiro critério baseado na informação de Kullback-Leibler (K-L), consistindo em uma medida de distância entre um modelo verdadeiro e vários modelos ajustados (Sant'Anna, 2006). Assim, modelos com menores valores de AIC e BIC, indica que os mesmos apresentam menores distância do modelo verdadeiro, isto é, melhor ajuste aos dados.

Entretanto, de acordo com Huvich e Tsai (1989), embora o AIC seja um critério eficiente, ele não é adequado para modelagem com pequenas amostras. Para contornar esse problema, esses autores desenvolveram o critério AICc, corrigido para pequenas amostras, demonstrando que o mesmo apresentou melhor desempenho que o critério AIC.

Além desses, utiliza-se como medida de ajuste o coeficiente de determinação (R^2) que consiste em um indicador numérico com valores entre 0 e 1 que permite comparar o desempenho de diferentes modelos, porém ele pode não ser uma boa estratégia tendo em vista que sempre aumenta com a inserção de novas covariáveis (Sant'Anna, 2006), além da sua aplicação em modelos não-lineares poder resultar em valores fora do intervalo $[0,1]$ (Cameron e Windmeijer, 1995).

Para contornar este problema, R^2 ajustados têm sido criados para MLGs usando uma variedade de métodos, com destaque para o baseado na divergência de Kullback-Leibler (R_{kl}^2) que pode ser usado para modelos de regressão linear e MLGs com diferentes distribuições da família exponencial, incluindo Binomial e Poisson, reduzindo as incertezas na inclusão de covariáveis (Cameron e Windmeijer, 1995).

Outra medida que avalia a qualidade do ajuste do modelo é o desvio (*deviance*), proposto por Nelder e Wedderburn (1972) no contexto dos MLGs. O desvio é definido como duas vezes a diferença entre o máximo do logaritmo da verossimilhança do modelo nulo e do modelo ajustado (Atkinson e Riani, 2000). Assim, segundo Sant'Anna (2006), o MLG que apresentar menor *deviance*, consiste no modelo com melhor qualidade do ajuste. Por fim, tem-se ainda o resíduo *deviance* que corresponde o resíduo componente do desvio, sendo recomendado a sua análise gráfica na avaliação da adequação do modelo (Lee e Nelder, 1998).

A etapa de análise residual constitui-se numa das mais importantes, corroborando na escolha do modelo mais adequado capaz de explicar as características dos dados (Gauss, 2000). Essa etapa se inicia com análise de resíduos que medem discrepâncias entre os valores observados y_i 's e os seus valores ajustados μ_i 's (McCullagh e Nelder, 1989) e são usados para explorar a adequação da distribuição proposta para a variável resposta, com respeito à escolha da função de variância, da função de ligação e dos termos do preditor linear (McCullagh e Nelder, 1989), além de detectar a presença de observações extremas com alguma interferência desproporcional na qualidade do ajuste do modelo (Sant'Anna, 2006).

Nesta etapa é crucial a análise de ferramentas gráficas, incluindo a análise de gráficos de resíduos, distância de Cook e alavanca generalizada, observando a presença de pontos influentes, isto é, valores que podem influenciar na estimativa da média da variável resposta (Sant'Anna, 2006).

De acordo com Farneir e Tutz (1994) na análise de resíduos é importante verificar se os resíduos apresentam aleatoriedade e investigar há presença de observações discrepantes, uma vez que ajuda a verificar se a função de ligação é adequada para o modelo ajustado.

A alavanca generalizada é um componente importante na análise de influência em MLGs, sendo usada para avaliar a importância individual de cada observação no próprio valor ajustado (Paula, 2004; Sant'Anna, 2006). Pontos de alavanca consiste em valores extremos na variável explicativa (X) que são detectados através da matriz chapéu H, ou seja, pontos de alavanca (h_{ii}) corresponde ao i-ésimo elemento da diagonal principal da matriz chapéu H (McCullagh e Nelder, 1989; Paula, 2004). Assim, considera-se observações como ponto de alavanca quando apresenta valor de h_{ii} superior a estatística de corte ($h_{ii} \geq 2(p + 1)/n$), em que p é o número de parâmetros e n corresponde o número de observações (Paula, 2004).

No entanto, é possível que observações que apresentem ponto de alavanca alto não sejam pontos de influência, não exercendo influência nas estimativas dos parâmetros do modelo ajustado (Sant'Anna, 2006). Desse modo, é importante analisar o gráfico de pontos de alavanca em conjunto com os resíduos *deviance* e a distância de Cook, visto que esse último é uma medida global que indica o quão atípica a observação se apresenta no ajuste do modelo (Paula, 2004).

No contexto dos MLGs, segundo Gauss (2000), não se recomenda se restringir a uma única distribuição, considerando-a ser a mais importante, e excluir outras, tendo em vista que algumas características nos dados podem não ser identificadas, mesmo por uma distribuição considerada mais adequada e, portanto, um conjunto razoável aumenta a possibilidade de se detectar essas características.

Assim, a utilização de um conjunto de distribuições da família exponencial dos MLGs neste trabalho aumentará a possibilidade em se detectar o modelo que explique melhor as influências das variáveis ambientais nas florações de cianobactérias, bem como possa predizê-las com maior segurança em manancial destinado ao abastecimento público, tornando ferramenta estratégica de gerenciamento.

4. METODOLOGIA

4.1 Área de Estudo

A bacia hidrográfica do rio Joanes (Lat. Sul $12^{\circ}32'30''$ a $12^{\circ}56'15''$ e Long. Oeste $38^{\circ}12'30''$ a $38^{\circ}39'25''$) está situada nos setores Norte e Nordeste da RMS, na região da bacia do Recôncavo Norte, no Estado da Bahia (Figura 1).

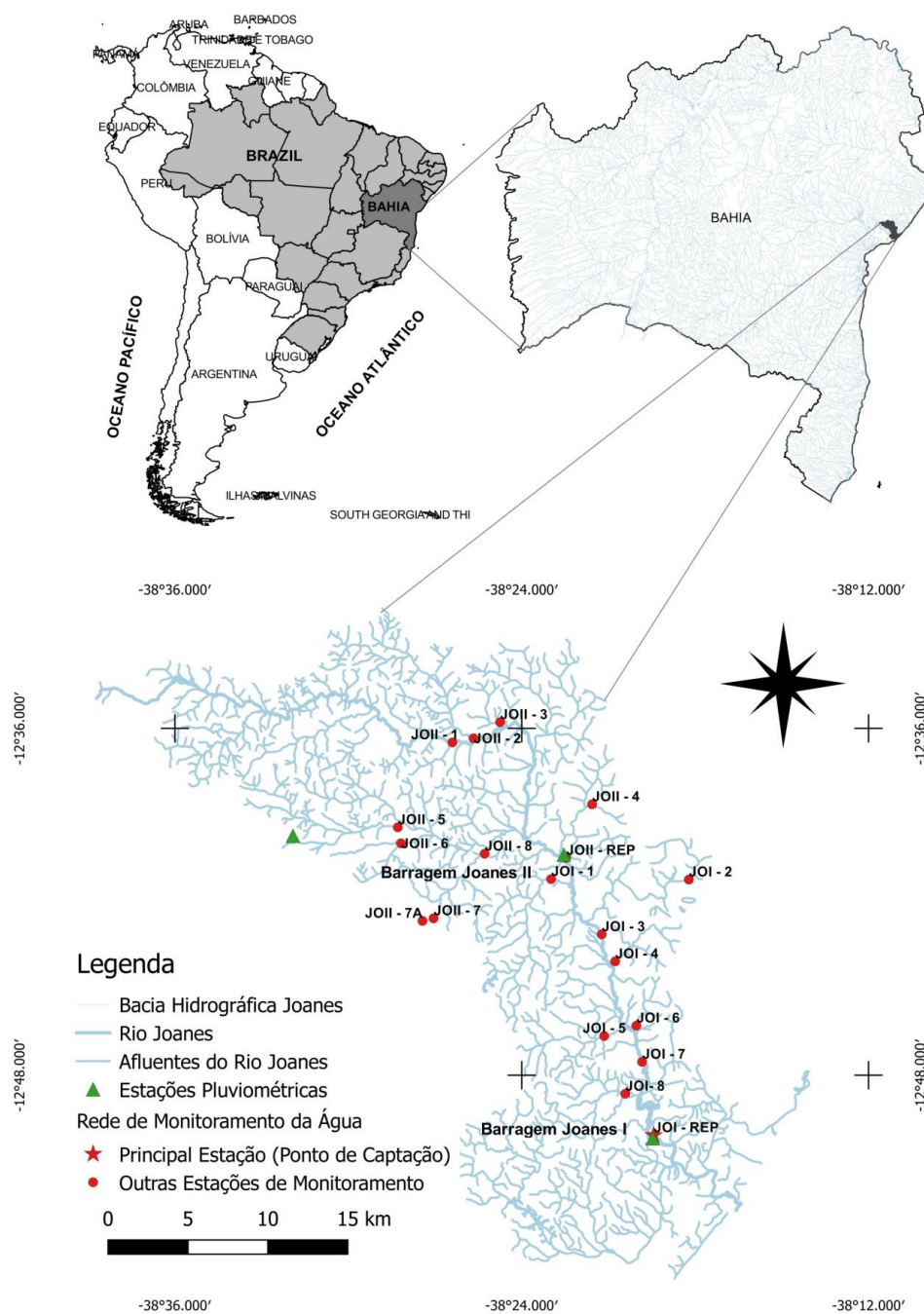


Figura 1 - Bacia Hidrográfica do Joanes e Estações de Monitoramento

Fonte: Próprio Autor.

O rio Joanes apresenta extensão linear de aproximadamente 82 km, atingindo 1.981 km de extensão com seus rios afluentes e drenando uma área de aproximadamente 790 km² (Planarq, 2001). A região possui clima tipicamente Af, tropical chuvoso de floresta sem estação seca, segundo a classificação climática de Köppen (1936). A pluviosidade média anual situa-se em torno de 1500 mm, com as chuvas concentradas no período outono-inverno, entre os meses de abril a agosto. Apresenta temperaturas médias anuais em torno de $25,55 \pm 2,23^{\circ}\text{C}$ com máxima de $29,2^{\circ}\text{C}$ e mínima $21,24^{\circ}\text{C}$, com pequena amplitude térmica (Bahia, 1998).

A bacia de estudo possui grande incidência de radiação solar, com insolação muito elevada nos meses de primavera-verão (outubro com 241,1 horas e janeiro com 273,2 horas), apresentando menores índices nos meses de outono-inverno (maio com 185,9 horas e julho com 197,2 horas) (Bahia, 1998; Menezes, 2006).

A cobertura vegetal original da área de estudo, formada pela Floresta Ombrófila Densa, pelo Cerrado arbóreo aberto e por vegetação de influência marinha (restingas e manguezal) (Menezes, 2006), encontra-se bastante antropizada para atender sobretudo a expansão urbana e outras atividades como pastagem, mineração e agricultura (Planarq, 2001; Menezes, 2006). Possui dois barramentos ao longo de seu curso d'água principal, a barragem Joanes II e a barragem Joanes I, situadas no sentido de montante para jusante, respectivamente, utilizados principalmente para abastecimento humano e industrial, além de diluição de efluentes urbanos (Planarq, 2001; Embasa, 2015).

A barragem Joanes I, situada no baixo curso do rio Joanes, a 8 km da foz do rio Joanes, é de concreto com 18 m de altura, 108 m de extensão, com cota da soleira do vertedouro de 16 m, não possuindo dispositivo de comporta para controlar o escoamento através dos vertedouros (descarga livre). O reservatório possui área de drenagem de 186 km, o tempo médio de residência da água é de aproximadamente 4 meses (130 dias) e a sua profundidade média é em torno de 8 m (Embasa, 2014; Embasa, 2015).

Sob o ponto de vista da oferta hídrica, o reservatório é bastante estratégico, atendendo a demanda de água sobretudo de municípios e do setor industrial. Fornece água para as ETAs do Parque da Bolandeira, Vieira de Melo e Teodoro Sampaio, que fazem parte do sistema Integrado de abastecimento de água de

Salvador, suprimindo a demanda de aproximadamente 40% da população da RMS (Embasa, 2014; Embasa, 2015).

O elevado crescimento socioeconômico da RMS em razão de seu processo de industrialização a partir das décadas de 60 e 70, com a instalação de complexos industriais na bacia hidrográfica Joanes juntamente com o uso e ocupação do solo de forma desordenada (Planarq, 2001), sem obediência aos parâmetros ambientais e urbanísticos definidos nos diversos instrumentos legais (Magalhães e Fiuza, 2016), vêm contribuindo para o declínio quali-quantitativo das águas do manancial Joanes.

O reservatório Joanes estando situado próximo da foz do rio Joanes, recebe significativo aporte de esgotos domésticos brutos e industrial, assim como cargas não pontuais de poluentes (Planarq, 2001; Menezes, 2006). Como resultado da ação antrópica no processo de degradação da qualidade da água, o reservatório vem sofrendo intensas florações tóxicas de cianobactérias nos últimos 10 anos (Embasa, 2014; Magalhães e Fiuza, 2016), tornando-se um grave problema com severas consequências no sistema de abastecimento público, como por exemplo dificuldades no tratamento da água levando o aumento do consumo de produtos químicos e no custo do tratamento para atender aos padrões de potabilidade (Embasa, 2014; Talarico e Beretta, 2015).

Neste contexto, destaca-se o uso de dois remediadores físico-químicos a base de sulfato de alumínio e argila modificada e enriquecida por lantânio, respectivamente, nas proximidades do reservatório para promover a imobilização do P nos sedimentos do manancial e, conseqüentemente, controlar as florações ao longo dos anos de 2015 a 2018.

Neste estudo, foram utilizados dados de qualidade da água, meteorológicos e hidráulico para avaliar a influência dos fatores ambientais nas florações de cianobactérias no manancial Joanes e, posteriormente, subsidiar o desenvolvimento da modelagem preditiva das florações. (Ver registros fotográficos das proximidades do reservatório Joanes I em APÊNDICE A - Figura 32).

4.2 Dados de Qualidade da Água

Os dados de qualidade da água no rio Joanes foram disponibilizados pela Empresa Baiana de Águas e Saneamento (Embasa) através do seu programa de

monitoramento para o período de janeiro de 2006 a outubro de 2017, correspondendo aos parâmetros hidrobiológicos, físico-químicos, químicos, elementos traço, hidrocarbonetos e pesticidas.

Embora o programa de monitoramento possua dezoito estações de amostragem localizadas ao longo do curso principal do Joanes e dos seus afluentes (Figura 1), a estação situada no reservatório da barragem Joanes I (referenciado pelo banco de dados como JOI Rep) é a que concentra o maior número de coletas de cianobactérias, totalizando 396 amostras, tendo em vista que essa estação, além de corresponder ao ponto de captação, encontra-se localizada em ponto estratégico para onde convergem as várias influências espaciais antrópicas ocorridas a montante.

As coletas foram realizadas na superfície do manancial conforme o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras da Agência Nacional de Águas (ANA) e a análise das amostras foram realizadas de acordo com o *Standart Method* (APHA, 2012) pelo Laboratório Central da Embasa.

Os parâmetros hidrobiológicos compreenderam: Clorofila-a em $\mu\text{g L}^{-1}$, Cianobactérias (identificação e contagem em cel mL^{-1}), Microcistina em $\mu\text{g L}^{-1}$, Cilindrospermopsina em $\mu\text{g L}^{-1}$, Saxitoxina em $\mu\text{g L}^{-1}$.

A análise quantitativa de cianobactérias foi realizada em amostras fixadas com solução de Lugol iodo ácida a 1% e estimadas em câmaras de contagem Sedwick Rafter de acordo com ASTM (2004) utilizando um microscópio biológico. A identificação dos gêneros de cianobactérias somente começou a ser realizada a partir de setembro de 2011 no manancial, utilizando como chave de identificação Komárek & Anagnostidis (1999, 2005), Komárek (2003), Bicudo (2005) and Sant'Anna (2012). O gênero foi considerado dominante quando ele representou pelo menos 50% do total de cianobactérias de uma amostra.

As análises de cianotoxinas começaram a ser realizadas em setembro de 2011, em atendimento à Portaria MS 2914/2011. As cianotoxinas foram analisadas através do *Enzyme-Linked Immunosorbent Assay* (ELISA).

A frequência de amostragem de cianobactérias e cianotoxinas variou de acordo com a magnitude da densidade de cianobactérias no ponto de captação do manancial em atendimento à legislação de potabilidade. Para análise de cianobactéria, quando a

densidade for superior a 10.000 cel mL⁻¹ a amostragem é semanal, quando for inferior ou igual a 10.000 cel mL⁻¹ a amostragem deve ter frequência mensal. Para as cianotoxinas, a legislação torna obrigatória sua análise semanalmente no ponto de captação quando a concentração de cianobactérias for superior a 20.000 cel mL⁻¹ (Brasil, 2011).

Além dos dados biológicos, foram analisados os parâmetros físico-químicos, químicos, elementos traço, hidrocarbonetos e pesticidas.

Os parâmetros físico-químicos e químicos considerados foram: Temperatura da Água em °C, Cor Real em mg L⁻¹ Pt, Turbidez em UNT, Sólidos em Suspensão (SS) em mg L⁻¹, Sólidos Totais Dissolvidos (STD) em mg L⁻¹, Condutividade Elétrica (CE) em umho cm⁻¹, pH, Nitrogênio Amoniacal Total em mg L⁻¹ NH₃, Nitrato (NO₃⁻) em mg L⁻¹ NO₂, Nitrito (NO₂⁻) em mg L⁻¹ NO₂, Fósforo Total (PT) em mg L⁻¹P, Oxigênio Dissolvido (OD) em mg L⁻¹, Cloreto (Cl⁻) em mg L⁻¹ Cl, Fluoreto (F⁻) em mg L⁻¹, Sulfato (SO₄⁻²) em mg L⁻¹ SO₄, Sulfeto (S⁻²) em mg L⁻¹S, Dureza Total (CaCO₃) em mg L⁻¹ CaCO₃, Alcalinidade em mg L⁻¹ CaCO₃, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em mg L⁻¹ O₂ à 5°C.

Ao passo que entre os elementos traço foram incluídos em ug L⁻¹: alumínio dissolvido (Al_{dis}), antimônio (Sb), arsênio (As), bário (Ba), berílio (Be), boro (B), cádmio (Cd), cálcio (Ca), chumbo (Pb), cobalto (Co), cobre dissolvido (Cu_{dis}), cromo (Cr), ferro dissolvido (Fe_{dis}), lítio (Li), magnésio (Mg), manganês (Mn), mercúrio (Hg), prata (Ag), selênio (Sn), vanádio (V), zinco (Zn), lantânio (La) e níquel (Ni).

Hidrocarbonetos compreendem em ug L⁻¹: 1,1 dicloroetano; 1,2 dicloroetano; acrilamida; benzeno; benzo(a)antraceno; benzo-a-pireno; benzo(b)fluoranteno; benzo(K)fluoranteno; criseno; dibenzo(a,h)antraceno; diclorometano; estireno; etilbenzeno; tolueno; triclorobenzenos; tricloroetano; xilenos totais; tetracloroetano.

Os pesticidas em ug L⁻¹ compreenderam: 2,4-Diclorofenoxiacético; 2,4,5T;- Triclorofenoxiacético; 2,4,5-TP; 2,4,6-Triclorofenol; Alaclor; Aldrin e Dieldrin; Atrazina; Clordano; DDT; DDT+DDD+DDE (T+D+E); Endossulfan; Endrin; Glifosato; Heptacloro e Heptacloro Epóxido; Hexaclorobenzeno; Lindano; Metil-Paration; Metolacloro; Metoxicloro; Molinato; Pendimetalina; Pentaclorofenol; Simazina; Tetracloro de Carbono e Trifluralina.

Em relação à frequência de amostragem, na estação situada no reservatório da barragem Joanes I, a frequência de amostragem variou de semanal a semestral, a depender do parâmetro em atendimento a Portaria 2914/2011.

Foram utilizados dados do monitoramento realizado no epilímnio (acima de 1,5 m), metalímnio (1,5 m a 3 m) e hipolímnio (3m a 8 m) no período de janeiro a dezembro de 2015 no reservatório Joanes e disponibilizados pela Embasa. Os parâmetros monitorados foram: Cianobactérias (contagem total e identificação de gêneros), cianotoxinas, P total, turbidez, DBO, pH, CE, Al_{dis} , sulfato, temperatura da água.

Adicionalmente, com o intuito de conhecer as espécies de cianobactérias presentes no reservatório da barragem Joanes I, foi realizada uma amostragem em fevereiro de 2018 ao longo das três camadas, epilímnio, metalímnio e hipolímnio. As amostras foram colocadas em garrafas escuras e fixadas com soluções de Lugol a 1%. As espécies foram identificadas pelo Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), usando microscópio óptico (Olympus BX51) e utilizando as chaves de identificação de Kómarek e Anagnostidis (1999), Komárek e Komárková (2003) e Komárek e Anagnostidis (2005).

4.3 Dados Meteorológicos e Hidráulico

As variáveis meteorológicas estudadas foram temperatura do ar ($^{\circ}C$), precipitação (mm) e insolação (horas), e a variável hidráulica, cota do nível d'água da barragem Joanes I (m), compreendendo ao período de janeiro de 2007 a outubro de 2017.

A série histórica de dados diários de precipitação foi fornecida pela Inema para as estações pluviométricas situadas em Candeias, Camaçari (Barragem Joanes II), Lauro de Freitas (Barragens Joanes I) (Figura 1).

As séries históricas com valores diários de temperatura do ar e insolação foram disponibilizadas pelo Inema via Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet), referente à estação situada em Ondina-Salvador, que consiste na estação mais próxima à área de estudo.

4.4 Análise Estatística dos Dados

Antes da realização da análise exploratória dos dados, organizou-se os dados brutos de monitoramento da água, meteorológicos e de cota do nível d'água. Nesta etapa, buscou-se a padronização e a convergência das planilhas eletrônicas com os registros dos resultados das análises em uma mesma planilha. Com base nessa organização foi possível a utilização dos dados nos *softwares* estatísticos e a verificação do número de lacunas (observações sem nenhum valor indicado) e valores abaixo do limite de detecção (LD) do método quantitativo da análise.

As análises estatísticas dos dados foram empregadas para auxiliar na concretização dos objetivos específicos apresentados no item 2.2, utilizando os *softwares* estatísticos *STATISTICA* v. 10 (*Statsoft, Inc., Tulsa, OK, USA*) e R (v. 3.5).

4.4.1 Análise da qualidade da água no reservatório Joanes I

Numa abordagem inicial para se atingir o primeiro objetivo da pesquisa foi realizada análise estatística descritiva da série histórica dos parâmetros de qualidade da água (hidrobiológicos, físico-químico e elementos traço) da estação de monitoramento, situada no reservatório Joanes I, para o período de jan/2006 a out/ 2017.

Foram considerados todos os parâmetros relativos a fatores causais e de resposta das florações de cianobactérias com a finalidade de comparar os seus valores com os padrões de qualidade da água estabelecidos pela legislação nacional (Conama 357/2005 e Portaria 2914/2011) e internacional (Diretiva Quadro de Água da União Europeia (98/83/CE), Lei de Água Potável Segura (SDWA) da Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA) e do Ministério da Saúde da China (GB 5749/2006)). Além disso, a análise descritiva também auxiliou, de forma preliminar, na seleção das variáveis a serem utilizadas na modelagem estatística das florações.

Desse modo, analisou-se isoladamente cada parâmetro (análise univariada), calculando as medidas de tendência central e de dispersão, assim como construindo gráficos (*boxplots*, histogramas, tendências) com o objetivo de obter um diagnóstico atual da condição de qualidade da água.

De forma complementar, ainda neste objetivo foi analisado a evolução do grau de trofia do reservatório por meio da construção do Índice de Estado Trófico (IET),

baseando-se na metodologia de Carlson (1977) modificada por Lamparelli (2004) para reservatórios de região tropical. Aplicou-se também o teste de significância sobre o coeficiente de *Spearman* (r_s) para identificar se a correlação entre os valores de IET e de cianobactérias é significativa ao nível de confiança de 95% ($p < 0,05$).

4.4.2 Análise da sazonalidade na dinâmica das cianobactérias

Com o propósito inicial de conhecer o comportamento dos parâmetros meteorológicos (temperatura do ar, precipitação e insolação) e cota do nível d'água da barragem Joanes I foi realizada análise estatística da série histórica de dados para o período de jan/2006 a out/2017.

Buscando analisar se existe diferença significativa ao nível de confiança de 95% ($p < 0,05$) entre os valores médios de precipitação medidos no período chuvoso (abr/mai/jun/jul/ago) e no período de estiagem (out/nov/dez/jan/fev) referentes aos anos de 2006 a 2016 na bacia do Rio Joanes foi aplicado o teste não-paramétrico de Wilcoxon para duas amostras dependentes.

O teste de Wilcoxon também foi aplicado para avaliar se há diferença significativa ao nível de confiança de 95% (duas amostras dependentes) entre as medianas de cianobactérias medidas no período de estiagem e no período chuvoso, bem como para avaliar se há diferença significativa entre as medianas de cianobactérias medidas no período com extravasamento (cota < 16 m) e no período sem extravasamento (cota ≥ 16 m) pelo vertedouro da barragem Joanes I, ao longo dos anos de 2006 a 2016.

Aplicou-se também teste de significância sobre o coeficiente de *Spearman* (r_s) para avaliar se a correlação entre os valores de cianobactérias e dos parâmetros meteorológicos e hidráulico é significativa ao nível de confiança de 95% ($p < 0,05$).

As análises foram feitas utilizando o *software Statistica*.

4.4.3 Análise da distribuição dos gêneros de cianobactérias e suas relações com as cianotoxinas no reservatório Joanes I

Com a finalidade de avaliar a distribuição dos gêneros e das cianotoxinas foi realizada a análise estatística descritiva com construção de gráficos das séries

históricas dos gêneros de cianobactérias e das cianotoxinas (microcistina, cilindrospermopsina e saxitoxina) analisadas no reservatório da barragem Joanes I para o período de out/2011 a out/2017.

Em seguida, foi aplicado teste de significância sobre o valor do coeficiente de correlação (r_s) de *Spearman* para verificar se a correlação entre as densidades dos gêneros e as concentrações de cianotoxinas é significativa ao nível de confiança de 95% ($p < 0,05$).

As análises foram realizadas utilizando o *software Statistica*.

4.4.4 Análise da influência dos parâmetros ambientais na dominância dos gêneros de cianobactérias no reservatório Joanes I no período de 2011 a 2017

Para se alcançar o quarto objetivo específico, dois modelos estatísticos foram desenvolvidos, utilizando a distribuição binomial negativa pertencente a família exponencial dos Modelos Lineares Generalizados (MLGs), para quantificar a influência de fatores ambientais na determinação do crescimento de cada gênero (*Microcystis* e *Aphanocapsa*) e, assim analisar o poder explicativo de cada variável no processo de mudança de dominância no reservatório Joanes I no período de out/2011 a out/2017, usando o *software R*.

Antes da realização da modelagem, foi feita uma análise exploratória dos dados buscando analisar a natureza da distribuição e a presença de auto-correlação nas observações da variável resposta. Além disso, nesta etapa analisou-se o comportamento temporal das variáveis explicativas medidas na superfície do reservatório a serem testadas nos modelos, P total, Al_{dis} , sulfato, cota do nível d'água e precipitação, por meio da construção de gráficos de suas séries históricas.

A escolha das variáveis explicativas dos modelos baseou-se não somente na sua importância para influenciar a mudança de dominância dos gêneros de cianobactérias, como também na qualidade dos seus dados, como por exemplo número razoável de observações medidas simultaneamente com a variável resposta.

Como forma de evitar que a ordem de grandeza das observações das variáveis explicativas influenciassem na interpretação das estimativas dos seus parâmetros e no teste de hipótese, seus valores foram normalizados pela média das observações.

Para avaliar a presença de multicolinearidade entre as covariáveis dos modelos utilizou-se conjunto de medidas de diagnóstico: *Klein*, VIF, TOL, VIF corrigido (CVIF), método de *Leamer*, F e R^2 e teste F de *Farrar* (pacote '*mctest*' do R).

Os critérios para escolha dos modelos que apresentaram melhor qualidade no ajuste aos dados consistiram na análise dos valores das medidas indicadoras da qualidade do ajuste, a saber: resíduo *deviance* (desvio residual), graus de liberdade (gl), AICc (corrigido para pequenas amostras), BIC e R_{kl}^2 (coeficiente de determinação, baseado na divergência de Kullback-Leibler).

Por fim, verificou-se a significância estatística dos coeficientes das covariáveis dos dois modelos por meio de teste individual de hipótese (Teste de ANOVA), ao nível de 10% de significância ($p < 0,1$).

Por fim, com a finalidade de se analisar o comportamento da distribuição das densidades dos gêneros dominantes e dos valores de turbidez e P total ao longo das camadas da coluna d'água do reservatório Joanes I (epilímnio, metalímnio e hipolímnio) foram construídos *boxplots*, utilizando dados do monitoramento do perfil da coluna d'água no período de janeiro a dezembro de 2015.

4.4.5 Desenvolvimento de modelos estatísticos para prever florações de cianobactérias no manancial Joanes

Os resultados dos objetivos anteriores subsidiaram atingir o propósito do quinto objetivo que consistiu na modelagem estatística preditiva de cianobactérias no reservatório Joanes I utilizando Modelos Lineares Generalizados (MLGs) para o período de monitoramento de jan/2006 a maio/2015.

Os dados foram modelados utilizando as distribuições de probabilidade de Poisson (modelo de Poisson), Binomial Negativa e Binomial, pertencentes à família exponencial dos MLGs, mais adequadas à natureza não-linear dos dados, com o propósito de prever a abundância e a probabilidade de ocorrência dos eventos de

florações e comparar os resultados da adequabilidade dos modelos para a escolha daquele com maior capacidade preditiva.

Desse modo, utilizou-se como variáveis explicativas, os parâmetros de qualidade da água (CE, P total, N-amoniaco, pH, DBO, Al_{dis} , temperatura da água), hidráulica (cota do nível d'água) e meteorológica (temperatura do ar, precipitação, insolação) e como variável resposta, cianobactérias.

Para realizar a modelagem utilizando a distribuição Binomial foi necessária a transformação da natureza da variável resposta da forma de contagem ($cel\ mL^{-1}$) para o formato dicotômico (evento de floração e não floração). O critério utilizado para dicotomização baseou-se no valor limite de $50.000\ cel\ mL^{-1}$ estabelecido pela resolução Conama 357/2005 para água doce classe 2.

Primeiramente, realizou-se a organização dos dados de qualidade da água, meteorológico e hidráulico em uma mesma planilha eletrônica, buscando a compatibilização temporal da amostragem dos dados de modo a possibilitar a análise simultânea dos mesmos na construção dos modelos.

Para se obter um banco de dados balanceado não se utilizou as variáveis de qualidade da água com elevado número de observações com valores inferiores ao LD do método quantitativo (>70%) ou sem observações (lacunas), mantendo somente as covariáveis com número razoável de observações acima do LD (<70%) medidas simultaneamente com a variável resposta.

Em seguida, foi realizada a escolha das covariáveis, utilizando-se como critério não apenas o número razoável de observações como também seu potencial explicativo das florações. Em relação ao tratamento dos dados abaixo do LD das covariáveis escolhidas (P total, N-amoniaco e Al_{dis}), utilizou-se o método da substituição pelo próprio valor do LD, haja vista que elas apresentaram percentual de observações com valores abaixo do LD inferior a 20% para todo o período estudado.

Para explorar os potenciais efeitos a curto, médio e longo prazo exercidos pelas variáveis climáticas/hidráulico, foram considerados na modelagem os valores médios de cota do nível d'água de 3, 7, 10, 15, 20 e 30 dias anteriores a data de coleta das cianobactérias. Já para a precipitação, foram utilizados os acumulados de 3, 7, 10, 15, 20 e 30 dias anteriores a data de amostragem de cianobactérias.

Antes de realizar a modelagem preditiva, uma análise exploratória dos dados das variáveis selecionados foi realizada, buscando analisar a natureza da distribuição e a presença de auto-correlação nas observações da variável resposta (histograma e gráfico de auto-correlação) e a presença de *outliers* nos dados das variáveis preditoras que pudessem ser observações discrepantes (*boxplots*).

Como forma de evitar que a ordem de grandeza das observações das variáveis explicativas selecionadas influenciassem na seleção do modelo e no teste de hipótese, seus valores foram normalizados pela média das observações de cada covariável. Desse modo, a ordem de grandeza dos coeficientes passou a ser um indicador da relação entre a covariável e a resposta predita.

A modelagem estatística consistiu nas seguintes quatro etapas: análise do ajuste dos modelos, análise residual do modelo, comparação dos modelos preditivos e validação do modelo preditivo selecionado com maior capacidade preditiva.

Antes da etapa do ajuste dos modelos de cada distribuição, buscou-se construir o maior número possível de conjuntos de covariáveis a serem modelados, utilizando 3 a 4 covariáveis em cada conjunto e buscando inserir além de variáveis de qualidade da água, pelo menos uma de natureza hidráulica e/ou meteorológica.

Na análise do ajuste dos modelos foram calculadas as seguintes medidas indicadoras da qualidade: resíduo *deviance*, gl, AICc, BIC e R_{kl}^2 (baseado na divergência de Kullback-Leibler).

Foi realizada a análise da presença excessiva de multicolinearidade entre as covariáveis de cada modelo, utilizando conjunto de medidas de diagnóstico: *Klein*, VIF, TOL, VIF corrigido (CVIF), método de Leamer, F e R^2 e teste F de *Farrar*.

Ainda na etapa do ajuste do modelo, para a escolha do modelo com melhor desempenho de cada distribuição de probabilidade, o critério primordial utilizado consistiu na ausência de multicolinearidade associado com maior R^2 e menores AICc e BIC, buscando o modelo cujas as covariáveis apresentasse maior relevância para explicar o fenômeno das florações.

Por fim, verificou-se a significância estatística dos coeficientes das covariáveis do modelo selecionado de cada distribuição por meio de teste individual de hipótese (Teste de ANOVA), ao nível de 10% de significância ($p < 0,1$).

Na etapa do ajuste do modelo selecionado de cada distribuição, avaliou-se a adequação da distribuição proposta para a variável resposta, além da presença de pontos extremos (*outliers*) por meio da construção dos seguintes gráficos de diagnóstico: valor ajustado versus medida h , distância de Cook versus índices de observações, resíduo *deviance* versus índices de observações, resíduo *deviance* versus valores ajustados, alavanca e quantil-quantil com envelopes simulados.

Na etapa da comparação dos modelos selecionados de cada distribuição, a escolha do modelo preditivo mais adequado (i.e, o modelo com maior capacidade preditiva) foi realizada por meio da comparação dos resultados estimados pelo ajuste dos modelos, partindo das análises das medidas de qualidade do ajuste (R^2 , resíduo *deviance*, gl e AICc/BIC). O critério primordial para a escolha do modelo consistiu do mesmo apresentar menores valores de AICc, BIC e resíduo *deviance*, assim como menor diferença entre resíduo *deviance* e graus de liberdades.

Por fim, foi realizada a validação do modelo selecionado com maior poder de predição, utilizando o conjunto de dados não utilizado na sua construção, referente à estação situada no reservatório Joanes I para o período de maio/2015 a out/2017.

Foi empregado o *software* R para a construção dos modelos estatísticos.

5. RESULTADOS

5.1 Análise da Qualidade da Água

A qualidade da água de um manancial depende das características de sua bacia hidrográfica, incluindo diversos fatores como clima, hidrologia, geologia, pedologia, morfologia, além de uso e ocupação do solo que, de modo conjunto, determinam uma melhor ou pior qualidade da água tomando como base o atendimento dos parâmetros físico-químicos, químicos, elementos traço, hidrocarbonetos, pesticidas e hidrobiológicos aos padrões estabelecidos pela legislação nacional e internacional.

5.1.1 Cianobactérias

Buscando conhecer a distribuição das concentrações de cianobactérias das estações de monitoramento situadas na bacia do rio Joanes, especializadas na Figura 1, para o período de janeiro de 2016 a outubro de 2017, foram construídos *boxplots* visualizados na Figura 2.

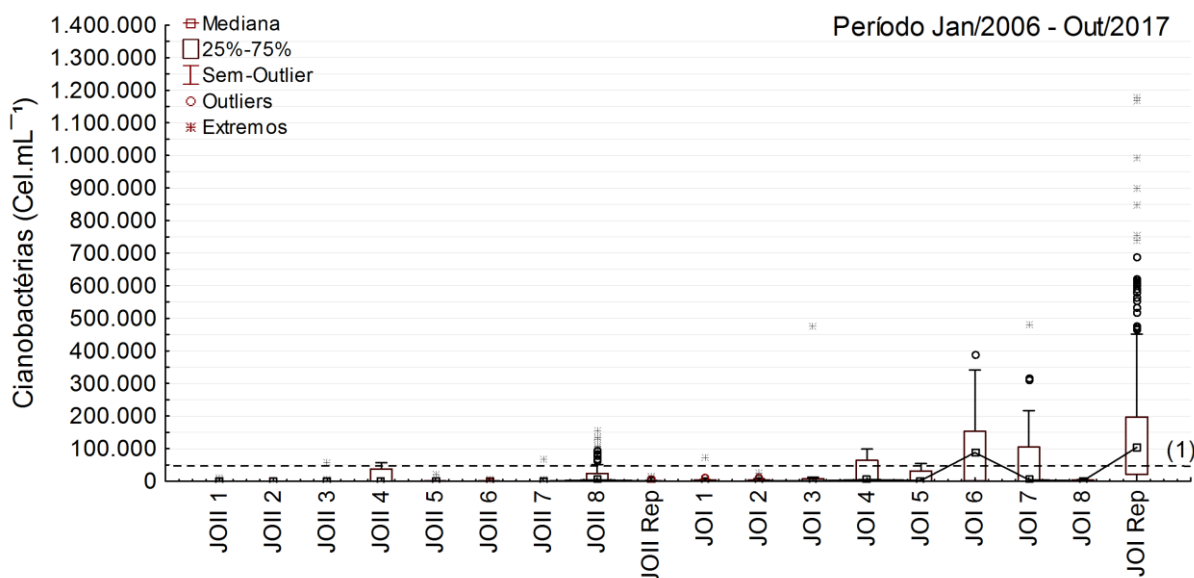


Figura 2 – Distribuição das densidades diárias de cianobactérias nas estações de monitoramento situadas na bacia do Rio Joanes no período de jan/2006 a out/2017. (1) Limite resolução Conama 357/05 para água doce – Classe 2 (<50.000 cel mL⁻¹)

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

Analisando os *boxplots*, percebe-se que há uma tendência de aumento na variação dos valores de cianobactérias das estações situadas a montante em direção ao reservatório da barragem Joanes I (referenciada como JOI Rep), o que evidencia a maior magnitude dos eventos de florações nesta estação, apresentando valor de mediana ($103.815 \text{ cel mL}^{-1}$) substancialmente acima do padrão estabelecido pela Resolução Conama 357/05.

Observa-se ainda que as estações JOI 6 e JOI 7, localizadas nos distritos de Goés Calmon em Simões Filho e de Parafuso em Camaçari, respectivamente, apresentaram grande parte das observações com valores superiores ao VMP definido legalmente. Contudo, a estação JOI 6 apresentou valores mais elevados quando comparado com a estação JOI 7, situada à sua jusante, em virtude possivelmente de sua localização imediatamente a jusante do trecho que recebe as vazões do rio Muriqueira, afluente do Rio Joanes situado em Simões Filho, para onde convergem aportes significativos de esgoto doméstico sem tratamento.

Os padrões definidos pela resolução Conama 357/05 para água doce classe 2, Portaria MS 2914/11, USEPA, Directiva 98/83/CE e Nível de Alerta 2 definido por Chorus e Bartram (1999) para monitoramento de cianobactérias em reservatórios para abastecimento público, para o período de janeiro de 2006 a outubro de 2017, bem como os resultados da análise estatística descritiva, podem ser visualizados na Tabela 1.

Tabela 1 – Análise da conformidade da concentração de cianobactérias com os padrões da legislação ambiental dos diferentes países no reservatório da barragem Joanes I no período jan/2006 a out/2017

Estação	Mín.	Méd.	Mediana	Máx.	N	Conama 357/05 (cel mL ⁻¹)	Portaria 2914/11 USEPA (Cel mL ⁻¹)	Directiva 98/83/CE (cel mL ⁻¹)	Nível de Alerta 2 (cel mL ⁻¹)
JOI Rep	57	157.952	103.815	1.814.957	364	50.000	20.000	2.000	100.000

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

Ao analisar a tabela, percebe-se que a estação JOI Rep encontrou-se fora de conformidade com os padrões de qualidade da água para cianobactérias definidos pelas leis ambientais, seja brasileira, seja internacional, apresentando média e mediana demasiadamente superiores aos seus VMPs.

Ressalta-se ainda que suas concentrações variaram de 57 a 1.000.000 cel mL⁻¹, com a presença do valor extremo igual 1.180.000 cel mL⁻¹, registrado em novembro de 2007, indicando a existência de situação atípica no comportamento geral dos dados de cianobactérias no reservatório Joanes I.

Ao início das análises estatísticas, verificou-se a necessidade de definição de uma densidade de cianobactérias como limite para a ocorrência de floração. Assim, estabeleceu-se que apenas densidades superiores a 50.000 cel mL⁻¹ configuraria como eventos de floração. Esse valor foi escolhido pois, de acordo com a resolução Conama 357/2005, é considerado valor limiar para corpos hídricos de água doce classes 2 (Brasil, 2005). Dessa forma, a Figura 3 apresenta a distribuição das densidades de cianobactérias nos períodos com floração e sem floração.

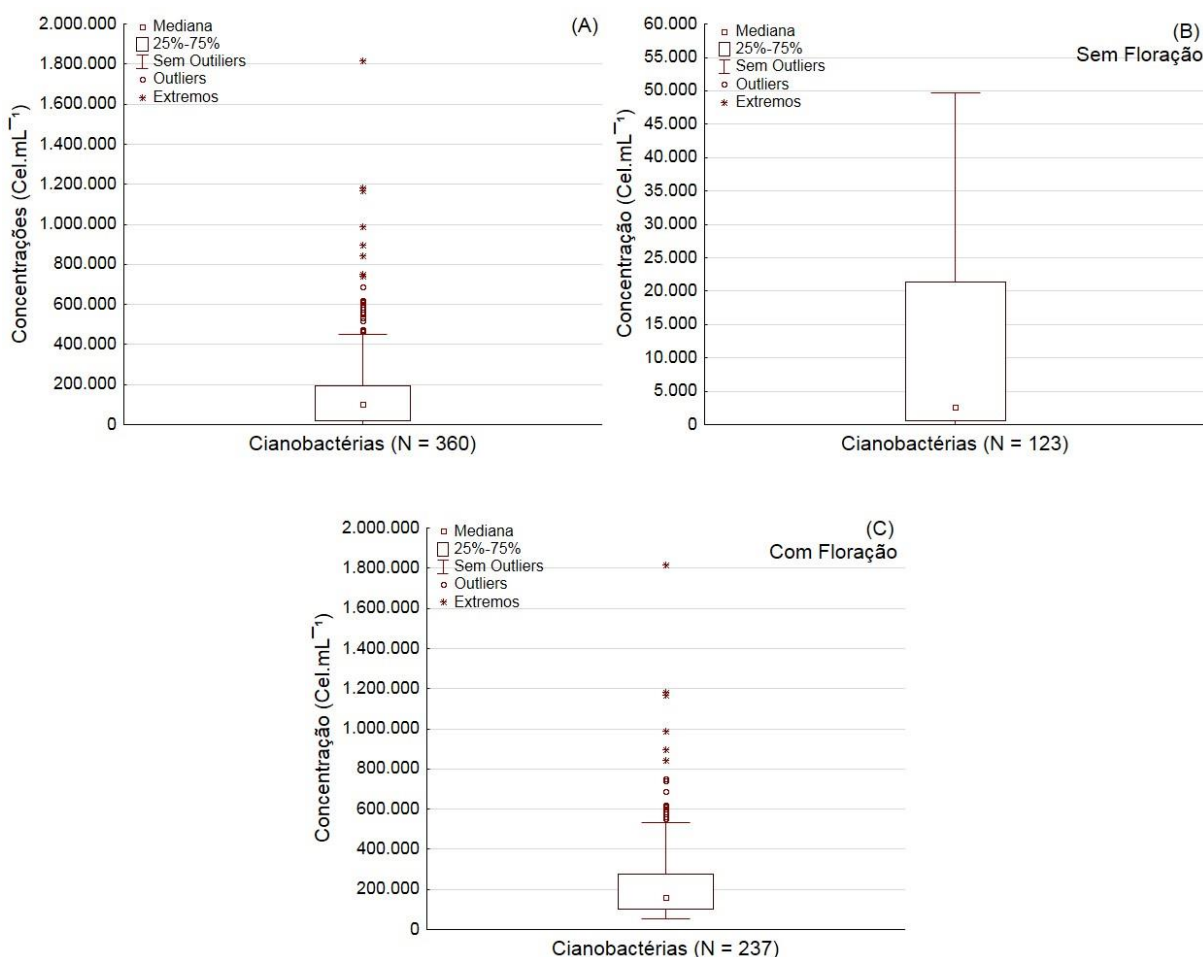


Figura 3 – Concentração diárias de cianobactérias (Cel mL⁻¹) no reservatório Joanes I, período jan/2006 a out/2017. (A) Amostra total (N = 360 observações); (B) Sem floração (densidade < 50.000 cel mL⁻¹) com N = 122 observações; (C) Com floração (densidade ≥ 50.000 cel mL⁻¹) com N = 237 observações

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

Ao se analisar os *boxplots* para o período sem floração e com floração, verifica-se que no período sem floração 50% das concentrações de cianobactérias mais típicas encontraram-se na faixa de 500 a 22.000 cel mL⁻¹ (intervalo de valores entre o 1º e o 3º quartil). Ao passo que no período com floração, 50% das suas observações variaram no intervalo entre 100.000 a 270.000 cel mL⁻¹.

O gráfico da série histórica das médias mensais de cianobactérias no reservatório da barragem Joanes I para todo período de monitoramento analisado, apresentado na Figura 4, permite extrair importantes aspectos sobre as tendências de crescimento desses microrganismos na área em estudo.

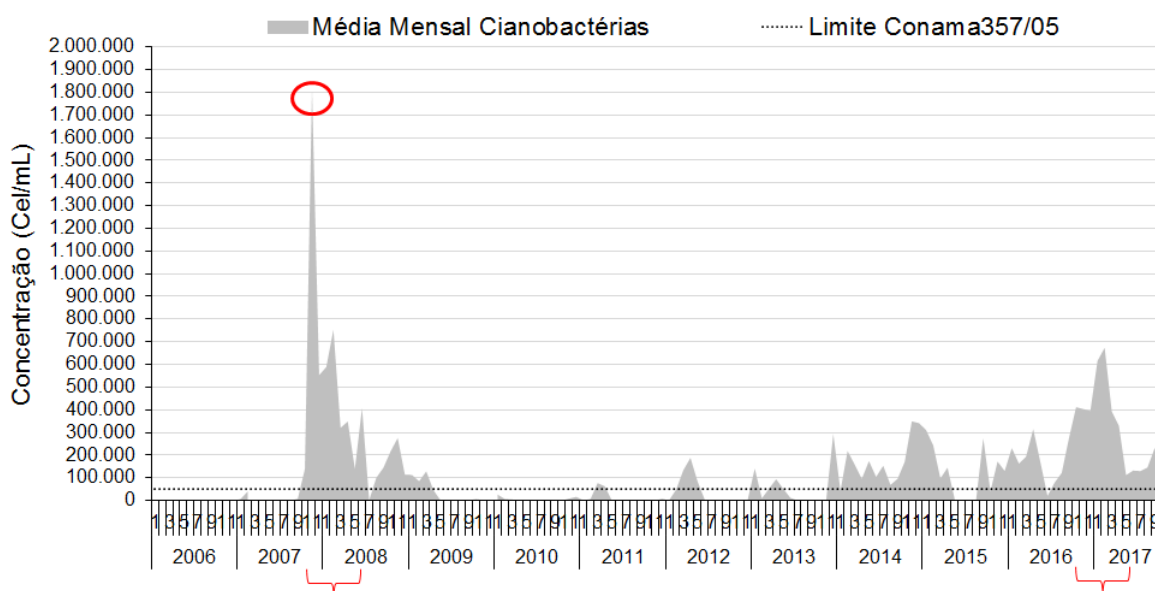


Figura 4 - Concentrações médias mensais de cianobactérias no reservatório Joanes I, no período de jan./2006 a out./2017. Círculo vermelho: observação extrema e chaves invertidas: meses mais críticos

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

A análise do gráfico permite verificar, em geral, tendência dos valores médios mensais de cianobactérias serem elevados em determinados períodos de tempo, em especial no período considerado historicamente como de estiagem (novembro a março), e com o tempo apresentar redução até o início de um novo ciclo.

Além desta tendência cíclica, é possível notar valores de cianobactérias excessivamente superiores aos limites definidos pela legislação ambiental, com destaque para os valores extremos registrados em nov/dez de 2007, jan/fev de 2008, out/nov/dez de 2016 e jan/fev de 2017 (Figura 4), ultrapassando o Nível de

Alerta 2 ($>100.000 \text{ cel mL}^{-1}$) definido por Chorus e Bartram (1999) para reservatórios de abastecimento humano. Por outro lado, verifica-se ainda a existência de um declínio brusco do número total de cianobactérias nos meses de maio a agosto de 2017, que corresponde ao período chuvoso na região, sendo observado comportamento similar em 2008, 2014 e 2015.

Verifica-se ainda que a partir de dezembro de 2013 houve elevação dos valores médios mensais de cianobactérias, mantendo-se em níveis elevados até o final do período de monitoramento estudado (out/2017).

Além disso, é importante ressaltar que em torno de 53% dos valores de cianobactérias extrapolaram o Nível de Alerta 2. Ao passo que aproximadamente 75% e 66% das densidades foram superiores aos limites estipulados pela Portaria MS 2914/11 e USEPA ($20.000 \text{ cel mL}^{-1}$) e pela resolução do Conama 357/05 ($50.000 \text{ cel mL}^{-1}$), respectivamente.

Salienta-se também que há meses sem valores médios de cianobactérias em virtude da ausência de amostragem.

Buscando compreender a distribuição das observações de cianobactérias medidas diariamente ao longo dos meses no reservatório da barragem Joanes I para o período de monitoramento de jan/2006 a out/2017, foram contruídos *boxplots* apresentados na Figura 5.

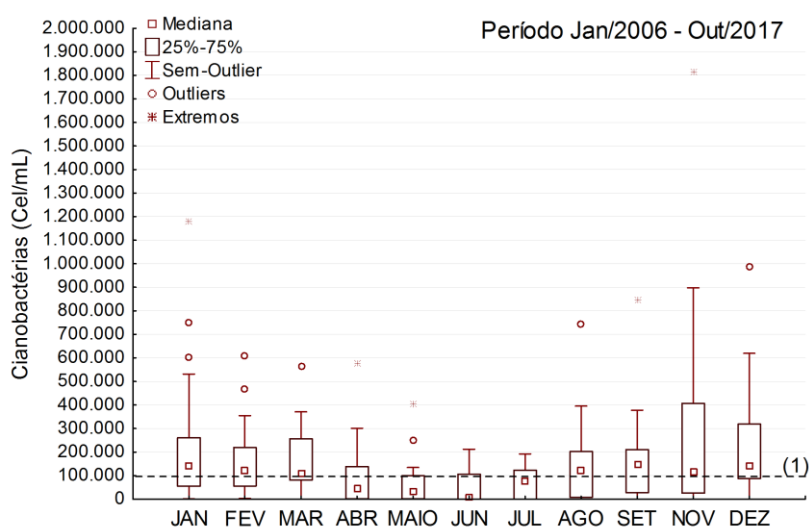


Figura 5 - Concentrações máximas, médias e mínimas mensais de cianobactérias dos anos de 2006 a 2017 no reservatório Joanes I. (1) Nível de alerta 2 definido por Chorus e Bartram (1999)

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

Quando observada a distribuição sazonal dos eventos de florações no reservatório Joanes I, nota-se que os menores valores de cianobactérias ocorreram nos meses de abril a julho, período considerado historicamente como chuvoso na região. Destaca-se que o mês de novembro apresentou valor extremo excessivamente elevado, registrado em 2007, conforme discutido na Tabela 1 e visualizado na Figura 4, não sendo identificada outra observação com valor próximo a ele, sugerindo a existência de possível erro analítico.

5.1.1.1 Análise do Nível Trófico

A existência de tendências no nível de trofia no reservatório Joanes I foi investigada por meio do cálculo do IET, utilizando os parâmetros afeitos a eutrofização, P total e clorofila a, contemplando, de maneira simplificada, causa e efeito do processo, respectivamente. Assim, a Figura 6 apresenta a série temporal dos valores médios de IET e das médias mensais de cianobactérias, possibilitando obter importantes aspectos referentes a evolução do grau de trofia no reservatório em foco para o período de janeiro de 2006 a outubro de 2016.

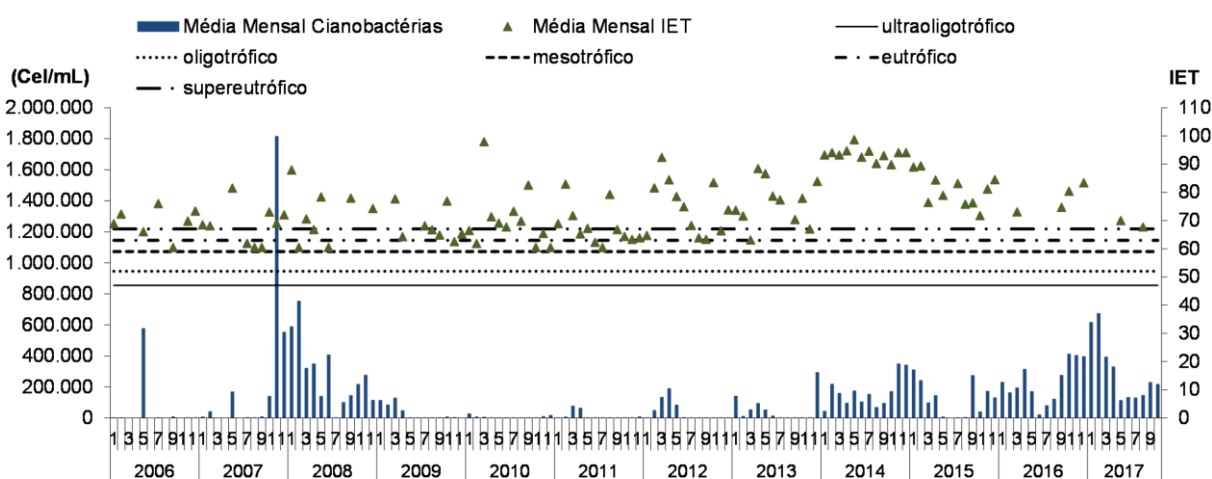


Figura 6 – Valores médios mensais de IET e de cianobactérias no reservatório Joanes I, período Jan/2006 a out/2017

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

Pode-se observar, entre determinados períodos de tempo, uma tendência dos valores iniciais serem elevados e com o tempo o IET apresentar uma redução próxima até um novo ciclo se iniciar.

Além desta tendência cíclica, nota-se que grande parte dos valores médios mensais de IET encontra-se variando entre as faixas de trofia eutrófica e hipereutrófica ao longo dos anos, sugerindo forte tendência de eutrofização e hipereutrofização no reservatório.

Observa-se que 2014 foi o ano que apresentou níveis de trofia mais críticos, apresentando a totalidade dos valores na faixa máxima de trofia (hipereutrófica) e menor variação dos seus valores, evidenciando o estágio avançado de eutrofização que se encontrou o reservatório neste ano.

Verifica-se ainda que a partir de março de 2015 a outubro de 2017, houve uma ligeira tendência de redução do IET, porém permanecendo em valores elevados na faixa hipereutrófica.

Além disso, nota-se ainda que os valores de IET tendem a acompanhar o crescimento das cianobactérias, apresentando correlação significativa com as cianobactérias ($n = 107$, $r_s = 0,39$, $p < 0,05$).

5.1.2 Parâmetros Físico-químicos e Químicos

Os parâmetros físico-químicos e químicos analisados compreenderam aqueles medidos na camada superficial do reservatório Joanes I apresentando limite de detecção (LD) do método quantitativo - sólidos dissolvidos (SS), sólidos dissolvidos totais (SDT), nitrogênio amoniacal total (N-amoniacal), nitrato, nitrito, fósforo total (P total), ortofosfato, sulfeto, sulfato, surfactantes - e, aqueles sem LD - oxigênio dissolvido (OD), pH, turbidez, cloreto, fluoreto, dureza, DBO, cor real e condutividade elétrica (CE).

É importante salientar que para os parâmetros que possuem LD, a sensibilidade do método de análise utilizado define sua capacidade para medir concentrações iguais e superiores ao valor do LD especificado com exatidão e precisão (Directiva 98/83/CE).

Assim, os padrões de qualidade da água definidos pela resolução Conama 357/05 para águas doces/classe 2, USEPA (EUA), Directiva 98/83/CE (União Europeia) e GB 5749/06 (China), bem como os seus valores mínimo, máximo, médio, número total de observações (N), LD máximo do método quantitativo e % de observações abaixo do LD, quando aplicáveis, no reservatório Joanes I para o período de janeiro de 2006 a outubro de 2017, podem ser visualizados na Tabela 2.

Tabela 2 - Análise da conformidade dos parâmetros físico-químicos e químicos com os padrões da legislação dos diferentes países no reservatório Joanes I no período de jan/2006 a out/2017. Parâmetros em negrito estão fora de conformidade

Parâmetro	Unid	Mín	Méd	Máx	N	LD	<LD (%) ⁵	Brasil ¹	EUA ²	CE ³	China ⁴
Cloreto	mg L ⁻¹ Cl	13,9	26,1	34,4	19	-	-	250	250	250	250
Cor Real	mg L⁻¹ Pt	1	17,5	37	42	-	-	75	15	-	15
CE	Umhocm ⁻¹	74,6	150,5	226	67	-	-	-	-	2500	-
DBO	mg L⁻¹ O2	1,2	4,3	18,6	90	-	-	5	-	-	-
Fluoreto	mg L ⁻¹ F	0,2	0,2	0,3	20	-	-	1,4	2	1,5	1
N-amoniacoal	mg L⁻¹	0,11	0,48	3,55	40	<0,1	20	2 (7,5≤ph≤8)	-	-	0,5
Nitrato	mg L ⁻¹	0,57	1,18	3,55	45	<0,5	84	10	10	50	10
Nitrito	mg L⁻¹	-	-	-	43	<1	95	1	1	0,50	1
OD	mg L⁻¹ OD	0,28	5,1	9,5	162	-	-	≥5	-	5	5
Orto Fosfato	mg L ⁻¹	-	-	-	39	<0,02	97	-	-	-	-
P total	mg L⁻¹	0,013	0,084	0,38	122	<0,02	11	0,025	-	-	-
pH	-	5,66	7,0	10,3	87	-	-	6 - 9	6,5 - 8,5	6,5 - 9,5	6,5 - 8,5
Sulfeto	mg L⁻¹	0,002	0,28	3	13	<0,002	15	0,002	-	-	-
Sulfato	mg L ⁻¹	5,18	10,4	22,6	62	<5	16	250	250	250	250
Surfactante	mg L⁻¹	0,05	0,26	0,9	21	<0,05	33	-	-	-	-
SD	mg L ⁻¹	72	107,5	134	63	<100	62	-	-	-	-
ST	mg L ⁻¹	104	153	185	20	<100	70	500	500	-	1000
Turbidez	NTU	1,8	12,9	110	89	-	-	100	5	1	1
Temp. da Água	°C	21	26,9	32	242	-	-	-	-	-	-

Nota: - não há VMPs definido pela respectiva legislação

¹ Conama 357/05 para águas doces/Classe 2 (Brasil, 2005)

² Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA) (EUA, 2012)

³ Directiva Quadro de Água da União Europeia 98/83/CE (CE, 1998)

⁴ Ministério da Saúde da China (GB 5749/2006) (China, 2006).

⁵As observações dos parâmetros com valores abaixo do LD não foram consideradas na análise estatística descritiva.

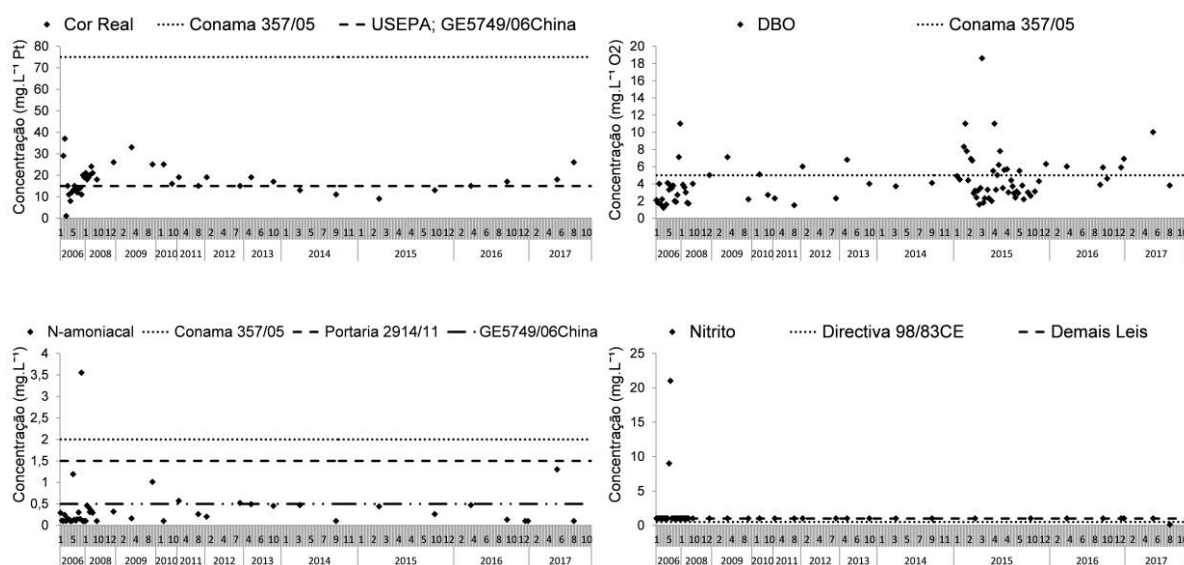
Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

Pode-se observar que os parâmetros nitrato, nitrito, orto-fosfato e ST apresentaram elevado percentual de observações abaixo do LD (superior a 70%). Ao passo que N-amoniaco total, P total, sulfeto e sulfato apresentaram baixos percentuais (inferior a 25%).

Dentre os parâmetros, nota-se que cor real, DBO, OD e P total apresentaram número considerável de observações com valores acima dos padrões legais, destacando-se que o P total apresentou 83% das observações acima do VMP definido pelo Conama 357/05 (0,025 mg L⁻¹).

Os demais parâmetros físico-químicos e químicos apresentaram todas suas observações abaixo dos padrões de qualidade da água estabelecidos pela legislação dos diferentes países.

Os gráficos dos parâmetros físico-químicos e químicos com observações acima dos padrões de qualidade da água definidos legalmente pelos diferentes países, representados na Figura 7, permitem visualizar o comportamento desses parâmetros ao longo do período de estudo, bem como sua conformidade com a legislação.



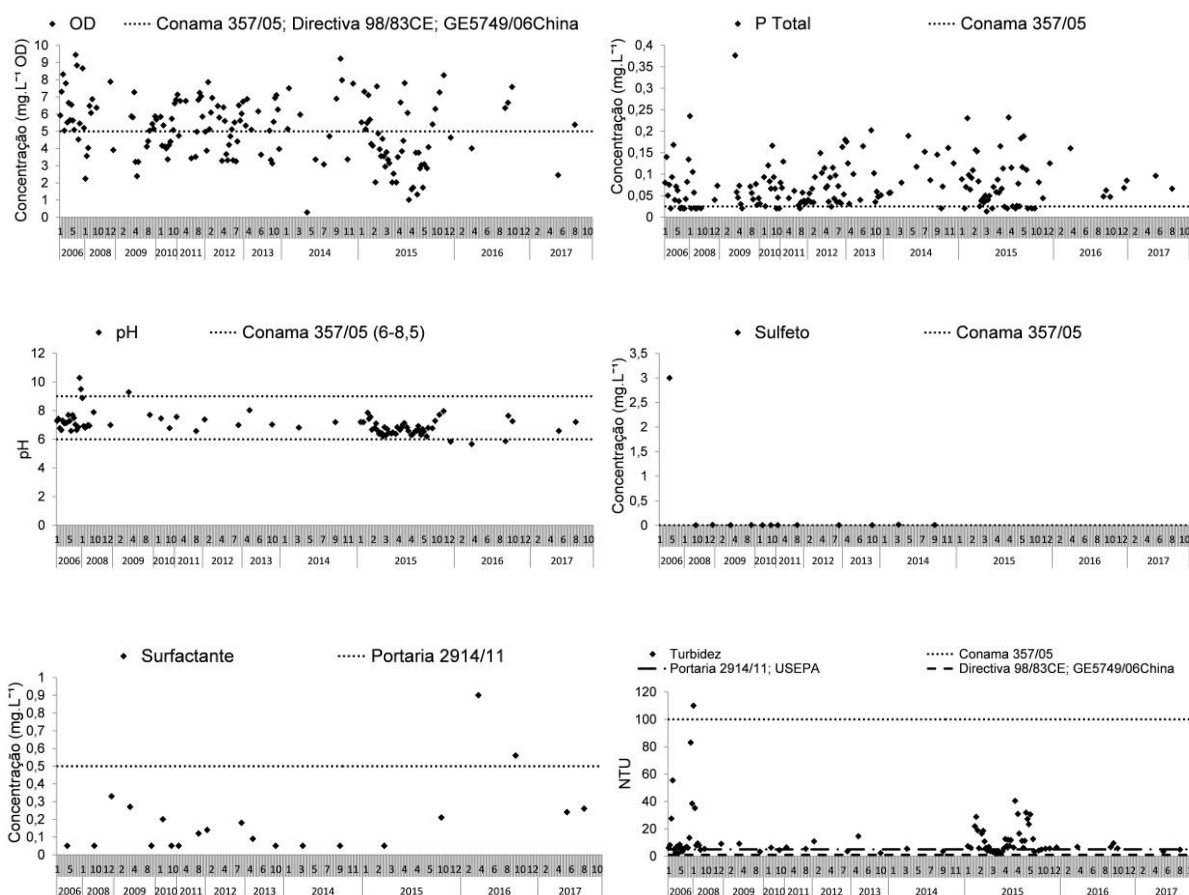


Figura 7 - Concentrações diárias dos parâmetros físico-químicos e químicos em comparação com a legislação ambiental no reservatório Joanes I, no período de jan/2006 a out/2017

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

Pode-se notar que os nutrientes variaram de não-detectáveis (abaixo de $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ de P total e $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ de N-amoniacal) até concentrações muito altas ($0,38 \text{ mg L}^{-1}$ de P total e $3,55 \text{ mg L}^{-1}$ de N-amoniacal). Todas as observações do parâmetro nitrito ficaram abaixo do LD (1 mg L^{-1}) com exceção de duas observações com valores iguais a 9 e 21 mg L^{-1} , registradas em maio e julho de 2007, respectivamente, ultrapassando consideravelmente o VMP pela legislação (1 mg L^{-1}).

Observa-se que o P total apresentou ligeira tendência de redução nos anos de 2016 e 2017, porém se mantendo acima do padrão legal brasileiro ($0,02 \text{ mg L}^{-1}$). As concentrações de DBO apresentaram média em torno de 4,3, atingindo o valor máximo de 18 mg L^{-1} em março de 2015. Além disso, nota-se que DBO e turbidez apresentaram valores mais elevados ao longo dos meses de 2015. O primeiro (DBO) em concordância com os valores de OD apresentaram redução neste período.

As águas do reservatório encontraram-se relativamente neutras com pH médio de 7, atingindo um valor máximo em torno de 10 e um valor mínimo de 5,7. A média de turbidez foi de aproximadamente 12,9 NTU, com grande parte dos valores variando na faixa entre 1,8 a 40,5 NTU, com apenas uma observação superior ao VMP definido pelo Conama 357/05 (100 NTU), registrada em janeiro de 2008.

Observa-se também que todas observações de sulfeto encontraram-se abaixo do VMP (0,002 mg L⁻¹) definido pelo Conama 357/05, com exceção de uma observação (3 mg L⁻¹), registrada em janeiro de 2007 que influenciou o seu valor médio (0,28 mg L⁻¹).

Verifica-se assim que N-amoniacoal, nitrito, pH, sulfeto, surfactante e turbidez embora tenham apresentados grande parte das observações abaixo do VMPs definido pelas leis ambientais, apresentaram alguns valores que extrapolaram esses limites (Figura 7).

Com relação a temperatura da água, a Figura 8 permite visualizar a variação dos valores médios mensais de temperatura da água registrados nas três zonas do reservatório Joanes I, epilímnio, metalímnio e hipolímnio, ao longo dos meses de 2015.

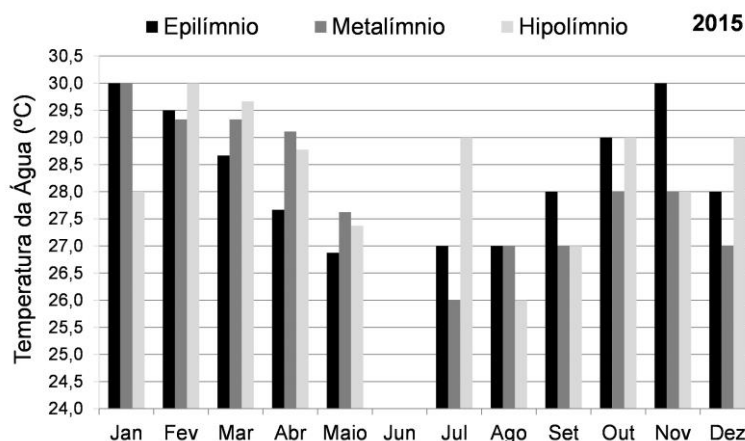


Figura 8 – Valores médios mensais de temperatura da água no epilímnio, metalímnio e hipolímnio do reservatório da barragem Joanes I, no período de jan. a dez./2015

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador estadual de serviços de água.

Analisando o gráfico, percebe-se que embora a variação de temperatura ao longo das três camadas da coluna d'água seja relativamente pequena quando comparado à regiões temperadas, diferença de 0,1°C por metro já é o suficiente para o

estabelecimento da termoclina no metalímnio e, assim, promover o fenômeno da estratificação térmica em reservatórios tropicais, de acordo com os autores Henry e Barbosa (1989).

Nota-se ainda que o sistema encontrou-se mais estratificado nos meses de janeiro, agosto, setembro e novembro com o epilímnio apresentando maiores temperaturas e, conseqüentemente, menores densidades, enquanto o hipolímnio apresentando águas mais frias e maiores densidades.

Por outro lado, observa-se que nos demais meses as águas do hipolímnio apresentaram temperaturas ligeiramente maiores quando comparado com as do epilímnio, indicando que o reservatório pode ter sofrido influência do período chuvoso na região no ano de 2015, ocasionando maior recirculação das camadas do reservatório e, conseqüentemente, resfriamento das águas no epilímnio com atenuação da estratificação.

5.1.3 Elementos Traço

A análise da conformidade dos elementos traço com os padrões da legislação ambiental, assim como os seus valores mínimo, médio, máximo, número total de amostras (N), LD máximo do método quantitativo e % de observações abaixo do LD, no reservatório da barragem Joanes I, para o período de janeiro de 2006 a outubro de 2017, estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Análise da conformidade dos elementos traço com os padrões da legislação ambiental dos diferentes países no reservatório Joanes I no período de jan/2006 a out/2017. Parâmetros em negrito estão fora de conformidade

Parâmetro ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Mín.	Média	Máx.	N	LD	<LD (%) ⁶	Brasil ¹	EUA ²	CE ³	China ⁴
Al_{dis}	6,25	70,6	396	69	<5; <10	20	100	50 - 200	200	200
Ag ⁵	-	-	-	23	<0,1; <2	100	10	100	-	50
As	0,54	1,04	1,87	24	<0,5	75	10	10	10	1
Ba	10,1	49,9	219	23	<6	9	700	2000	-	700
B	50	190	480	23	<50	43	500	-	1000	500
Be ⁵	0,07	0,10	0,13	23	<0,07	91	40	4	-	2
Cd	0,13	0,42	2,02	23	<0,1	48	1	5	5	5
Cr	0,68	2,8	9,08	23	<0,5	35	50	100	50	50
Co	10	20	50	23	<10	70	50	-	-	-
Cu _{dis}	2,35	3,95	5,56	22	<2	91	9	1000	2000	1000

Fe_{dis}	10,9	94,8	635	22	<10	36	300	300	200	300
Hg	0,06	0,19	0,73	23	<0,05	43	0,20	2	1	-
Li ⁵	-	-	-	23	<10; <30	100	2500	-	-	-
Mn	24,4	79,1	220,0	23	-	0	100	50	50	100
Ni ⁵	-	-	-	23	<10	96	25	-	20	20
Pb	6,7	57,5	240	23	<5	39	10	15	10	10
Sb ⁵	-	-	-	23	<3	96	5	6	5	5
Sn	1,18	2,99	7,58	23	<1; <2	78	10	50	10	10
V	0,2	1,27	4,6	23	<0,2	48	100	-	-	-
Zn	3,56	30,3	136	22	<3	27	180	5000	-	1000

Nota: - não há VMP definido pela respectiva legislação

¹ Conama 357/05 para águas doces/Classe 2 (Brasil, 2005)

² Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA) (EUA, 2012)

³ Directiva Quadro de Água da União Europeia 98/83/CE (CE, 1998)

⁴ Ministério da Saúde da China (GB 5749/2006) (China, 2006).

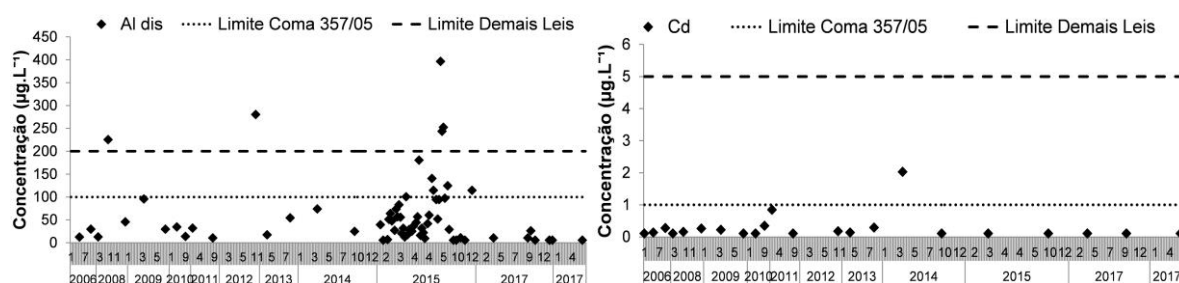
⁵ Parâmetros sem valores médio, mínimo e máximo devido ao elevado percentual de observações abaixo do LD.

⁶ As observações dos parâmetros com valores abaixo do LD não foram consideradas na análise estatística descritiva.

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

Ao analisar a tabela, percebe-se que os elementos Al_{dis}, Cd, Fe_{dis}, Hg, Mn e Pb (em negrito) apresentaram valores individuais fora de conformidade com os padrões de qualidade da água estabelecidos pela legislação ambiental dos diferentes países.

A Figura 9 permite visualizar o comportamento das observações dos elementos traço fora de conformidade ao longo de todo período estudado e os seus respectivos VMPs estabelecidos pelas leis ambientais (Conama 357/05, USEPA, Directiva 98/83/CE e GB 5749/06China).



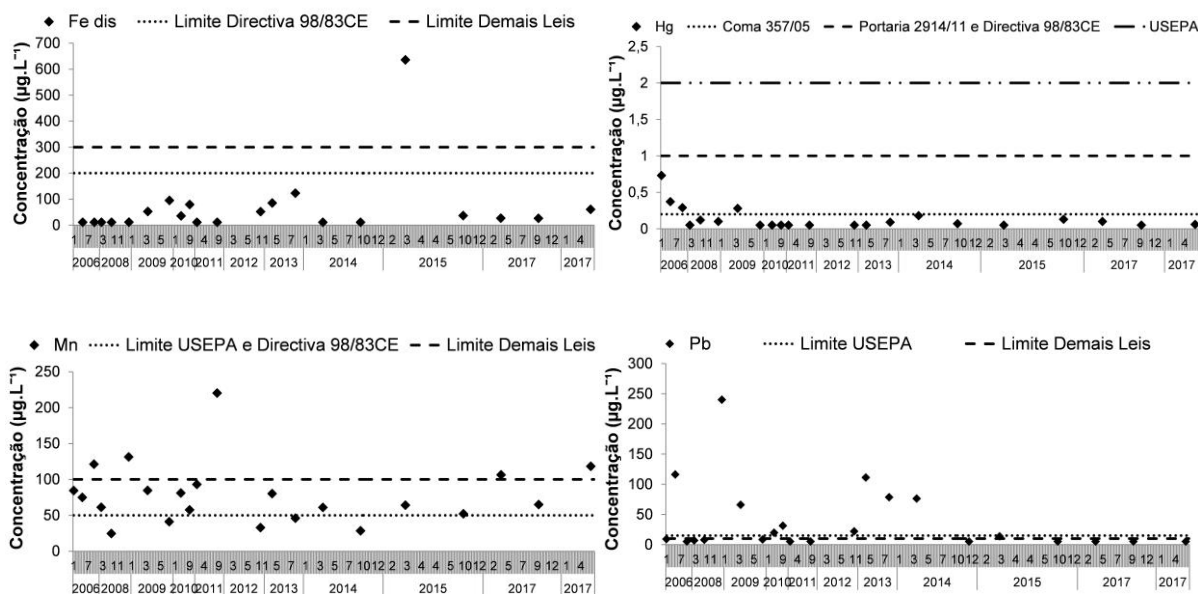


Figura 9 - Concentrações dos elementos traço em comparação com a legislação ambiental no reservatório Joanes I, no período jan/2006 a out/2017

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

Ao se analisar as tendências dos valores dos elementos no tempo, observa-se que o Al_{dis} , Pb e Mn encontram-se em uma condição mais crítica, apresentando valores consideravelmente superior aos padrões definidos legalmente pelos diferentes países, com destaque para o Al_{dis} que apresentou valores excessivamente elevados nos meses entre março a maio de 2015, superiores ao VMP ($200 \mu\text{g L}^{-1}$) definido pela SDWA e Diretiva 2000/60/CE.

Observa-se que o Fe_{dis} e o Cd apresentaram somente uma observação fora de conformidade, respectivamente $635 \mu\text{g L}^{-1}$ (março de 2015) e $2 \mu\text{g L}^{-1}$ (março de 1014). Nota-se ainda que o Hg somente apresentou valores que extrapolaram o limite do Conama 357/05 nos anos de 2006 a 2008, mantendo-se assim abaixo dos demais VMPs durante todo período de estudo.

5.1.4 Hidrocarbonetos e Pesticidas

A análise de hidrocarbonetos indicou observações com valores abaixo do LD do método analítico em mais de 90% das amostras para o período de 2006 a 2017 no reservatório da barragem Joanes I, encontrando-se em conformidade com o padrão de qualidade da água estabelecidos pelo Conama 357/05, USEPA, Directiva

98/83/CE e GB 5749/06 para todo o período estudado (Ver em Apêndice B Tabela 14 detalhes das análises de hidrocarbonetos).

Com relação aos pesticidas, a análise indicou observações com valores abaixo do LD do método quantitativo em 100% das amostras, com exceção do 2,4D e glifosato.

Por outro lado, apenas os pesticidas 2,4,5-Triclorofenoxiacético, 2,4,6-Triclorofenol, Alaclor, Atrazina, Glifosato, Metolacloro, Pentaclorofenol, Simazina e Tetracloro de Carbono apresentaram LDs inferiores aos VMPs definidos pelo Conama 357/05, estando assim em conformidade com os padrões da referida legislação.

Quanto aos padrões estabelecidos pelo USEPA, os pesticidas 2,4-Diclorofenoxiacético, 2,4,5-Triclorofenoxiacético, Alaclor, Atrazina, Clordano, Endrin, Glifosato, Metoxicloro e Simazina apresentaram LDs inferiores aos padrões estabelecidos por essa legislação, atendendo assim os respectivos VMPs.

Os demais pesticidas não mencionados apresentaram LDs superiores aos VMPs definidos pela legislação ou ainda não foram definidos padrões legais para eles (Ver em Apêndice B Tabela 15 detalhes da análise dos pesticidas).

5.2 Análise da Sazonalidade na Dinâmica das Cianobactérias

5.2.1 Análise dos Parâmetros Meteorológicos/Hidráulico

A análise descritiva dos valores diários de temperatura do ar, insolação, precipitação e cota do nível d'água da barragem Joanes I para o período de janeiro de 2006 a outubro de 2017 está representada na Tabela 4.

Tabela 4 – Análise descritiva das observações diárias dos parâmetros meteorológicos/hidráulico no período jan./2006 a out./2017

Parâmetro	Unidade	Mínimo	1ºQuartil	Mediana	Média	3ºQuartil	Máximo	N
Temperatura do ar	°C	20,52	24,08	25,54	25,43	26,72	29,18	4305
Insolação	horas	0,0	4,50	7,0	6,26	8,50	11,2	4313
Total diário de precipitação	mm	0,0	0,0	0,10	4,08	3,90	149	4318

Cota do nível d'água	m	14,28	15,26	15,77	15,66	16,03	18,18	4318
----------------------	---	-------	-------	-------	-------	-------	-------	------

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo Inema, Inmet e prestador de serviço de abastecimento de água.

Analisando a tabela, nota-se a presença de valores máximos que podem ser considerados como *outliers*, visualizáveis na Figura 10, indicando a existência de situações meteorológicas/hidráulica atípicas no comportamento geral da série de observações.

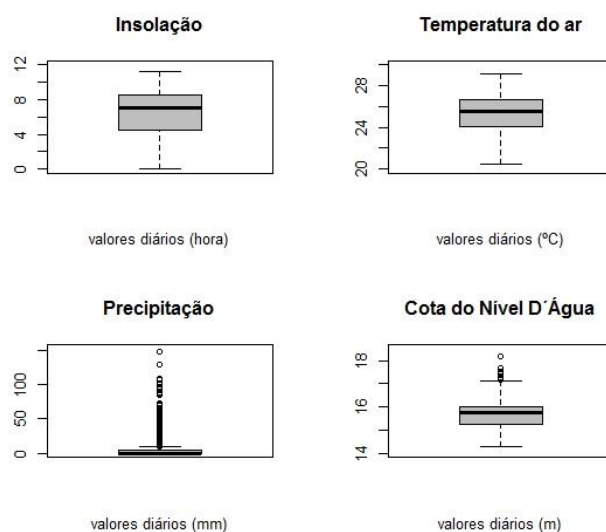


Figura 10 – Distribuição dos valores diários dos parâmetros meteorológicos/hidráulico, período de Jan/2006 a out/2017

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo Inema, Inmet e prestador de serviço de abastecimento de água.

Analisando os *boxplots*, observa-se que a temperatura do ar e a insolação não apresentaram registros de observações atípicas no período de tempo estudado. Além disso, tem-se que 50% dos valores mais típicos de temperatura (intervalo entre 1º e 3º quartis da Tabela 4) encontraram na faixa de 24,1 a 27,7 °C, não apresentando valores inferiores a 20°C durante os anos de investigação. Enquanto que 50% dos valores de insolação variaram na faixa de 4,5 a 8,5 h ao longo dos 10 anos de monitoramento, apresentando alguns valores iguais a 0, registrados durante o período chuvoso da região com a ocorrência de dias completamente nublados.

Quanto a precipitação, nota-se que existe significativa amplitude de variação entre os valores diários mínimo e máximo, respectivamente 0 mm e 149 mm, indicando a magnitude do evento de chuva mais intenso registrado em todo o período de estudo.

Analisando o *boxplot* dos valores diários de cota, percebe-se que aproximadamente 70% das observações apresentaram valores inferiores a 16 m, que corresponde a cota da soleira do vertedouro da barragem (ou cota superior do volume útil), o que significa afirmar que não ocorreu extravasamento na barragem durante a maior parte da série histórica analisada.

É possível perceber também a presença de valores extremos de cota, com destaque para o valor igual a 18,2 m, registrado no dia 22 de janeiro de 2006, e considerado demasiadamente elevado, uma vez que corresponderia a uma altura da lâmina d'água acima da soleira do vertedouro de 2,2 m. Ao se analisar a pluviosidade ocorrida em janeiro de 2006, tem-se que o acumulado de precipitação nesse mês foi de 23,7 mm, valor abaixo da média dos acumulados dos meses de janeiro de toda série histórica. Nesse sentido, é possível inferir a ocorrência de falha na medição.

O comportamento da série histórica dos totais mensais de insolação e das médias, máximos e mínimos mensais de temperatura do ar, para o período de janeiro de 2006 a outubro de 2017, pode ser visualizado na figura 12, permitindo extrair importantes aspectos com relação ao comportamento dos dados.

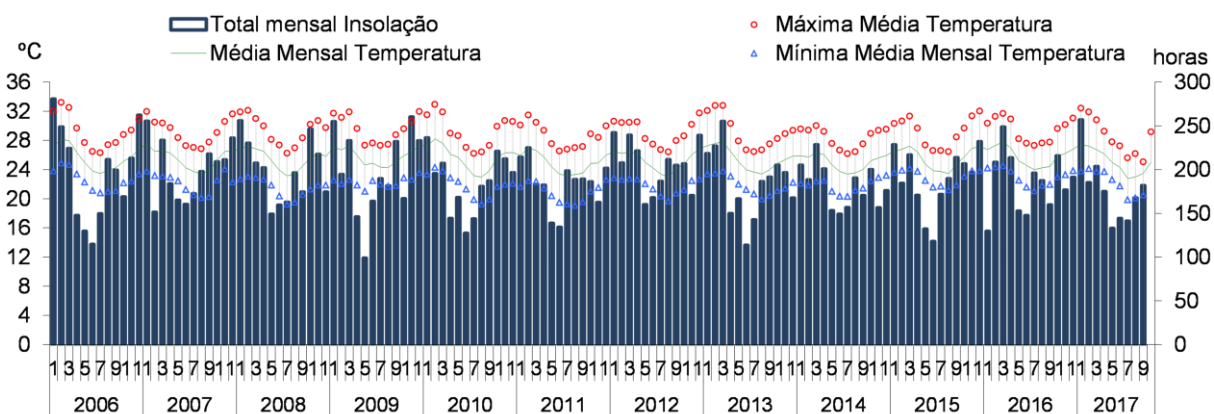


Figura 11 – Série histórica dos totais mensais de insolação (horas) e dos máximos, médios e mínimos mensais de temperatura do ar (°C) na bacia Joanes no período Jan/2006 a Out/2017

Fonte: Próprio autor baseado em dados disponibilizados pelo Inema e Inmet.

Ao analisar o gráfico, verifica-se que os totais mensais de insolação apresentaram tendência cíclica, com valores mais elevados nos meses historicamente de estiagem na região atingindo 281 horas de insolação (Janeiro de 2006) e menores nos meses tipicamente chuvosos alcançando 99 horas (Maio de 2009), com média mensal de aproximadamente 190 horas. É importante destacar que de acordo com Carmichael

(2000) cianobactérias crescem melhor em níveis de luminosidade mais baixos que outros grupos fitoplanctônicos, uma vez que apresentam além da clorofila outros pigmentos que as possibilitam crescer e manter as funções de suas células mesmo em ambientes com baixos níveis de insolação.

Com relação aos valores de temperatura do ar, verifica-se que a variação entre seus valores ao longo dos meses dos anos é relativamente pequena, apresentando amplitude entre os valores máximo e mínimo mensal variando entre 33,2°C (Fevereiro de 2006) e 19°C (Agosto de 2011), com valor médio mensal de aproximadamente 25°C, característicos de regiões tropicais. É importante salientar que a faixa ótima de crescimento das cianobactérias é atingida por grande parte dos gêneros a temperaturas acima de 25°C (Chorus e Bartram, 1999, Carmichael, 2000), temperatura mantida nas proximidades da bacia na maior parte do tempo.

Buscando compreender o comportamento das cotas do nível d'água da barragem Joanes I, foi construído o gráfico da Figura 12 que relaciona as médias mensais de cota e os totais pluviométricos ao longo do período de monitoramento, permitindo extrair importantes aspectos dos dados. A cota superior corresponde a cota de vertimento (i.e., a cota da soleira do vertedouro) e a cota inferior refere-se ao nível d'água inferior do volume útil.

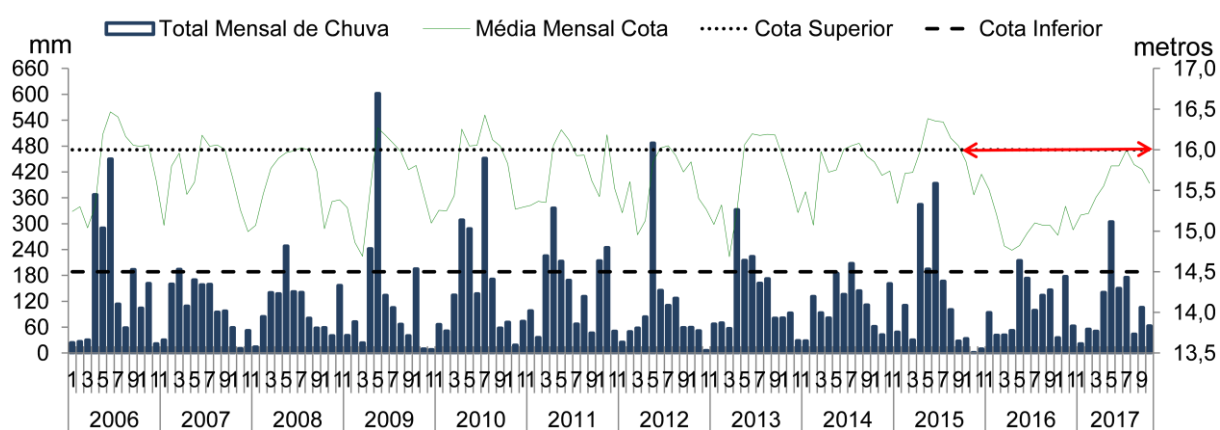


Figura 12 – Série histórica das cotas médias mensais (m) e dos totais mensais de precipitação (mm) no reservatório da barragem Joanes I no período Jan/2006 a Out/2017. seta vermelha: tempo de residência da água mais longo do período

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo Inema e pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

Pode-se observar que a sazonalidade desempenha papel relevante na variação dos totais mensais de precipitação na bacia, apresentando valor total mensal variando

de 0 mm a 600 mm, com valor médio mensal de aproximadamente 124,2 mm. O maior acumulado mensal (602 mm) foi registrado em maio de 2009, enquanto que o menor total mensal (0,15 mm) ocorreu em novembro de 2015.

Nota-se ainda ocorrência de ligeira tendência de redução dos totais mensais de chuva nos anos de 2016 e 2017. Os valores diários de precipitação encontram-se correlacionados positivamente com os de cota do nível d'água da barragem Joanes I ($n = 4283$; $r_s = 0,23$; $p < 0,05$).

Observando o comportamento dos valores de cota no gráfico, percebe-se que a amplitude de variação dos seus valores médios mensais variou entre 14,7 m (março de 2013) a 16,5 m (junho de 2006), com valor médio mensal de aproximadamente de 15,6 m.

Entretanto, é possível notar que a partir de agosto de 2015 o reservatório apresentou redução substancial dos seus valores de cota, configurando um comportamento crítico na série histórica estudada. Assim, mesmo durante o período chuvoso, quando em geral ocorre extravasamento pelo vertedouro, os níveis d'água se mantiveram significativamente baixos, atingindo valores próximos a cota inferior do volume útil (14,5 m) (Figura 12).

Esse longo período de *stress* hídrico no reservatório resultou no prolongado tempo de residência da água, aproximadamente 510 dias (set/2015 a maio/2017) conforme visulizável na Figura 12 (seta vermelha).

Com o propósito de analisar a distribuição dos valores de precipitação e cota do nível d'água ao longo dos anos de monitoramento, foram construídos *boxplots* (Figura 13), possibilitando extrair importantes aspectos no comportamento dos dados.

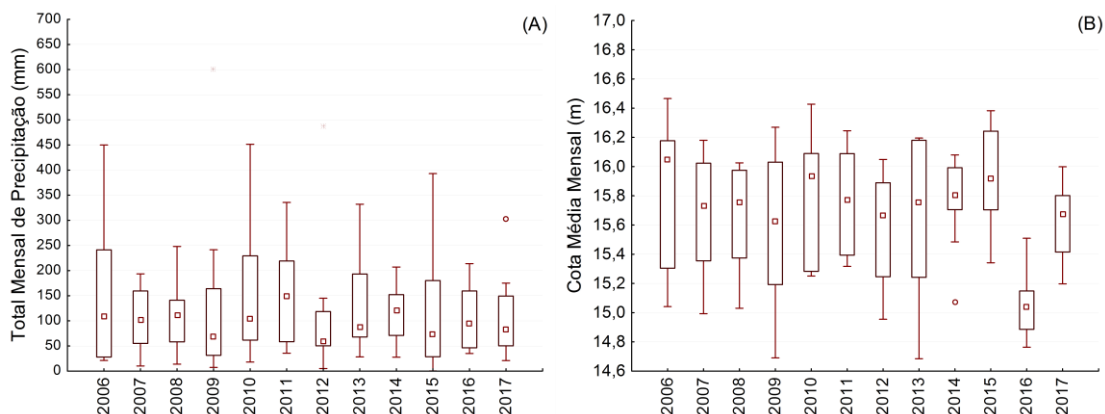


Figura 13 – Distribuições dos totais mensais de precipitação (A) e dos valores médios mensais de cota do nível d'água da barragem Joanes I (B) no período de jan/2006 a out/2018

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo Inema e prestador de serviço de abastecimento de água.

Ao se avaliar a Figura 13A, nota-se que os anos de 2007, 2012, 2014, 2016 e 2017 apresentaram menores distribuições dos totais mensais de precipitação, variando entre 0 a 200 mm, evidenciando a existência de *déficit* de chuva nesses períodos.

No entanto, analisando a Figura 13B, verifica-se que 2016 foi o ano mais crítico, apresentando valores médios mensais de cota variando na faixa entre 14,8 m a 15,5 m, indicando a ocorrência de baixos volumes de água no reservatório com consequente maior permanência da mesma que, por sua vez, podem ter refletido diretamente no crescimento excessivo de cianobactérias nos anos de 2016 e 2017 (Figura 4), apresentando tendência de crescimento a partir de 2014.

5.2.2 Efeitos da Sazonalidade

Com a finalidade de analisar a influência da variação sazonal nos padrões de chuva observados durante 10 anos de monitoramento (janeiro de 2006 a dezembro de 2016) na bacia do Rio Joanes, considerando como período de estiagem os meses outubro, novembro, dezembro, janeiro e fevereiro e como período chuvoso os meses abril, maio, junho, julho e agosto foi construído o gráfico da Figura 14.

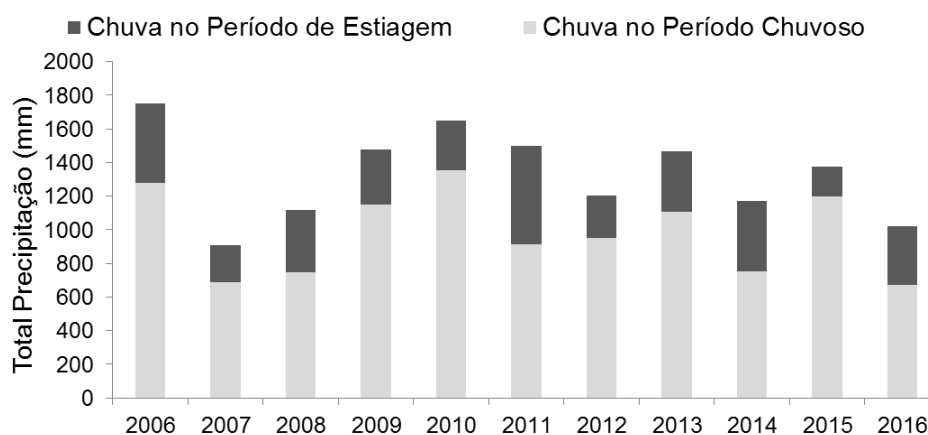


Figura 14 – Variação do total de precipitação nos períodos de estiagem e chuvoso na bacia do Rio Joanes nos anos de 2006 a 2016

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo Inema.

A Figura 14 mostra que o total anual de chuva nos períodos chuvoso e de estiagem nos anos de 2006 a 2016 variou entre 907 mm (2007) a 1753 mm (2006), com total médio anual de aproximadamente 1330 mm. Influenciado pelo clima tropical chuvoso, mais de 73% do total anual de precipitação foi registrada nos períodos chuvosos (abril a agosto). Observa-se ainda que o período de estiagem com menor total de precipitação foi registrado em 2015 (176 mm) e o maior em 2011 (582 mm).

Os testes estatísticos encontraram que existe diferença significativa entre valores médios de chuva medidos nos períodos de estiagem e chuvoso ao longo dos anos de 2006 a 2016 (teste de Wilcoxon; $p < 0,05$). Resultados detalhados dos testes estatísticos encontram-se na Tabela 16 do APÊNDICE B.

Os efeitos exercidos pelos períodos de estiagem (out/nov/dez/jan/fev) e chuvoso (abr/mai/jun/jul/ago) na dinâmica das cianobactérias no reservatório Joanes I ao longo de 2006 a 2016 obteve que existe diferença significativa (teste de Wilcoxon; $p < 0,05$) entre os valores das medianas de cianobactérias do período de estiagem e chuvoso, indicando que a variação sazonal influenciada pelos eventos de chuva pode estar limitando o aparecimento das florações de cianobactérias no reservatório em foco.

Buscando conhecer a distribuição dos valores de cianobactérias nos períodos de estiagem e chuvoso foi construído o *boxplot* da Figura 15, no qual, nota-se que distribuição dos seus valores foi maior no período de estiagem que no chuvoso.

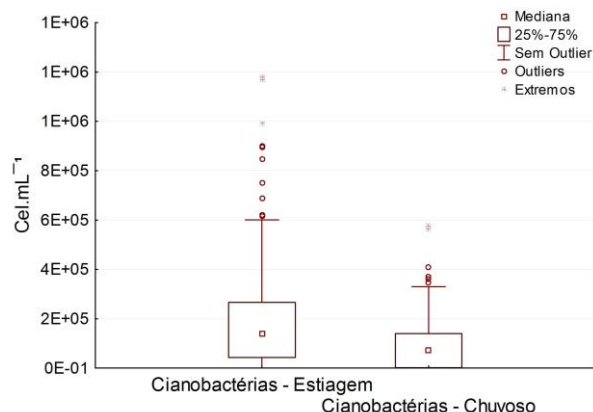


Figura 15 – Distribuição dos valores de cianobactérias nos meses de estiagem e chuvoso no reservatório Joanes I, no período de Jan/2006 a Out/2017

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água

A Figura 16 apresenta a variação das medianas de cianobactérias nos períodos chuvoso e de estiagem no reservatório Joanes I.

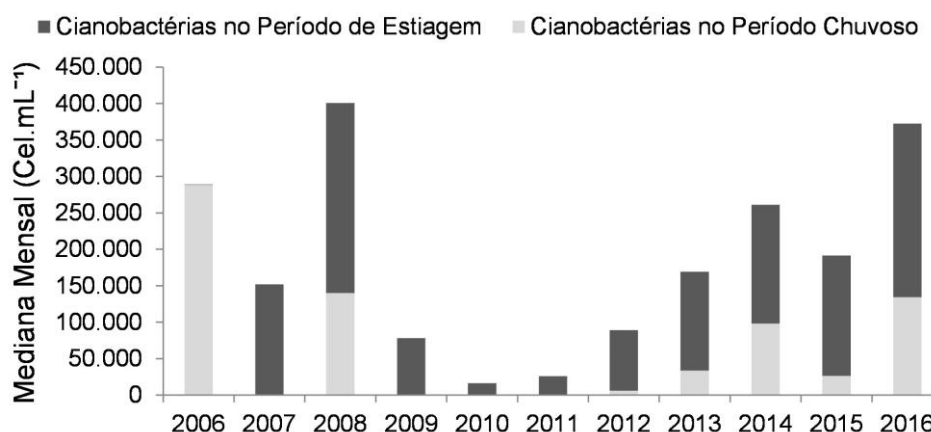


Figura 16 – Variação das medianas de cianobactérias nos períodos chuvoso e de estiagem no reservatório Joanes I nos anos de 2006 a 2016

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

Ao se avaliar a figura, verifica-se o parâmetro cianobactéria apresentou valores de mediana superiores no período de estiagem comparado com o chuvoso, com exceção de 2006 que apresentou mediana superior na estação chuvosa. Além disso, os valores de cianobactérias encontram-se correlacionados negativamente com o acumulado mensal de precipitação ($n = 358$; $r_s = -0,21$; $p < 0,05$).

Ao se analisar a influência sazonal na condição hidráulica do reservatório, percebe-se que ao longo dos anos de estudo os valores de mediana de cianobactérias foram

maiores no período sem extravasamento pelo vertedouro da barragem Joanes I, isto é, com cota do nível d'água inferior a 16 m quando comparado com o período com valores de cota superiores a 16 m (Figura 17).

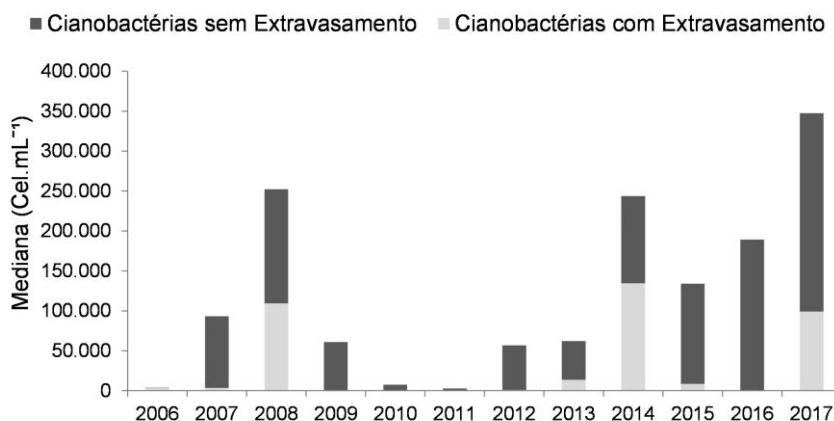


Figura 17 - Variação das medianas de cianobactérias nos períodos sem extravasamento (cota \leq 16 m) e com extravasamento (cota $>$ 16 m) nos anos de 2006 a 2017 no reservatório Joanes I

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

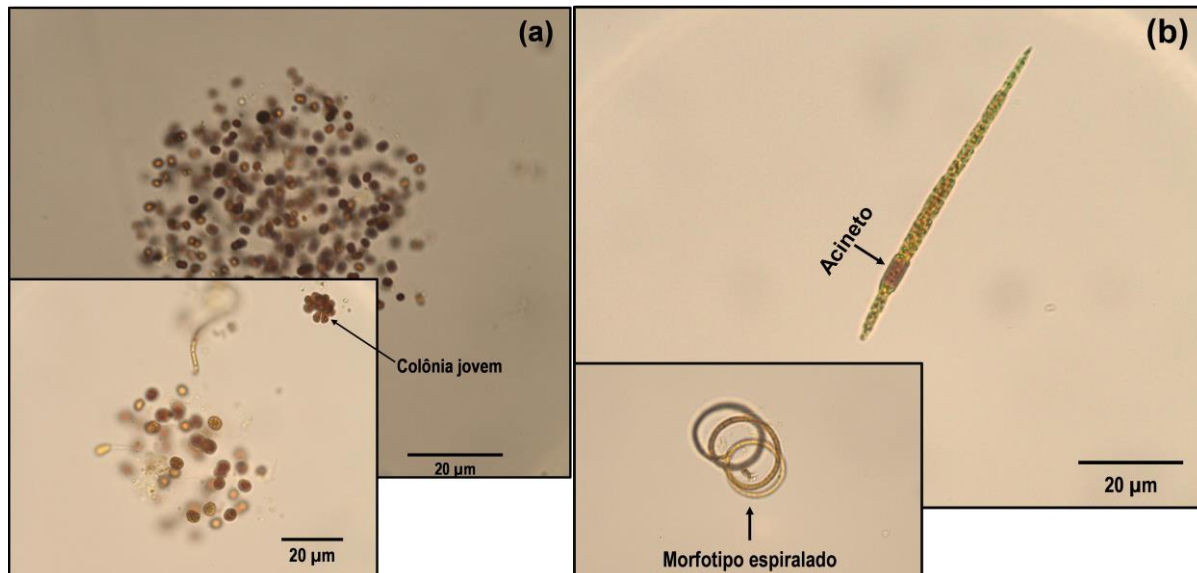
Nota-se que o ano os anos de 2009, 2012, 2015 e 2016 as medianas de cianobactérias no período com extravasamento foram consideravelmente inferiores com destaque para 2016 em que não foram registrados valores de cota superiores a 16 m, conforme discutido na Figura 12. Acrescenta-se ainda que a diminuição dos valores de cianobactérias encontra-se correlacionada negativamente com o aumento dos valores de cota do nível d'água do reservatório Joanes I ($n = 359$; $r_s = -0,47$; $p < 0,05$).

O teste estatístico obteve que existe diferença significativa entre os valores de cianobactérias no período com extravasamento e no sem extravasamento ao longo dos anos de 2006 a 2017 (teste de Wilcoxon, $p < 0,05$), indicando que a variação do nível d'água do reservatório Joanes I exerce um importante papel na ocorrência das florações de cianobactérias.

5.3 Análise da Distribuição dos Gêneros de Cianobactérias e suas relações com as Cianotoxinas

5.3.1 Composição e abundância dos gêneros de cianobactérias

Foram identificados 15 gêneros de cianobactérias durante o período de investigação no reservatório Joanes I, representadas por 4 orders: Chroococcales (*Microcystis*, *Sphaerocavum* e *Radiocystis*), Oscillatoriales (*Geitlerlnema*, *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Pseudanabaena*, *Spirulina*, *Planktothrix* e *Komvophoron*), Nostocales (*Cylindrospermopsis* e *Dolichospermum*) e Synechococcales (*Coelomoron*, *Aphanocapsa* e *Merismopedia*). Em relação ao nível de espécie, as seguintes espécies já foram identificadas no reservatório: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Microcystis novacekii*, *Aphanocapsa delicatissima*, *Aphanocapsa elachista*, *Geitlerlnema amphibium*, *Pseudanabaena catenata*, *Pseudanabaena mucicola*, *Merismopedia tenuissima* e *Limnococcus limneticus*. A Figura 18 apresenta fotografias de algumas espécies identificadas no reservatório Joanes I.



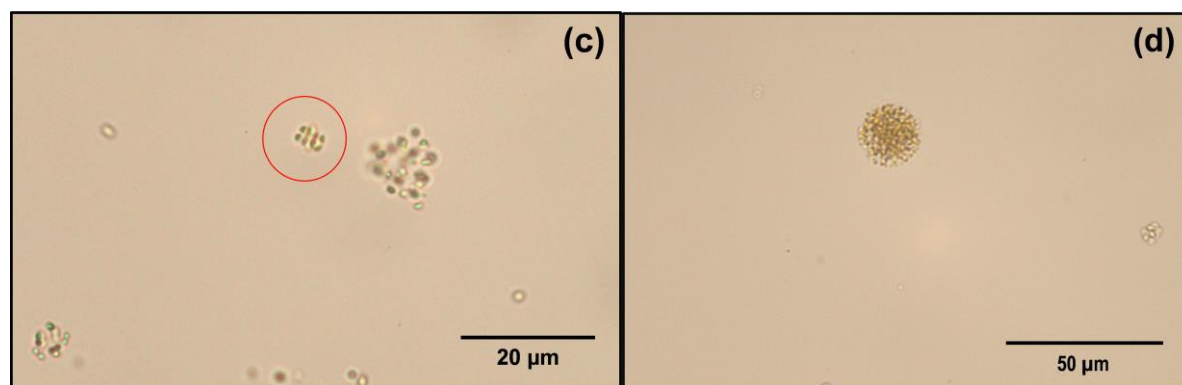


Figura 18 – Fotografias de algumas espécies identificadas no reservatório Janes I em 28 de fevereiro d 2018, (a) *Microcystis novacekii*; (b) *Cylindrospermopsis raciborskii*; (c) *Merismopedia tenuissima*; (d) *Aphanocapsa delicatissima*

Fonte: Próprio autor.

Entre os gêneros identificados no reservatório, *Dolichospermum* (conhecida antigamente por *Anabaena*), *Aphanocapsa*, *Cylindrospermopsis*, *Merismopedia*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Pseudanabaena*, *Radiocystis*, *Planktothrix* e *Phormidium* têm sido descritos como potencialmente produtores de cianotoxinas (Domingos et al., 1999; Chorus e Bartran, 1999; Carmichael, 2012; Jakubowska e Szelaż-Wasilewska, 2015; Paerl e Otten, 2013; He et al., 2016). Assim, pode-se inferir que mais de 88% das florações neste reservatório são formadas por gêneros potencialmente tóxicos.

Adicionalmente, as maiores frequências foram encontradas para os gêneros *Microcystis*, *Cylindrospermopsis* e *Merismopedia*, observadas em 91,6%, 76,4% e 62% das amostras estudadas, respectivamente, assim como para *Aphanocapsa* e *Oscillatoria* presentes em 43,4% e 30,8% do total de amostras, respectivamente (Tabela 5).

Tabela 5 - A lista dos gêneros mais frequentes no reservatório Joanes I, indicando o número de observações (N), densidade máxima e média, percentagens de abundância e ocorrência em relação a densidade total de cianobactéria no período de outubro de 2011 a outubro de 2017

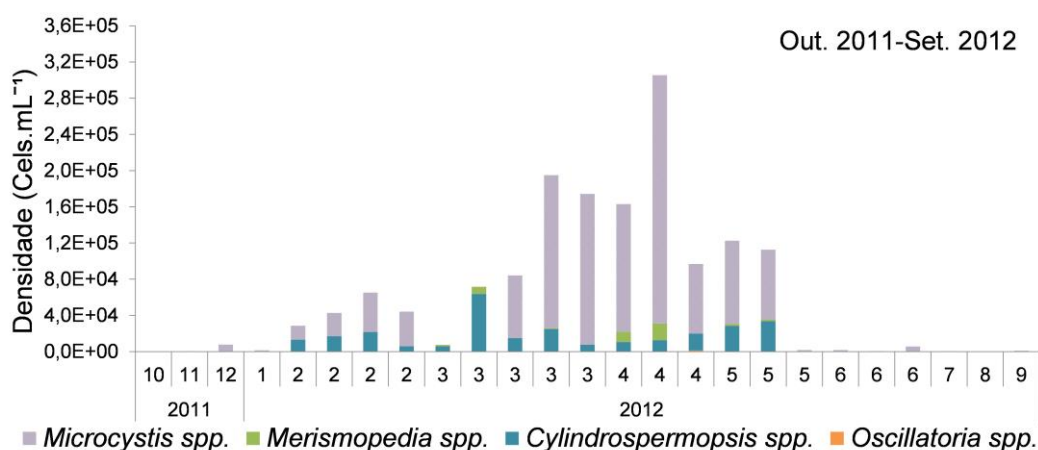
Order	Gênero	N	Máximo	Média	Ocorrência (%)	Abundância (%)
Synechococcales	<i>Aphanocapsa</i>	114	1.040.000	157.285	43,4	39,2
Chroococcales	<i>Microcystis</i>	242	672.969	65.080	91,6	33,4
Nostocales	<i>Cylindrospermopsis</i>	201	213.107	30.872	76,4	13,6
Synechococcales	<i>Merismopedia</i>	163	204.800	20.619	62,0	7,4
Oscillatoriales	<i>Oscillatoria</i>	81	179.458	12.737	30,8	2,3

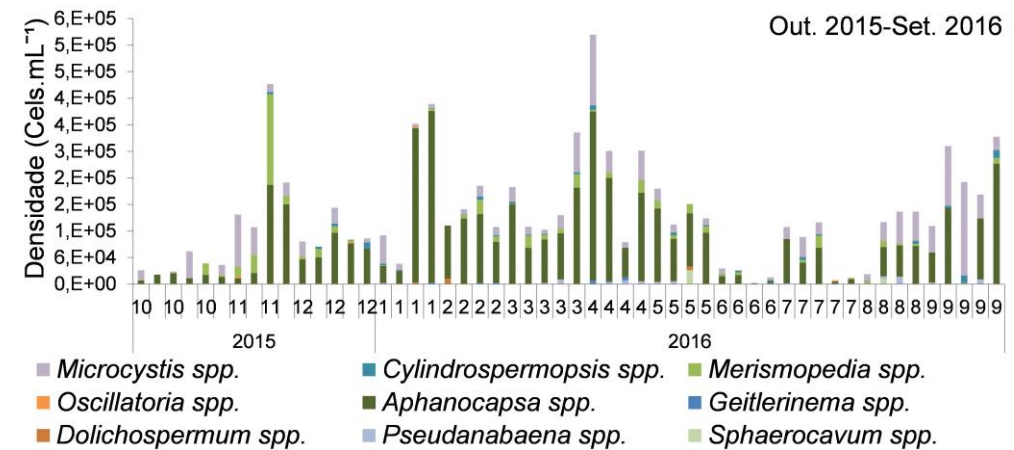
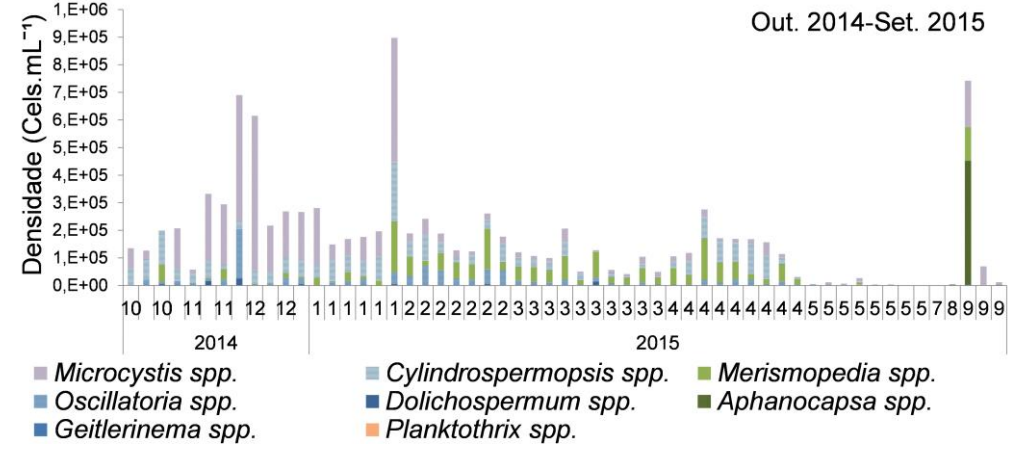
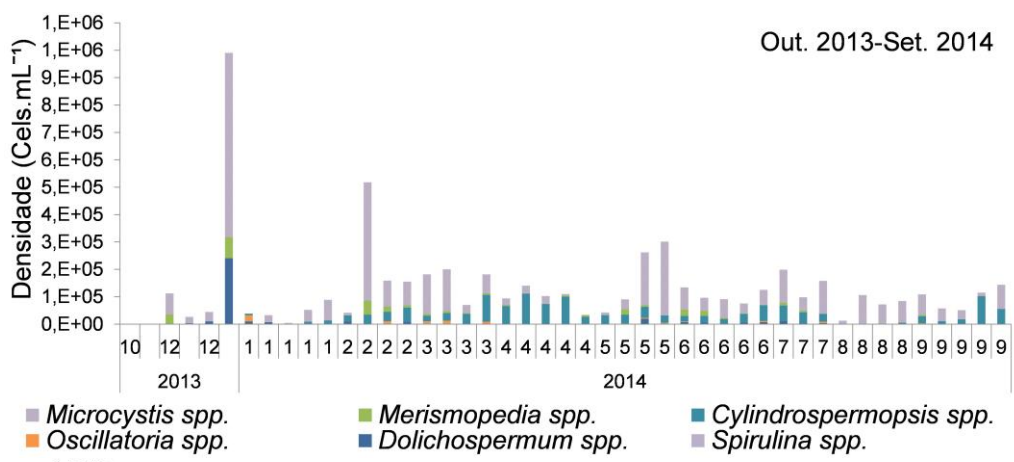
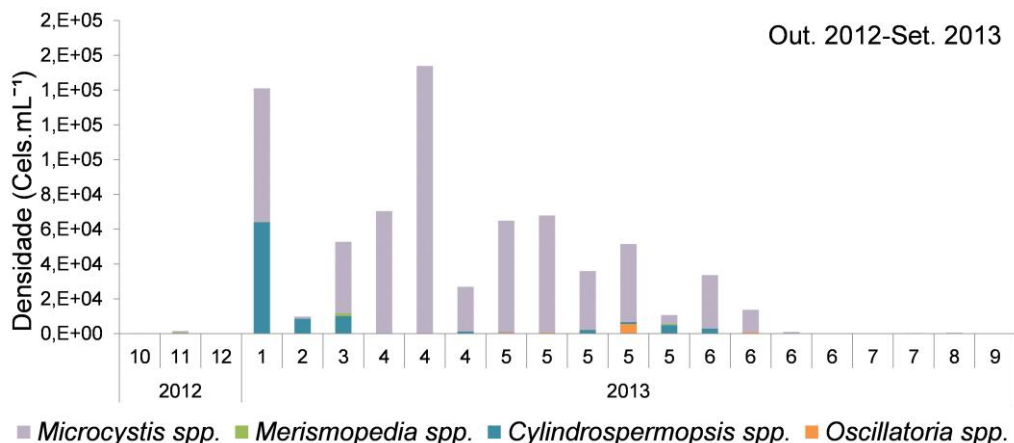
Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

Embora uma diversidade de gêneros tenha sido registrada neste ecossistema aquático, foi observado que *Microcystis sp.* (média 65.080 cel mL⁻¹ com o máximo de 1.040.000 cel mL⁻¹; Tabela 5) e *Aphanocapsa sp.* (média 165.621 cels mL⁻¹ com máximo de 672.969 cels mL⁻¹; Tabela 5), ambos cocoides pertencentes a diferentes ordens, foram os gêneros mais abundantes, compreendendo 75% da densidade total de cianobactérias ao longo de todo o período de monitoramento. Apesar de *Microcystis sp.* ser o gênero mais frequente, *Aphanocapsa* apresentou considerável percentual de abundância, correspondendo a 39,2% da população total de cianobactérias de todo período de estudo, mostrando assim uma ampla variação em seus valores de densidade.

A análise da distribuição dos gêneros de cianobactérias ao longo dos anos de monitoramento foi realizada considerando os gêneros dominantes, adotando os critérios utilizados por Lobo e Leighton (1986). Segundo esses autores, gênero dominante foi considerado como sendo aquele com ocorrência acima de 50% do total de cianobactérias contadas na amostra.

A Figura 19 permite obter importantes aspectos sobre a variação da dominância entre os gêneros presentes ao longo do período.





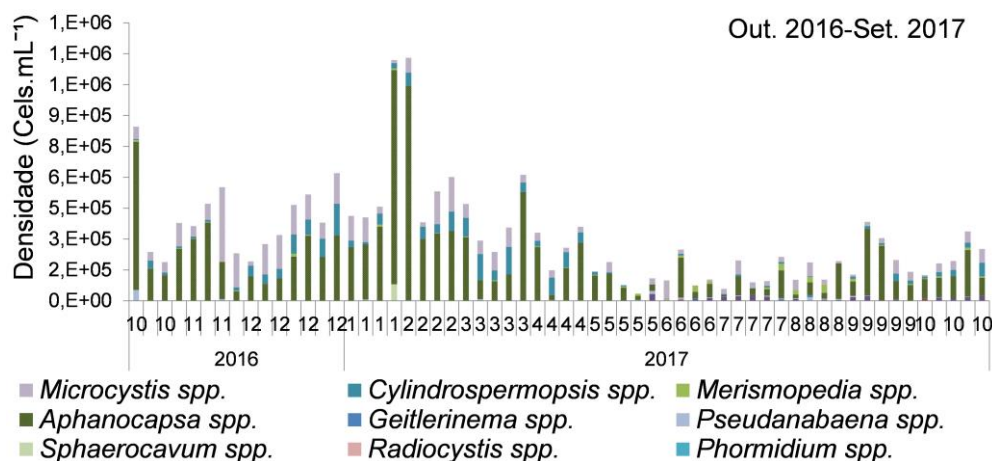


Figura 19 – Densidades dos gêneros de cianobactérias (Cels mL⁻¹) ao longo dos meses do período de investigação (2011-2017)

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

É possível notar três diferentes padrões de dominância de cianobactérias no reservatório em foco durante os anos de estudo. De outubro de 2011 a janeiro de 2015, *Microcystis* foi o gênero dominante em aproximadamente 73% das amostras. Enquanto *Cylindrospromopsis* mostrou dominância em 15% das ocasiões. Após esse intervalo de tempo, destaca-se que *Cylindrospromopsis* apresentou níveis elevados em alguns períodos, porém não o suficiente para ser dominante no reservatório.

Contudo, de fevereiro a agosto de 2015, a densidade total de cianobactérias reduziu bruscamente e um aumento na diversidade de gêneros de cianobactérias foi observado, resultando na não ocorrência de dominância em mais da metade das amostras. Durante este curto período, *Merismopedia*, *Microcystis*, *Cylindrospromopsis*, e *Oscillatoria* foram os gêneros mais abundantes. Adicionalmente, este período foi marcado pela ocorrência de gêneros não registrados nos anos anteriores, incluindo *Geitlerinema*, *Planktothrix*, e *Aphanocapsa*.

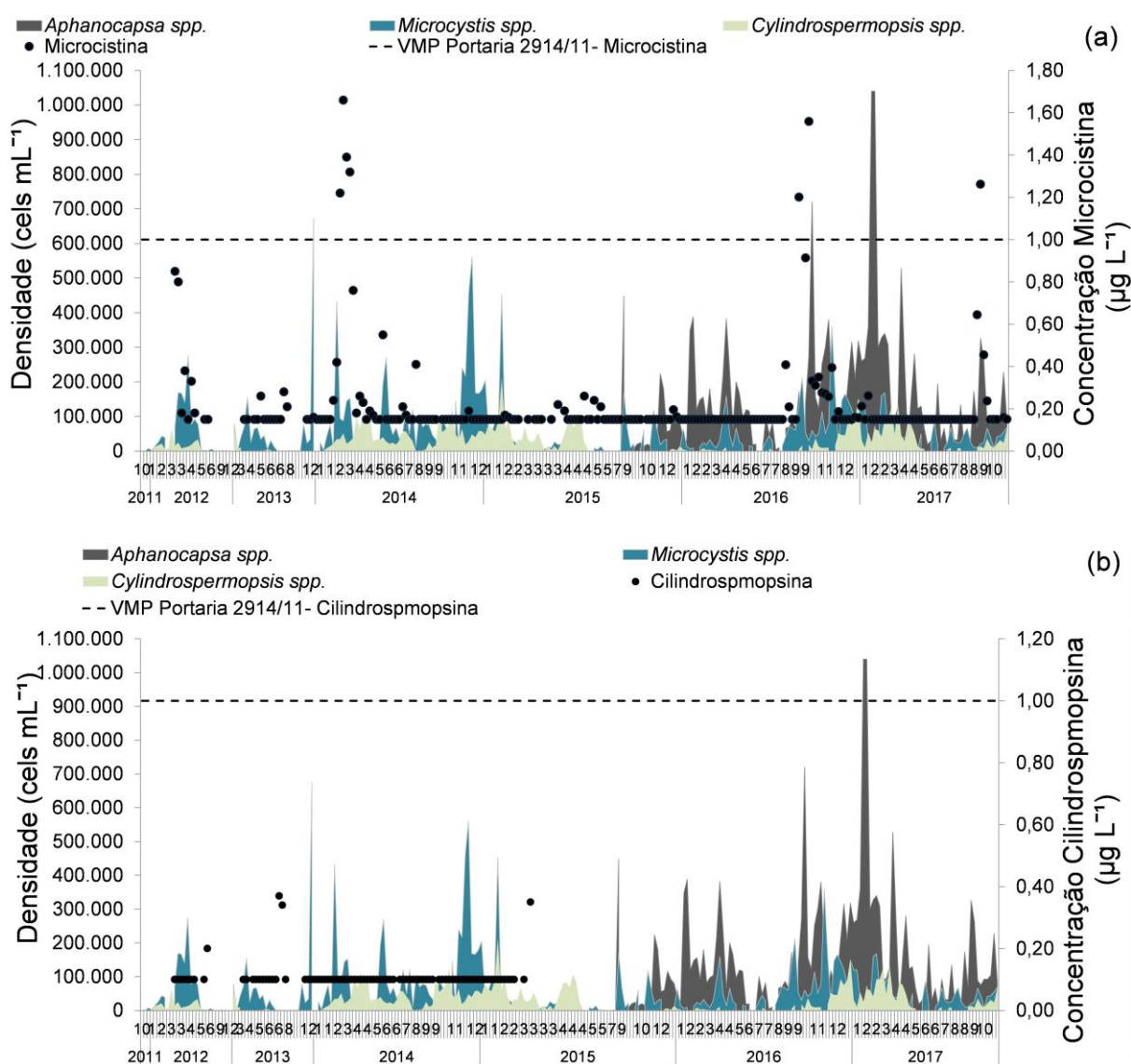
De setembro de 2015 até o final do período de investigação, *Aphanocapsa* apresentou um extraordinário crescimento, atingindo densidade maior do que *Microcystis*, e assim competindo com o mesmo pela dominância. *Aphanocapsa* tornou-se dominante em aproximadamente 68% das ocasiões, enquanto *Microcystis* foi dominante em apenas 8% durante este período.

Nota-se na Figura 19 que existe uma flutuação sazonal na intensidade do crescimento dos gêneros de cianobactérias, apresentando maiores densidades no

período de estiagem e redução acentuada no período chuvoso, até o início de um novo ciclo.

5.3.2 Padrões de dominância dos gêneros abundantes e suas relações com as cianotoxinas

Pode-se notar na Figura 20 a mudança no padrão de dominância dos gêneros *Microcystis* e *Cylindrospermopsis* para *Microcystis* e *Aphanocapsa* ocorreu em 2015. A partir de setembro de 2015, a abundância e a duração das florações do gênero *Aphanocapsa* aumentaram gradualmente, atingindo o seu valor mais elevado (1.000.000 cels mL⁻¹) em fevereiro de 2017.



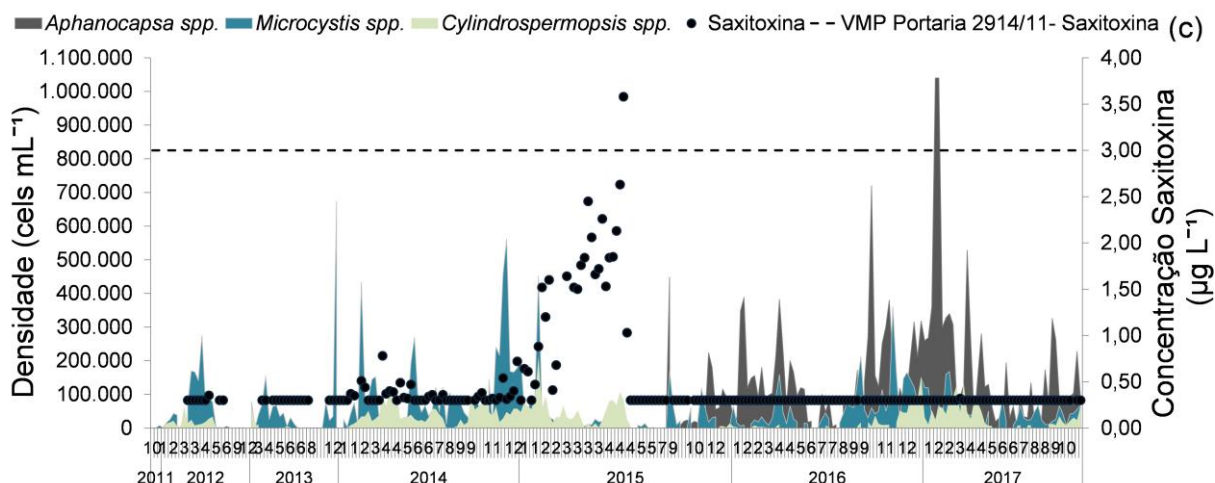


Figura 20 – Relações entre as densidade dos gêneros abundantes, *Microcystis*, *Aphanocapsa* e *Cylindrospmpopsis*, e as concentrações das cianotoxinas: microcistina em (a); cilindrospmpopsina em (b); e, saxitoxina em (c), no reservatório Joanes I durante out/2011 a out/2017. Os valores das observações de cianotoxinas abaixo dos LDs encontram-se no gráfico

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

Embora *Aphanocapsa* tenha se tornado o gênero mais dominante em grande parte do período de sua ocorrência, *Microcystis* continuou formando expressiva biomassa e dominando em alguns curtos períodos, o que indica a presença de uma relação de competição entre eles, encontrando-se correlacionados positivamente ($r_s = 0,29$, $n = 108$, $p < 0,05$). Além disso, observa-se uma tendência de não ocorrência de dominância ao longo dos períodos chuvosos, com os gêneros coexistindo em menores densidades.

Destaca-se que as densidades dos gêneros *Microcystis* e *Aphanocapsa*, dominantes nos últimos dois anos excederam durante o período de investigação o nível de alerta ($2.000 \text{ cels mL}^{-1}$) para água potável recomendado pela Organização Mundial da Saúde (OMS) (Bartram et al., 1999), e também o limite estabelecido pelo Ministério da Saúde ($20.000 \text{ cels mL}^{-1}$) (Brazil, 2011).

Além disso, tem-se que aproximadamente 18% das observações de *Microcystis* apresentaram valores superiores a $100.000 \text{ cels mL}^{-1}$, que corresponde ao nível 2 definido pela OMS para água de abastecimento humano (Bartram et al., 1999). Enquanto isso, *Aphanocapsa* mostrou densidades maiores que o nível 2 em aproximadamente 52% das ocasiões.

Em relação às cianotoxinas, observa-se na Figura 20a que durante a maior parte do período de monitoramento microcistina apresentou concentrações abaixo de $0,15 \mu\text{g L}^{-1}$, o que corresponde ao limite de detecção (LD) do método analítico. Entretanto, as concentrações de microcistina apresentaram alguns picos superiores a $1 \mu\text{g L}^{-1}$ ao longo dos meses de fevereiro-março de 2014 e setembro de 2016 e 2017, períodos nos quais *Microcystis* e *Aphanocapsa* apresentaram densidades abaixo de $100.000 \text{ cels mL}^{-1}$.

Adicionalmente, notou-se que em torno de 10% das observações de microcistina apresentaram concentrações superiores a $0,3 \mu\text{g L}^{-1}$, o que corresponde ao padrão de qualidade definido pelo *Safe Drinking Water Act* (SDWA) para microcistina total em água potável fornecida pelos sistemas públicos de tratamento dos EUA (EPA, 2016).

Ademais, as densidades de *Microcystis sp.* foram diretamente correlacionadas com os valores de microcistina ($r_s = 0,15$, $n = 205$, $p < 0,05$), bem como com as densidades de *Aphanocapsa sp.* apresentaram forte e direta correlação com microcistina ($r_s = 0,34$, $n = 119$, $p < 0,05$). Além dos gêneros dominantes, outros gêneros têm sido relatado como potencialmente produtores de microcistina, incluindo *Dolichospermum*, *Oscillatoria*, *Pseudanabaena* e *Planktothrix* (Chorus e Bartram, 1999; He et al., 2016). No entanto, nenhum deles apresentou correlação significativa com os valores de microcistina.

Nota-se na Figura 20b que todos os valores de cilindrospermopsina encontraram-se em conformidade com o VMP ($1 \mu\text{g L}^{-1}$), definido pela Portaria MS 2914/11, porém apresentando algumas observações acima do padrão para água potável estabelecido pela SDWA ($0,09 \mu\text{g L}^{-1}$) em junho de 2012, junho/julho de 2013 e em março de 2015. Dentre os gêneros de cianobactérias identificados no reservatório, somente *Dolichospermum* e *Cylindrospermopsis* já foram descritos na literatura como produtores de cilindrospermopsina.

Com relação a saxitoxina, observa-se na Figura 20c que foram registrados concentrações abaixo do LD ($0,3 \mu\text{g L}^{-1}$) a valores bastante elevados ($3,6 \mu\text{g L}^{-1}$). O padrão legal de $3 \mu\text{g L}^{-1}$ de saxitoxina foi estabelecido por Fitzgerald et al. (1999) para consumo humano e adotado pela legislação de potabilidade (Portaria MS 2914/11). Do ponto de vista da legislação internacional, é importante salientar que não há recomendações de saúde para a saxitoxina definida pela SDWA, embora os

padrões para esta toxina tenham sido implementados pelos estados de Ohio e Oregon nos EUA.

É importante notar que embora tenha existido um aumento acentuado das concentrações de saxitoxina durante os meses entre fevereiro e abril de 2015, seus valores foram menores ao padrão recomendado para água de abastecimento humano, com exceção de uma observação. Entre os gêneros mais abundantes durante o período estudado (Figura 19), apenas *Cylindrospira* ($r_s = 0,4$; $n = 179$; $p < 0,05$) e *Merismopedia* ($r_s = 0,4$; $n = 145$; $p < 0,05$) apresentaram correlação significativa com as concentrações de saxitoxinas.

5.4 Análise da Influência dos Fatores Ambientais na Dominância dos Gêneros *Microcystis* e *Aphanocapsa*

5.4.1 Análise Exploratória dos Dados

A análise da influência dos fatores ambientais na transição da dominância entre os gêneros *Microcystis* e *Aphanocapsa* implicou em quantificar a importância das covariáveis para o crescimento dos gêneros dominantes, utilizando MLG com distribuição binomial negativa.

A Tabela 6 apresenta o resultado da estatística descritiva das variáveis respostas e das variáveis explicativas a serem testadas na modelagem para o período de out/2011 a out/2017.

Tabela 6 - Resultado da estatística descritiva das variáveis ambientais da modelagem dos gêneros dominantes no reservatório Joanes I no período de out/2011 a out/2017

Variável	N	Mediana	Média	Mínimo	Máximo	Variância	Desvio Padrão (DP)	Coefficiente de Variação
<i>Microcystis</i> (Cel mL ⁻¹)	242	33.624	62.963	53	672.969	2,2E+08	88.297	1,40
<i>Aphanocapsa</i> (Cel mL ⁻¹)	114	102.000	157.285	600	1040.000	3,E+10	173.086	1,10
P Total (mg L ⁻¹)	107	0,07	0,08	0,013	0,23	0,003	0,05	0,65
Sulfato (mg L ⁻¹)	55	8,11	9,85	5,00	22,6	27,4	5,23	0,53
Al _{dis} (mg L ⁻¹)	58	0,03	0,06	0,005	0,39	5838,4	0,08	1,25
Cota (m)	283	15,67	15,60	14,42	16,78	0,15	0,47	0,03

Variável	N	Mediana	Média	Mínimo	Máximo	Variância	Desvio Padrão (DP)	Coefficiente de Variação
Precipitação (mm)	282	0	4,43	0,00	142,8	39,6	13,73	3,10

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água e Inema.

De modo geral, a variação entre os valores mínimos e máximos foi expressiva nos dados das variáveis ambientais, refletindo nos valores do coeficiente de variação das variáveis respostas, *Aphanocapsa* e *Microcystis*, e das covariáveis Al_{dis} e precipitação. Nesse sentido como as observações das variáveis respostas, *Aphanocapsa* e *Microcystis*, apresentaram grande variabilidade (i.e., variância consideravelmente maior que a média), foi escolhida a distribuição Binomial Negativa por ser considerada mais adequada para modelar dados de contagem com superdispersão.

Com o propósito de analisar a natureza da distribuição e a independência entre as observações das variáveis respostas para aplicação dos MLGs realizou-se a análise da distribuição das frequências e da função de autocorrelação das densidades dos gêneros *Microcystis* e *Aphanocapsa* nas Figura 21 e Figura 22, respectivamente.

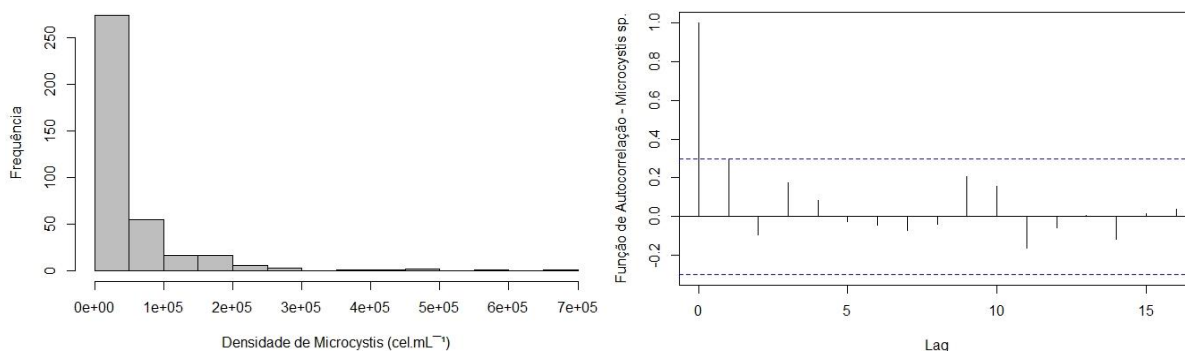


Figura 21 - Distribuição das frequências das densidades do gênero *Microcystis* à esquerda e, função de autocorrelação das densidades do gênero *Microcystis* à direita, no reservatório Joanes I no período de out/2011 a out/2017

Nota: A linha tracejada indica o intervalo de confiança para o qual os valores fora dele são autocorrelacionados significativamente ao nível de confiança de 95%.

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

Observa-se no histograma que a distribuição de frequência dos valores de gênero *Microcystis* é assimétrica com cauda mais longa para a direita, apresentando maiores densidades na faixa de 0 a 50.000 cel mL⁻¹.

Verifica-se no gráfico de autocorrelação a presença de autocorrelação estatística significativa apenas no primeiro *lag* (tempo de defasagem) ao nível de confiança de 95%, ao passo que os *lags* seguintes sugerem que as observações não se autocorrelacionam significativamente. Assim, pode-se afirmar que a variável resposta (densidade de *Microcystis sp.*) não se apresenta autocorrelacionada a partir do terceiro *lag*. Assim, dada a não correlação, assumiu-se independência, permitindo a aplicação do MLG.

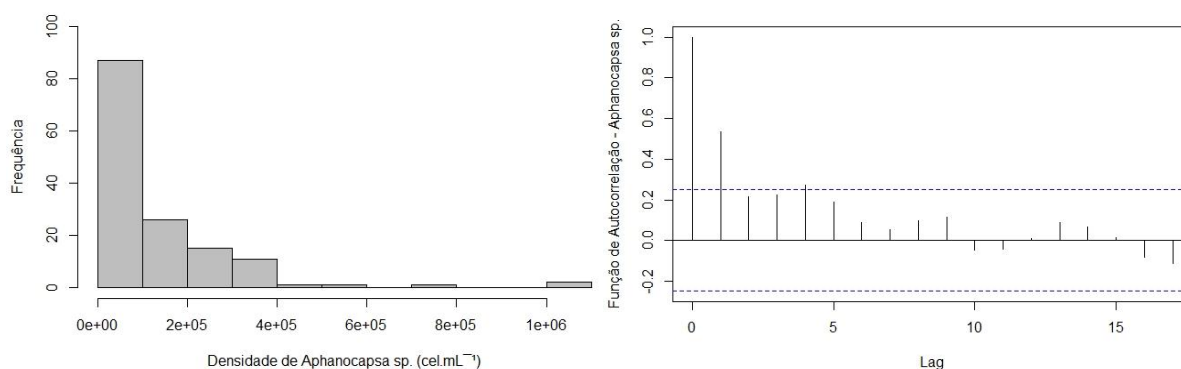


Figura 22 - Distribuição das frequências das densidades do gênero *Aphanocapsa* à esquerda e, função de autocorrelação das densidades do gênero *Aphanocapsa* à direita, no reservatório Joanes I no período de out/2011 a out/2017

Nota: A linha tracejada indica o intervalo de confiança para o qual os valores fora dele são autocorrelacionados significativamente ao nível de confiança de 95%.

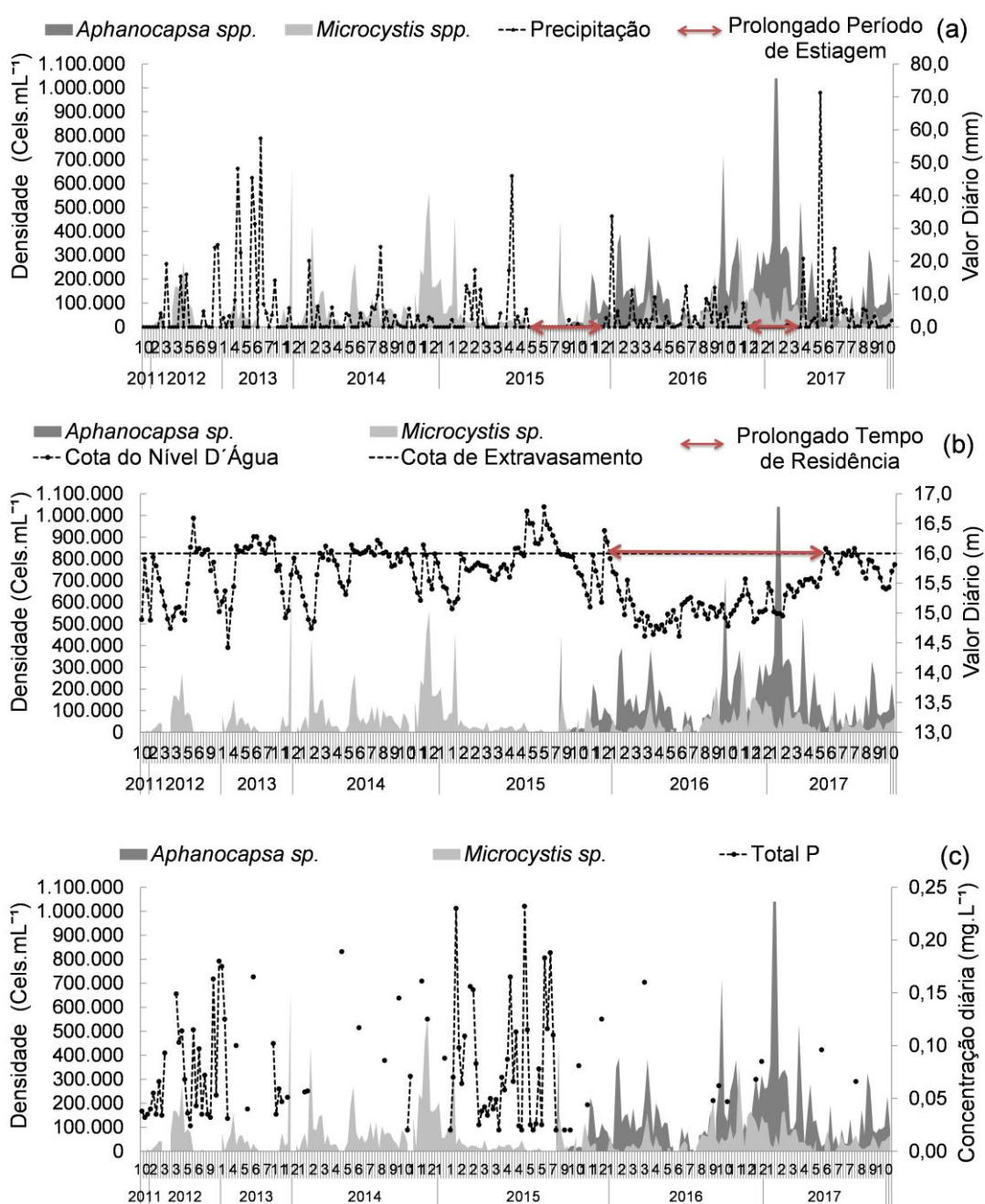
Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

Em relação a natureza da distribuição das densidades do gênero *Aphanocapsa* (Figura 22), nota-se que a distribuição de frequência dos seus valores é assimétrica com cauda mais longa para a direita, apresentando maiores densidades na faixa de 0 a 100.000 cel mL⁻¹.

No gráfico de autocorrelação (Figura 22), observa-se que os primeiros dois lags indicam a presença de autocorrelação significativa, ao nível de confiança de 95%, enquanto que os lags seguintes indicam que as observações não se apresentam autocorrelacionadas significativamente. Desse modo, pode-se afirmar que a variável resposta (densidade de *Aphanocapsa sp.*) não se apresenta autocorrelacionada a

partir do terceiro lag. Assim, dada a não autocorrelação, assumiu-se independência, permitindo a aplicação do MLG.

Com o propósito de analisar o comportamento temporal das covariáveis a serem utilizadas na modelagem estatística dos gêneros dominantes, foram construídos gráficos das suas séries históricas, apresentados na Figura 23, permitindo obter importantes aspectos na variação das covariáveis e de sua relação com a abundância dos gêneros *Microcystis* e *Aphanocapsa*.



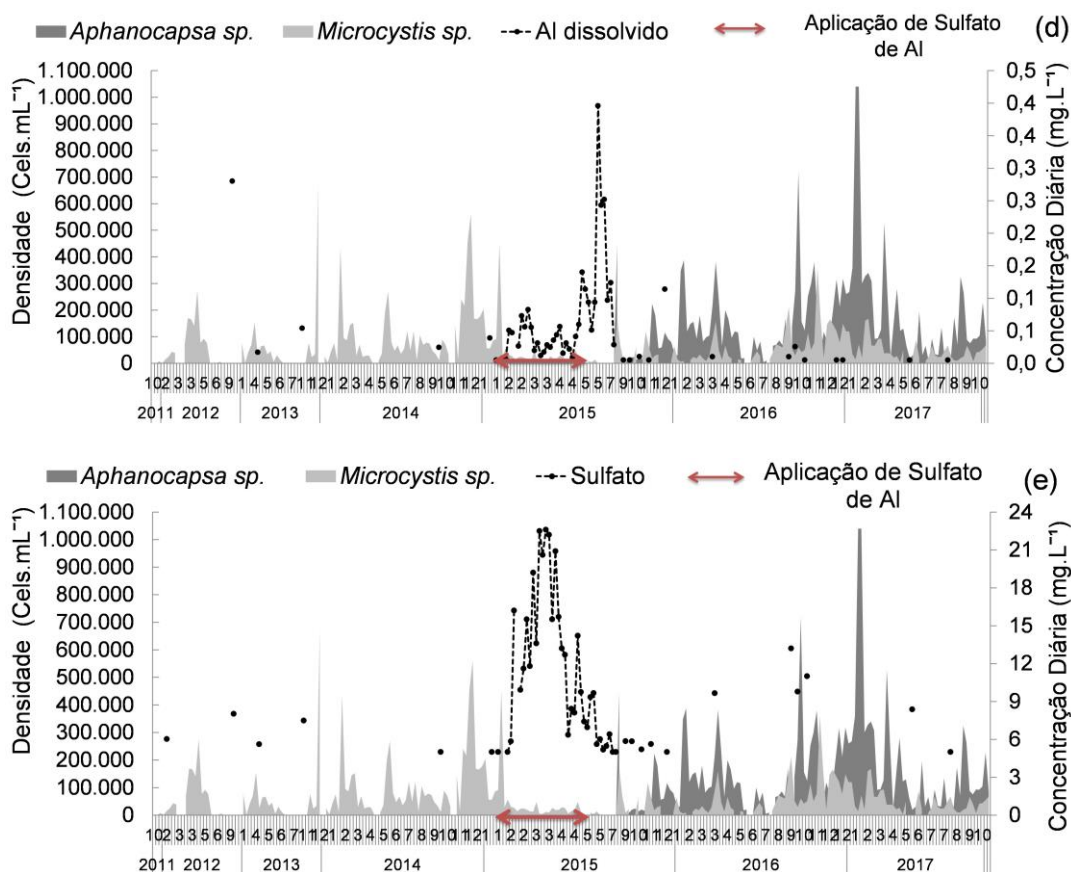


Figura 23 - Relação entre as densidades dos gêneros *Microcystis* e *Aphanocapsa* (escala de cinza) e dos parâmetros ambientais, precipitação (mm) (a); cota do nível d'água (m) (b); P total (mg L^{-1}) (c); Al dissolvido (mg L^{-1}) (d); sulfato (mg L^{-1}) (e), medidos na superfície da água do reservatório Joanes I no período de out/2011 a out/2017

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo Inema e pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

É possível observar na Figura 23a a ocorrência de eventos de chuvas com menor intensidade entre maio a dezembro de 2015, acompanhados de prolongado período com acentuada redução dos níveis d'água do reservatório, que contribuiu para o maior tempo de permanência da água de todo o período de investigação, aproximadamente 510 dias (dezembro de 2015 a maio de 2017) (Figura 23b).

É importante notar que o período de ocorrência e dominância do gênero *Aphanocapsa* encontra-se compreendido neste prolongado período de residência.

Pode-se inferir ainda que os eventos de precipitação mais intensos que ocorreram ao longo dos meses de 2016 não foram suficientes para elevar os níveis de água e, assim, promover extravasamento pelo vertedouro da barragem. Por outro lado, fatores humanos como retirada de água mais intensa e supressão de vegetação ripária podem ter exacerbado a redução dramática das cotas do nível d'água no reservatório Joanes I.

Apesar da redução das concentrações de P total nas camadas superficiais do reservatório em foco (Figura 23c), observada no período de setembro de 2016 até o final do período de monitoramento, houve um nítido aumento na população de ambos os gêneros dominantes, com destaque para o crescimento extraordinário do gênero *Aphanocapsa* sobre *Microcystis*, nos últimos dois anos

Neste contexto, é importante ressaltar que dois remediadores físico-químicos foram aplicados nas proximidades ao ponto de monitoramento do reservatório em estudo nos anos de 2015 a 2017. A aplicação de ambos remediadores teve como finalidade reduzir a população de cianobactérias através da redução dos fluxos de P dos sedimentos ricos em nutrientes para as camadas superiores e, assim, melhorar a qualidade da água bruta afluentes às estações de tratamento do tipo convencional.

O primeiro remediador, a base de sulfato de Al, foi aplicado na superfície do reservatório durante os meses de fevereiro a maio de 2015 (Figura 23d). Além disso, na Figura 23e observa-se a ocorrência de pico de sulfato no período de fevereiro a abril de 2015, atingindo a concentração de 24 mg L^{-1} , embora inferiores ao padrão da legislação ambiental (250 mg L^{-1}).

É importante notar que, imediatamente após o início da primeira aplicação do remediador, o gênero *Microcystis* declinou abruptamente temporariamente, formando uma pequena biomassa ao longo dos meses de 2015.

O segundo remediador, a base de argila modificada e enriquecida com lantânio, foi aplicado em três etapas, início, meio e final de cada ano, no período de 2016 a 2017, com o objetivo de adsorver o P solúvel da coluna d'água, precipitando-o e imobilizando-o nos sedimentos do reservatório. Entretanto, foi observado aumento nas densidades de ambos os gêneros durante a aplicação do segundo remediador.

5.4.2 Análise Múltipla

Após testar diversos conjuntos de covariáveis e suas significâncias nos modelos, foram selecionados dois MLGs que apresentaram melhor desempenho para explicar a abundância de *Microcystis* e *Aphanocapsa* no reservatório em estudo, baseando-se nos indicadores de qualidade do ajuste AIC, BIC, R², *resíduo deviance* e graus de liberdade (gl) e na ausência de excesso de multicolinearidade.

As equações dos dois modelos selecionados com as respectivas estimativas dos parâmetros e os indicadores da qualidade da adequação estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 – Resultados dos MLGs com distribuição binomial negativa para a densidade dos gêneros *Microcystis* e *Aphanocapsa* (cel mL⁻¹), no reservatório Joanes I no período de out/2011 a out/2017

Variáveis respostas	Equação MLG	Maior poder explicativo	AICc	BIC	R ² (%)	Resíduo Deviance	gl
<i>Microcystis</i>	$\hat{g}(x) = \exp(10,05^{***} - 0,83Al_{dis}^{***} - 0,71Cota_{med7d}^{**} * - 0,16Precip_{acum7d} + 0,07P_{Total})$	Al _{dis} Cota _{med7d}	1047	1056	61	53,1	43
<i>Aphanocapsa</i>	$\hat{g}(x) = \exp(10,09^{***} - 1,06Cota_{med7d}^{***} + 0,51P_{Total} + 0,32Al_{dis} + 0,11Precip_{acum7d})$	Cota _{med7d} P Total	339	328	63	14,3	8

Nota: Precip_{acum7d} = Precipitação acumulada de 7 dias; Cota_{med7d} = Cota média de 7 dias; (***) Parâmetros significativos ($p < 0,001$).

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água e pelo Inema.

Os MLGs, selecionados para quantificar a importância das covariáveis no crescimento dos gêneros *Microcystis* e *Aphanocapsa*, explicaram 61% e 63% da variação de suas densidades, respectivamente. Observa-se que o coeficiente de determinação dos modelos dos gêneros *Aphanocapsa* e *Microcystis* são relativamente próximos, porém o modelo para *Aphanocapsa* apresenta menores valores das medidas de AICc, BIC e resíduo *deviance*, indicando que o mesmo apresenta melhor qualidade de ajuste.

Como se pode visualizar, a influência das variáveis explicativas está associada a magnitude dos valores dos coeficientes da equação do modelo. Desse modo, para a covariável cota do nível d'água, a estimativa do parâmetro é negativa nos dois modelos, indicando que a redução dos valores de cota pode ter exercido efeito positivo no crescimento dos gêneros *Microcystis* e *Aphanocapsa*.

Por outro lado, para a covariável Al_{dis} , a estimativa do parâmetro além de ser negativa no modelo *Microcystis* apresentou maior magnitude, mostrando-se forte potencial de explicação do crescimento desse gênero. Enquanto que no modelo da *Aphanocapsa*, a estimativa do Al_{dis} foi positiva, porém apresentou fraca relação com seu crescimento.

Em contrapartida, em ambos os modelos, a estimativa do parâmetro da covariável precipitação apresentou menor magnitude, além de explicar positivamente a abundância do gênero *Aphanocapsa* e negativamente *Microcystis*.

Em relação aos nutrientes, a covariável P total apresentou estimativa do parâmetro positiva nos dois modelos, porém foi a segunda covariável com maior potencial explicativo no modelo *Aphanocapsa*, apresentando relação mais forte com o seu crescimento em comparação com o do gênero *Microcystis*.

A análise de significância dos parâmetros das covariáveis do modelo indicou que no modelo de *Aphanocapsa* as covariáveis, cota e P total são estatisticamente significativas, ao nível explanatório de 95% ($p < 0,05$). Enquanto que no modelo de *Microcystis* as covariáveis Cota e Al_{dis} apresentaram poder explicativo significativo, ao nível de 99% ($p < 0,001$), baseado no teste estatístico ANOVA (Ver resultados do teste estatístico em APÊNDICE C - Tabela 17). Entretanto, a covariável P total não apresentou significância estatística ao nível de 90% no modelo do gênero *Microcystis*.

A Figura 24 apresenta os gráficos de diagnóstico da análise dos resíduos dos modelos para os gêneros *Microcystis* e *Aphanocapsa*.

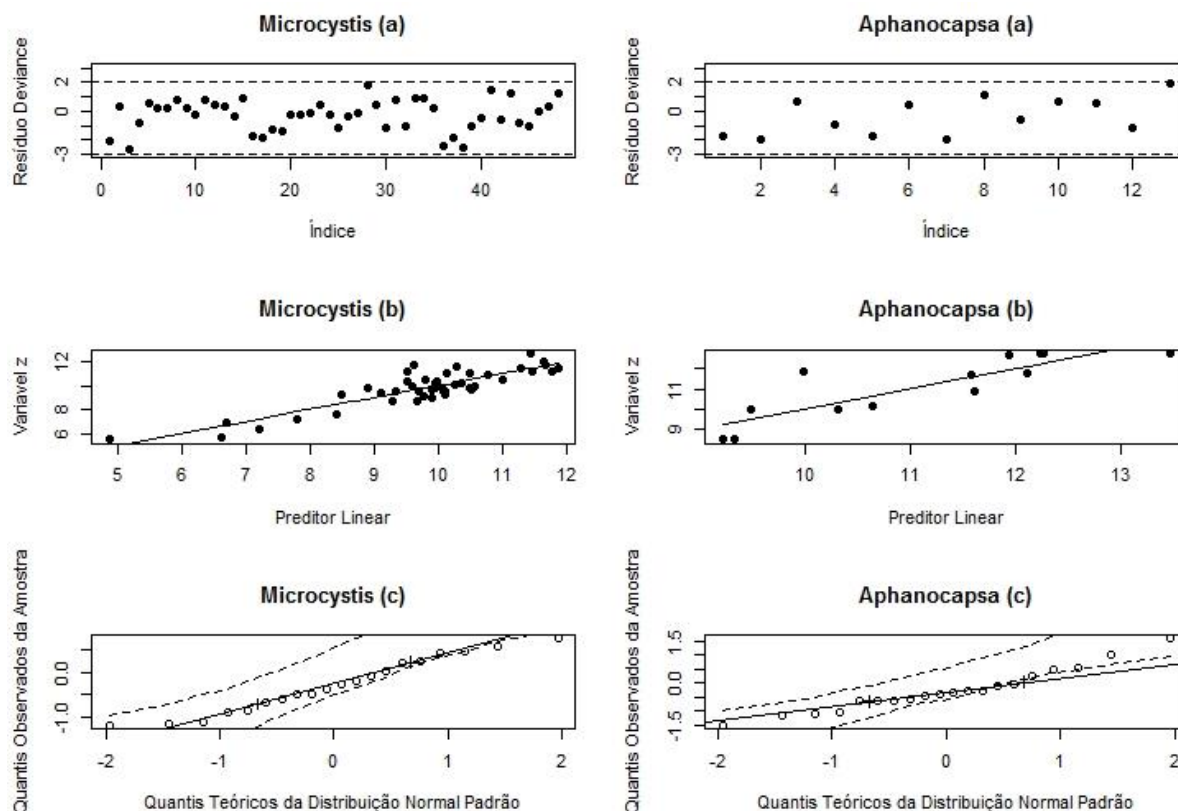


Figura 24 - Análise residual do MLGs binomial negativo para o gênero *Microcystis* ($AICc = 1047$; $BIC=1056$; $R^2=0,61$) e *Aphanocapsa* ($AICc=339$; $BIC=328$; $R^2=0,63$). (a) Distribuição dos resíduos em torno do 0; (b) Distribuição dos resíduos dos valores ajustados em torno da linha sólida (melhor ajuste do modelo); (c) Quantil-quantil da Normal

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água e pelo Inema.

Analisando os gráficos, percebe-se que em (a), resíduo *deviance* versus índices de observações, os pontos apresentam aleatoriedade, isto é, não apresentam tendência, indicando que a função de ligação utilizada foi adequada em ambos os modelos.

Percebe-se no gráfico (b) que os resíduos dos valores ajustados tendem a acompanhar a linha do melhor ajuste nos dois modelos, não se verificando a presença de pontos desproporcionalmente mais afastados da linha, sugerindo que o modelo conseguiu explica-los adequadamente.

Por fim, nota-se em (c), gráfico quantil-quantil Normal com envelope simulado, que todos resíduos do modelo *Microcystis* se encontram contidos no envelope, com exceção de dois em destaque, enquanto que no modelo *Aphanocapsa* todos os resíduos estão contidos dentro do envelope. Contudo, pode-se considerar que os

resíduos dos dois modelos seguem distribuição Normal e os modelos apresentam um ajuste satisfatório.

5.4.3 Influência das camadas da coluna d'água

A influência da estabilidade da coluna de água na abundância dos gêneros *Aphanocapsa* e *Microcystis*, bem como nos valores de P total e turbidez ao longo das três zonas do reservatório Joanes I encontra-se representada na Figura 25.

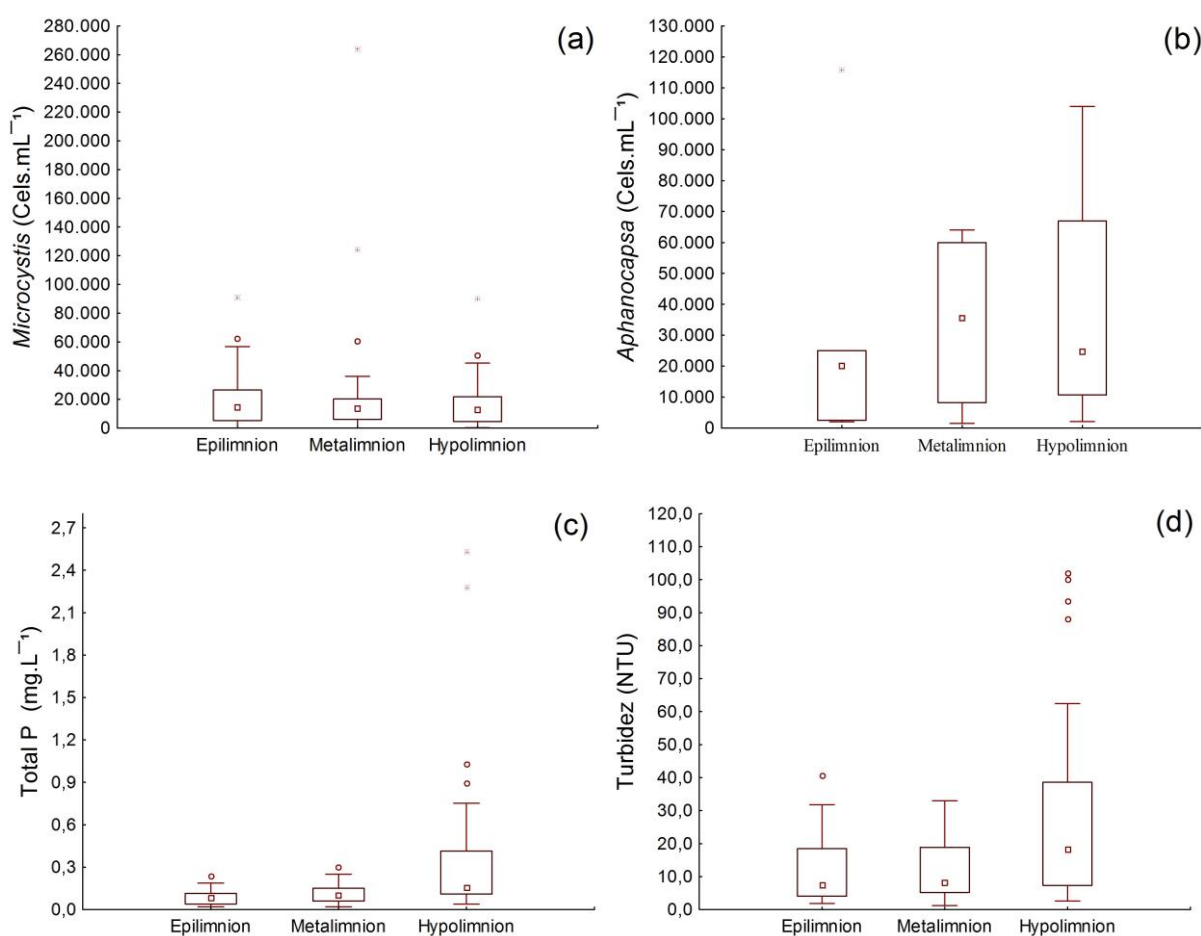


Figura 25 - Densidade diária de *Microcystis* (a) e *Aphanocapsa* (b), valores diários de P total (c) e turbidez (d), ao longo do epilímnio, metalímnio e hipolímnio, durante o monitoramento realizado em 2015 no reservatório Joanes I.

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

Microcystis apresentou média igual a 20.584 cel mL⁻¹, 23.807 cel mL⁻¹ e 17.018 cel mL⁻¹ no epilímnio, metalímnio e hipolímnio, respectivamente, sendo mais abundante no metalímnio, apresentando valor máximo de 260.000 cel mL⁻¹ (Figura 25a) em novembro de 2015. No entanto, *Aphanocapsa*, que apresentou média igual a 33.106

cel mL⁻¹, 34.088 cel mL⁻¹ e 38.833 cel mL⁻¹ no epilímnio, metalímnio e hipolímnio, respectivamente, foi mais abundante na zona mais profunda, alcançando valores superiores a 100.000 cel mL⁻¹ (Figura 25b) em dezembro de 2015. Além disso, é interessante notar que *Aphanocapsa* apresentou médias superiores à *Microcystis* em todos três camadas.

Em relação ao P total e turbidez, esses parâmetros apresentaram valores muito mais elevados no hipolímnio (0,34 mg L⁻¹ e 29,75 NTU, respectivamente) em relação ao epilímnio (0,08 mg L⁻¹ e 12,25 NTU, respectivamente) (Figura 25c,d).

Somente o gênero *Aphanocapsa* apresentou correlação significativa com os valores de turbidez ($r_s = 0,64$; $n = 11$; $p < 0,05$) e P Total ($r_s = 0,58$; $n = 13$; $p < 0,05$).

5.5 Modelagem Preditiva de Cianobactérias

5.5.1 Análise Exploratória dos Dados

No esforço de prever a abundância e a probabilidade de ocorrência de florações de cianobactérias no reservatório Joanes I, foram construídos, nesta sequência, MLGs com distribuições de Poisson, Binomial Negativa e Binomial (ou Regressão Logística), tendo como variável resposta a densidade total de cianobactérias.

Foram utilizadas 10 variáveis preditoras (ou explicativas), sendo 4 variáveis climáticas/hidráulica (temperatura do ar, precipitação, insolação e cota do nível d'água) e 7 variáveis de qualidade da água (CE, P Total, N-amoniaco, pH, DBO, Al_{dis} e temperatura da água).

A Tabela 8 apresenta o resultado da estatística descritiva da variável resposta e das variáveis explicativas selecionadas para a modelagem estatística no decorrer do período de jan/2006 a out/2017.

Tabela 8 – Resultado da estatística descritiva das variáveis ambientais da modelagem preditiva de cianobactérias no reservatório Joanes I no período de jan/2006 a out/2017

Variável	N	Mediana	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão (DP)	Coefficiente de Variação
Cianobactérias (Cel mL ⁻¹)	360	103400,0	156714,5	57	1814957	204534,1	1,30
CE (umho cm ⁻¹)	67	171,0	150,5	74,6	226	53,6	0,36
P Total (mg L ⁻¹)	165	0,06	0,076	0,013	0,38	0,055	0,73
N-amoniaco (mg L ⁻¹)	15	0,26	0,36	0,10	1,30	0,31	0,86

Variável	N	Mediana	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão (DP)	Coefficiente de Variação
pH	87	6,9	7,0	5,66	10	0,7	0,10
Temp. Água (°C)	242	27,0	26,9	21	32	2,2	0,08
Temp. Ar (°C)	381	25,8	25,6	21,24	29	1,5	0,06
DBO (mg L ⁻¹)	89	3,7	4,3	1,2	19	2,7	0,62
Al _{dis} (µg mL ⁻¹)	68	31,4	59,7	5	396	74,5	1,25
Precipitação (mm)	380	0,0	4,7	0,0	147	15,3	3,23
Cota (m)	382	15,7	15,6	14,42	17	0,5	0,031
Insolação (horas)	381	6,9	6,1	0,0	11	2,8	0,45

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água, Inema e Inmet.

De modo geral, a variação entre os valores mínimos e máximos foi expressiva nos dados das variáveis ambientais, evidenciando a existência de grande amplitude no reservatório da barragem Joanes I, assim como nas proximidades de sua bacia hidrográfica, resultantes de reflexos direto ou indireto de fatores naturais e antrópicos. Verificando-se o coeficiente de variação, as variáveis cianobactérias, Al_{dis} e precipitação apresentaram substanciais valores do coeficiente, indicando grande variabilidade dos seus dados em relação aos valores médios.

Observa-se que a média e a mediana da variável cianobactérias foram relativamente próximas, evidenciando frequentes episódios de florações de cianobactérias com concentração superiores a 100.000 cel mL⁻¹, como se observa no histograma da Figura 26, o que por sua vez dificulta a tomada de decisões e o seu controle.

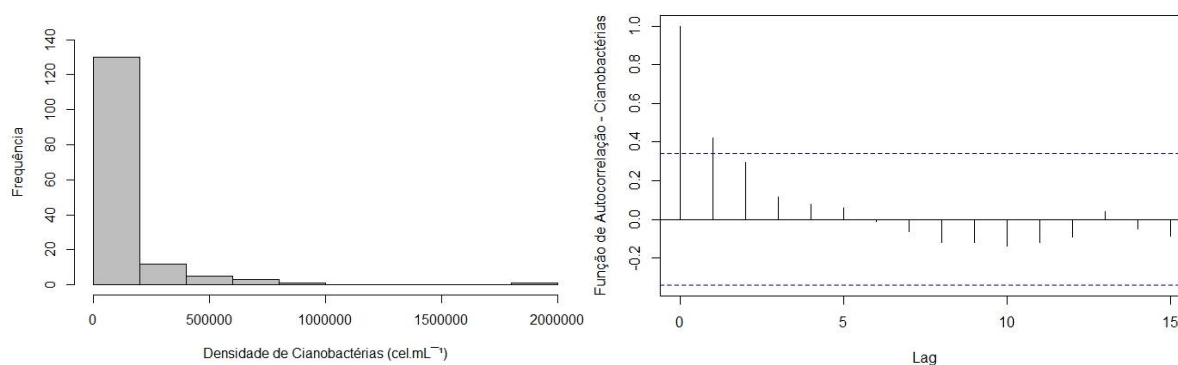


Figura 26 – Distribuição das frequências das densidades totais de cianobactérias à esquerda e, função de autocorrelação das densidades totais de cianobactérias à direita, no reservatório Joanes I no período de jan/2006 a out/2017

Nota: A linha tracejada indica o intervalo de confiança para o qual os valores fora dele são autocorrelacionados significativamente ao nível de confiança de 95%.

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

Observa-se que a distribuição de frequência dos valores de cianobactérias é assimétrica com cauda mais longa para a direita, apresentando maiores concentrações na faixa de 0 a 250.000 cel mL⁻¹, não seguindo distribuição Normal, segundo testes estatístico de normalidade (Kolmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk; $p < 0,05$). Como não há necessidade de pressuposição de normalidade aos dados para os MLGs, esse resultado não interferiu em sua aplicação.

No gráfico de autocorrelação da Figura 26b, verifica-se nos primeiros dois *lags* indicam que as observações estão autocorrelacionadas positivamente, ao passo que os *lags* seguintes sugerem que as observações não se autocorrelacionam ao nível de confiança de 95%. Dessa forma, pode-se afirmar que a variável resposta não se apresenta autocorrelacionada a partir do terceiro *lag*. Assim, dada a não autocorrelação, assumiu-se independência, permitindo a aplicação dos MLGs.

Buscando identificar a presença de *outliers* nos dados das variáveis preditoras selecionadas que pudessem ser observações discrepantes, foram construídos *boxplots*, apresentados na Figura 27.

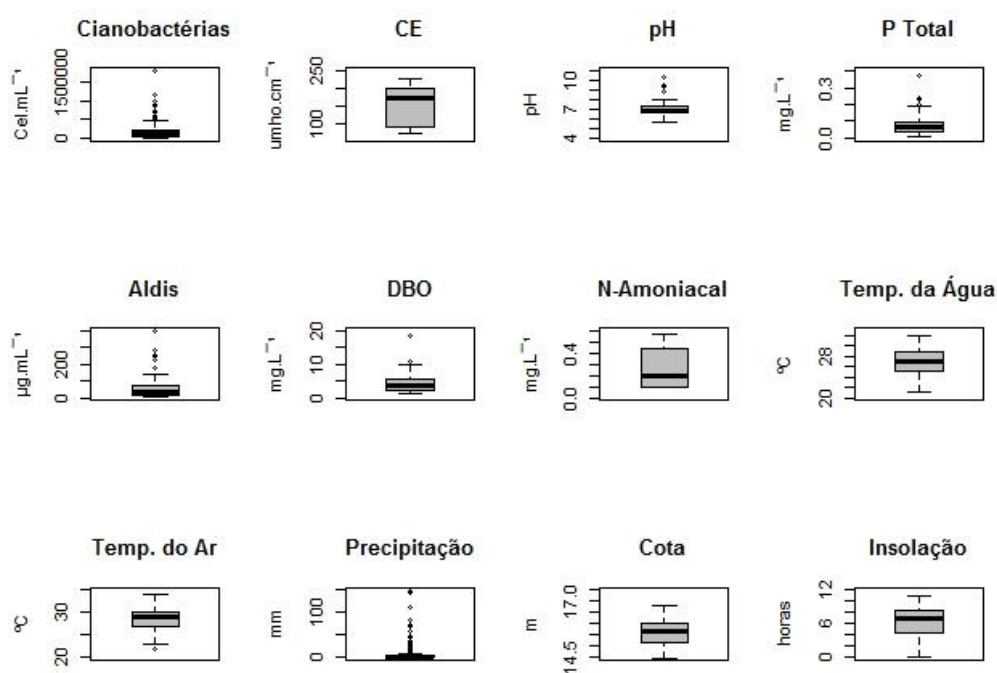


Figura 27 – Distribuições das concentrações da variável resposta e das preditoras selecionadas no reservatório Joanes I no período de jan/2006 a out/2017

Fonte: Próprio autor baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água, Inema e Inmet.

Observa-se a presença de *outliers*, marcados graficamente por meio de pontos, mais nitidamente nas distribuições das variáveis densidade total de cianobactérias, pH, Al_{dis} , DBO e precipitação, demonstrando a existência de situações atípicas no comportamento geral dos dados do reservatório Joanes I.

Destaca-se no *boxplot* das cianobactérias, a presença do valor extremo, visualizado na Figura 3 do item 5.1.4, como esse valor é excessivamente elevado, não existindo também registros de erros de amostragem ou analítico associados a ela, considerou-a como uma situação pouco provável e, assim, optou-se por removê-la da modelagem.

Destaca-se ainda que as covariáveis correlacionadas significativamente ($p < 0,05$) com a variável resposta (densidades de cianobactéria) são CE ($r_s = 0,56$), DBO ($r_s = 0,53$), Aldis ($r_s = -0,42$), cota ($r_s = -0,38$), temp. água ($r_s = 0,19$), temp. ar ($r_s = 0,3$) (Ver resultados do teste de significância sobre o r_s de *Spearman* em APÊNDICE D - Tabela 18).

5.5.2 Modelo de Poisson

Esta subseção apresenta a análise do ajuste dos modelos utilizando a distribuição de Poisson e análise de resíduos do modelo mais forte e parcimonioso dessa distribuição. Como a variável resposta, densidade total de cianobactérias, foi medida, originalmente, na forma de contagem em $cel\ mL^{-1}$, foi atendido o pressuposto básico para aplicação do modelo de Poisson.

Embora as observações de cianobactérias apresentem alto grau de dispersão, a distribuição de *Poisson* foi empregada com o propósito de avaliar o seu ajuste e compará-lo com os resultados da aplicação das distribuições Binomial Negativa e Binomial (Modelo de regressão logística).

5.5.2.1 Ajuste do modelo com distribuição de Poisson

A Tabela 9 apresenta as estimativas dos parâmetros dos modelos utilizando distribuição de Poisson com ligação logarítmica, com seus respectivos número de covariáveis (p) e indicadores de qualidade do ajuste, resíduo deviance, graus de liberdade (gl), AICc, BIC, R² e análise de excesso de multicolinearidade, para prever a abundância de cianobactérias no reservatório Joanes I. Os três conjuntos de covariáveis com melhor desempenho encontram-se indicado em negrito.

Tabela 9 – Resultados dos MLGs com distribuição de Poisson para a densidade total de cianobactérias (cel mL⁻¹) com as estimativas dos parâmetros das covariáveis normalizadas para o reservatório Joanes I no período de jan/2006 a maio/2015

	Equação MLG	p	Resíduo Deviance	gl	AICc	BIC	R² (%)	Multicolinearidade
01	$\hat{g}(x) = \hat{\mu} = \exp(11,46^{***} - 0,41Cota_{Med30d}^{***} + 0,25P_{Total}^{**} - 0,23Precip.Acum30d^{***})$	3	19.576.809	129	19.578.351	19.578.362	14,4	Não detectada
02	$\hat{g}(x) = \hat{\mu} = \exp(11,73^{***} - 0,56Cota_{Med20d}^{***} - 0,34Al_{Dis}^{**} - 0,19Precip.Acum20d^{***} + 0,09P_{Total}^{***})$	4	3.734.216	37	3.734.750	3.734.757	21,9	Detectada
03	$\hat{g}(x) = \hat{\mu} = \exp(11,49^{***} - 0,47Cota_{Med30d}^{***} - 0,28Precip.Acum30d^{***} + 0,26P_{Total}^{***} - 0,11Insol.Med30d^{***})$	4	19.527.143	128	19.528.686	19.528.700	14,6	Detectada
04	$\hat{g}(x) = \hat{\mu} = \exp(11,78^{***} - 0,39Cota_{Med30d}^{***} + 0,36DBO^{**} - 0,11P_{Total}^{***} + 0,001Precip.Acum30d^{*})$	4	8.091.293	57	8.092.052	8.092.061	17,8	Não detectada
05	$\hat{g}(x) = \hat{\mu} = \exp(11,82^{***} - 0,62Cota_{Med30d}^{***} + 0,09pH^{**} + 0,07P_{Total}^{***} - 0,06Precip.Acum30d^{***})$	4	8.916.582	58	8.917.356	8.917.365	16,9	Detectada
06	$\hat{g}(x) = \hat{\mu} = \exp(11,43^{***} - 0,39Cota_{Med30d}^{***} - 0,18Precip.Acum30d^{***} + 0,25P_{Total}^{*} + 0,17Temp.Água^{***})$	4	18.817.530	125	18.819.041	18.819.055	16,2	Não Detectada
07	$\hat{g}(x) = \hat{\mu} = \exp(11,34^{***} + 0,41Temp.Ar_{Med30d}^{***} + 0,22P_{Total}^{***} - 0,20Precip.Acum30d^{***} - 0,14Cota_{Med30d}^{***})$	4	18.207.920	127	18.209.457	18.209.471	19,7	Não Detectada
08	$\hat{g}(x) = \hat{\mu} = \exp(11,67^{***} - 0,82Cota_{Med30d}^{***} - 0,37Al_{Dis}^{**} - 0,01P_{Total}^{***})$	3	3.807.967	38	3.808.499	3.808.505	20,3	Não detectada
09	$\hat{g}(x) = \hat{\mu} = \exp(11,48^{***} - 0,89Cota_{Med30d}^{***} + 0,46Temp.Água^{*} - 0,19Al_{Dis}^{***} - 0,04P_{Total}^{***})$	4	3.006.555	36	3.007.079	3.007.086	34,6	Não detectada

	Equação MLG	p	Resíduo Deviance	gl	AICc	BIC	R ² (%)	Multicolin earidade
10	$\hat{g}(x) = \hat{\mu} = \exp(11,33^{***} - 0,79Cota_{Med30d}^{***} + 0,68Temp_{Ar}^{**} - 0,07Al_{Dis}^{***} + 0,07P_{Total}^{***})$	4	2.875.529	37	2.876.064	2.876.071	39,8	Não detectada
11	$\hat{g}(x) = \hat{\mu} = \exp(11,73^{***} - 0,46Cota_{Med7d}^{***} + 0,42DBO^{**} - 0,36Al_{Dis}^{***} - 0,035P_{Total}^{***})$	4	3.549.621	37	3.550.155	3.550.163	25,8	Não detectada
12	$\hat{g}(x) = \hat{\mu} = \exp(11,81^{***} - 1,63Cota_{Med30d}^{***} - 0,76Al_{Dis}^{**} + 0,03P_{Total}^{***} + 0,006CE^{***})$	4	1.502.047	26	1.502.462	1.502.466	54,6	Detectada
13	$\hat{g}(x) = \hat{\mu} = \exp(11,65^{***} - 1,07Cota_{Med30d}^{***} - 0,39Al_{Dis}^{**} - 0,26pH^{***} + 0,01P_{Total}^{***})$	4	3.724.029	37	3.724.564	3.724.571	22,1	Detectada
14	$\hat{g}(x) = \hat{\mu} = \exp(11,69^{***} - 0,50Cota_{Med15d}^{***} - 0,22Al_{Dis}^{**} + 0,32Insol_{Med15d}^{***} + 0,04P_{Total}^{***})$	4	3.710.368	37	3.710.903	3.710.910	22,4	Detectada
15	$\hat{g}(x) = \hat{\mu} = \exp(11,85^{***} - 0,68Cota_{Med30d}^{***} + 0,04P_{Total}^{**} + 0,009N_{Amoniacal}^{***})$	3	7.869.607	30	7.869.999	7.870.004	12,7	Detectada
16	$\hat{g}(x) = \hat{\mu} = \exp(11,38^{***} - 2,09Cota_{Med30d}^{***} - 2,06P_{Total}^{**} - 1,16N_{Amoniacal}^{***} - 0,36Al_{Dis}^{***})$	4	1.481.153	8	1.481.315	1.481.309	51,2	Não detectada
17	$\hat{g}(x) = \hat{\mu} = \exp(11,38^{***} - 0,67Cota_{Med30d}^{**} - 0,007Precip_{Acum30d}^{***} + 0,03P_{Total}^{**} + 0,01N_{Amoniacal}^{***})$	4	7.850.338	29	7.850.734	7.850.739	12,9	Detectada

(***) Parâmetro significativo ($p < 0,001$); (*) Parâmetro significativo ($p < 0,05$).

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo Inema, Inmet e prestador de serviço de abastecimento de água.

Utilizando o critério da ausência de excesso de multicolinearidade entre as covariáveis, verifica-se que os modelos 1, 4, 6, 7, 8, 9, 10, 11 e 16 atenderam a esse critério, evitando assim interferências dos efeitos da colinearidade na estimação dos parâmetros das covariáveis.

Assim, dentre os modelos sem excesso de multicolinearidade, baseando nas medidas de qualidade do ajuste os modelos que apresentaram melhores desempenhos foram 9, 10 e 16. Entretanto, considerou-se o 16 mais forte e parcimonioso, tendo em vista que o mesmo apresentou maior coeficiente de determinação (R^2), explicando em torno de 51,2% da variação da abundância das cianobactérias.

Além disso, o modelo 16 apresentou menores valores de AICc, BIC e desvio deviance em relação aos modelos 9 e 10, indicando que o mesmo apresenta melhor qualidade de ajuste aos dados.

As covariáveis do modelo 16, cota do nível d'água média de 30 dias (m), P total (mg L⁻¹), Aldis (mg L⁻¹) e N-amoniaco (mg L⁻¹), são estatisticamente significantes ($p < 0,001$) para explicar a variável resposta, baseado em teste ANOVA (Ver os resultados do teste ANOVA em APÊNDICE D – Tabela 19).

Baseado na magnitude das estimativas dos parâmetros das covariáveis do modelo escolhido, a cota e o P total são as covariáveis com maior potencial explicativo e o N-amoniaco e o Al_{dis} são as com menor poder.

5.5.2.2 Análise de Resíduos do Modelo de Poisson

Com o intuito de avaliar a qualidade do ajuste do modelo 16 de *Poisson*, a Figura 28 apresenta os gráficos da análise de seus resíduos.

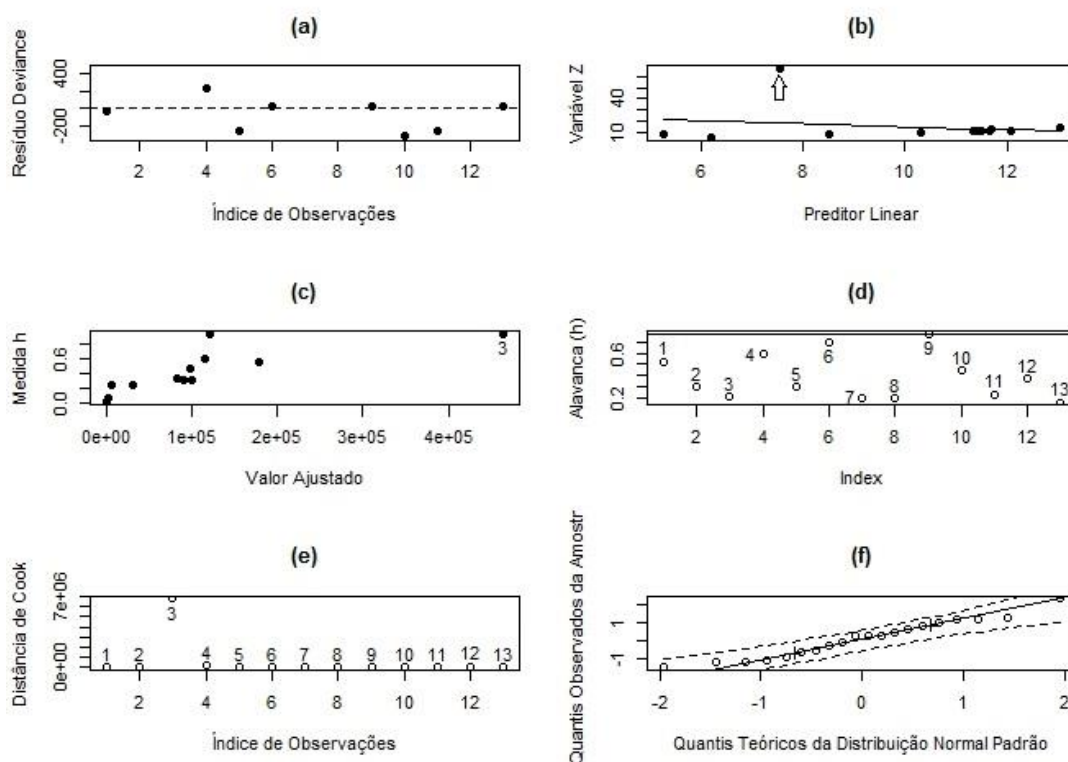


Figura 28 – Análise dos resíduos do modelo preditivo 16 com distribuição de *Poisson* (AICc = 1.481.315, BIC = 1.481.309 e R² = 0,51). (a) Distribuição dos resíduos em torno do 0; (b) Distribuição dos resíduos dos valores ajustados em torno da linha sólida (melhor ajuste do

modelo); (c) Influência segunda a medida h ; (d) Índice de Alavanca; (e) Influência segunda a distância de *Cook*; (f) Quantil-quantil da Normal

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo Inema e pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

Analisando os gráficos de diagnóstico, percebe-se que em (a), resíduo *deviance* versus índices de observações, que os pontos não apresentam tendência, isto é, eles estão dispostos de modo aleatório, indicando que a função de ligação utilizada é adequada.

Observa-se no gráfico (b) que os resíduos dos valores ajustados tendem a acompanhar a linha do melhor ajuste do modelo. Contudo, observa-se a presença de um ponto mais afastado da linha sólida (indicada por seta), com maior valor residual correspondendo à observação 3, sugerindo que o modelo não conseguiu predizê-lo adequadamente.

Nota-se nos gráficos de análise de influência (c) e (e) que a observação 3 aparece em destaque e mais afastadas das demais, indicando que a mesma pode ser um ponto influente. Por outro lado, no gráfico (d), pontos de alavanca versus índices de observações, observa-se que a observação 3 encontra-se abaixo da estatística de corte ($h_{ii} = 2(p+1)/n = 0,8$), apresentada no item 3.6.1, não se configurando assim como ponto de alavanca. Apenas a observação 9 configura-se como ponto de alavanca, encontrando-se ligeiramente acima da estatística de corte, porém no gráfico da distância de Cook (e) essa observação apresenta distância 0, não podendo assim ser considerada como influente.

De acordo com Cordeiro e Lima Neto (2004), observações consideradas influentes não devem ser removidas do modelo, uma vez que a sua exclusão pode resultar em alterações substanciais nas estatísticas do modelo. Desse modo, após um estudo realizado com a observação 3 se verificou que apesar de esta aparecer afastada da linha do melhor ajuste no gráfico (b), a mesma não aparece como ponto discrepante no gráfico do resíduo *deviance* (a) e no da alavanca (d), optando-se por não retirá-la da modelagem de Poisson.

Por fim, tem-se em (f) o gráfico quantil-quantil Normal com envelope simulado para se analisar a distribuição dos resíduos do modelo. Percebe-se que todos os resíduos se encontram contidos no envelope, indicando que os resíduos seguem distribuição Normal e o modelo apresenta ajuste satisfatório.

5.5.3 Modelo Binomial Negativo

Esta subção apresenta os ajustes dos MLGs utilizando a distribuição Binomial Negativa e a análise dos resíduo do modelo mais forte e parcimonioso dessa distribuição.

De forma similar a distribuição de Poisson, foi atendido o pressuposto básico para aplicação da distribuição Binomial Negativa, tendo em vista que a variável resposta encontra-se na forma de contagem, densidade total de cianobactérias (Cel.mL⁻¹).

5.5.3.1 Ajuste do modelo com distribuição Binomial Negativa

A Tabela 10 apresenta as estimativas dos parâmetros dos modelos utilizando distribuição de Binomial Negativa com ligação logarítmica, com seus respectivos número de covariáveis (p) e indicadores de qualidade do ajuste, resíduo *deviance*, gl, AICc, BIC, R² e análise de excesso de multicolinearidade, para prever a abundância de cianobactérias no reservatório Joanes I. Os três conjuntos de covariáveis com melhor desempenho encontram-se indicado em negrito.

Tabela 10 - Resultados dos MLGs com distribuição de Binomial Negativa para a densidade total de cianobactérias (cel mL⁻¹) com as estimativas dos parâmetros das covariáveis normalizadas para o reservatório Joanes I no período de jan/2006 a maio/2015

	Equação MLG	p	Resíduo <i>Deviance</i>	gl	AICc	BIC	R ² (%)	Multicolin earidade
01	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\mu}}{r + \hat{\mu}} = \exp(11,52 \text{ *** } -0,53\text{Cota}_{\text{Med}20d} \text{ ** } -0,16\text{Precip} \cdot \text{Acum}20d + 0,15\text{P}_{\text{Total}})$	3	175,60	129	3182,52	3196,50	7,0	Detectada
02	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\mu}}{r + \hat{\mu}} = \exp(11,81 \text{ *** } -1,77\text{Cota}_{\text{Med}30d} \text{ *** } -0,23\text{Al}_{\text{Dis}} - 0,20\text{Precip} \cdot \text{Acum}30d + 0,09\text{P}_{\text{Total}})$	4	50,67	37	1057,64	1065,66	18	Não Detectada

	Equação MLG	p	Resíduo Deviance	gl	AICc	BIC	R ² (%)	Multicolin earidade
03	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\mu}}{r + \hat{\mu}} = \exp(11,57 *** - 0,61Cota_{Med20d} ** - 0,31Precip_{Acum20d} - 0,19Insol_{Med20d} + 0,14P_{Total})$	4	175,50	128	3184,01	3200,69	7,3	Detectada
04	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\mu}}{r + \hat{\mu}} = \exp(11,75 *** + 0,59DBO * - 0,19P_{Total} - 0,18Cota_{Med30d} + 0,005Precip_{Acum30d})$	4	79,45	57	1540,86	1552,10	9,0	Não Detectada
05	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\mu}}{r + \hat{\mu}} = \exp(12,13 *** - 1,36Cota_{Med20d} *** + 0,45Precip_{Acum20d} - 0,27pH + 0,05P_{Total})$	4	80,59	58	1570,58	1581,94	10,8	Detectada
06	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\mu}}{r + \hat{\mu}} = \exp(11,37 *** - 0,39Precip_{Acum30d} ** + 0,17Temp_{Água} * + 0,22P_{Total} - 0,18Cota_{Med30d})$	4	170,83	125	3110,76	3127,29	9,8	Não Detectada
07	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\mu}}{r + \hat{\mu}} = \exp(11,37 *** - 0,39Precip_{Acum30d} ** + 0,29Temp_{Ar} - 0,24Cota_{Med30d} * + 0,12P_{Total})$	4	171,06	125	3112,43	3128,96	8,9	Não Detectada
08	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\mu}}{r + \hat{\mu}} = \exp(11,88 *** - 2,04Cota_{Med30d} *** - 0,22Al_{Dis} - 0,06P_{Total})$	3	50,70	38	1055,18	1062,20	17,6	Não detectada
09	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\mu}}{r + \hat{\mu}} = \exp(11,75 *** - 1,04Cota_{Med20d} ** + 0,41Temp_{Água} + 0,15P_{Total} - 0,13Al_{Dis})$	4	49,18	36	1034,28	1042,09	20	Não detectada
10	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\mu}}{r + \hat{\mu}} = \exp(11,46 *** - 1,59Cota_{Med30d} *** - 0,92Al_{Dis} * + 0,31Temp_{Ar} + 0,19P_{Total})$	4	41,80	32	941,53	948,39	31,3	Não detectada
11	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\mu}}{r + \hat{\mu}} = \exp(11,97 *** - 1,26Cota_{Med20d} *** + 0,57DBO * - 0,29Al_{Dis} + 0,04P_{Total})$	4	50,36	37	1055,10	1063,13	22	Não detectada
12	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\mu}}{r + \hat{\mu}} = \exp(11,89 *** - 2,29Cota_{Med30d} *** - 0,43Al_{Dis} + 0,11P_{Total} + 0,25CE)$	4	34,36	26	789,19	794,29	50	Detectada

	Equação MLG	p	Resíduo Deviance	gl	AICc	BIC	R ² (%)	Multicolinearidade
13	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\mu}}{r + \hat{\mu}} = \exp(11,88 *** - 2,07Cota_{Med30d} *** - 0,20Al_{Dis} + 0,06P_{Total} - 0,045pH)$	4	50,70	37	1057,90	1065,93	17,6	Detectada
14	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\mu}}{r + \hat{\mu}} = \exp(11,50 *** - 1,11Cota_{Med30d} * + 0,74Insol_{Med30d} * + 0,008P_{Total} - 0,04Al_{Dis})$	4	50,42	37	1055,62	1063,64	21,2	Não detectada
15	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\mu}}{r + \hat{\mu}} = \exp(11,91 *** - 0,94Cota_{Med20d} * - 0,22P_{Total} + 0,02N_{Amoniacal})$	3	46,69	30	818,79	824,28	6,3	Detectada
16	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\mu}}{r + \hat{\mu}} = \exp(11,15 *** - 1,91N_{Amoniacal} - 0,95P_{Total} * - 0,84Cota_{Med15d} - 0,63Al_{Dis})$	4	17,09	8	322,75	312,14	29,1	Detectada
17	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\mu}}{r + \hat{\mu}} = \exp(11,92 *** - 1,08Cota_{Med20d} ** + 0,36Precip_{Acum20d} - 0,18P_{Total} + 0,007N_{Amoniacal})$	4	46,61	29	821,21	827,26	7,4	Detectada

(***) Parâmetro significativo ($p < 0,001$); (**) Parâmetro significante ($p < 0,01$); (*) Parâmetro significativo ($p < 0,05$); (·).

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo Inema, Inmet e pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

Utilizando o critério da ausência de excesso de multicolinearidade entre as covariáveis, verifica-se que os modelos 2, 4, 6, 7, 8, 9, 10, 11 e 14 atenderam a esse critério, evitando assim interferências dos efeitos da colinearidade na estimação dos parâmetros das covariáveis.

Assim, dentre os modelos sem excesso de multicolinearidade, baseando nas medidas de qualidade do ajuste os modelos que apresentaram melhores desempenhos foram 10, 11 e 14. Entretanto, considerou-se o 10 mais forte e parcimonioso, tendo em vista que o mesmo apresentou maior coeficiente de determinação (R²), explicando em torno de 31,3% da variação da abundância das cianobactérias.

Além disso, o modelo 10 apresentou valores de AICc, BIC e desvio *deviance* consideravelmente menores que os modelos 11 e 14, indicando que o mesmo apresenta melhor qualidade de ajuste aos dados.

As covariáveis do modelo 10 são cota do nível d'água média de 30 dias (m), temperatura do ar, P total (mg.L^{-1}) e Al_{dis} (mg.L^{-1}). A análise de significância dos parâmetros das covariáveis do modelo, indicou que as covariáveis covariável cota e Al_{dis} são estatisticamente significativa, ao nível explanatório de 95% ($p < 0,05$), baseado em teste ANOVA (Ver os resultados em APÊNDICE D – Tabela 20).

Baseado na magnitude das estimativas dos parâmetros das covariáveis do modelo escolhido, a cota e o Al_{dis} são as covariáveis com maior potencial explicativo e temperatura do ar e P total são as com menor poder.

É importante observar no modelo 10 que apenas para as covariáveis cota e Al_{dis} , a estimativa do seu parâmetro foi negativa, indicando que a elevação dos níveis d'água e das concentrações de Al_{dis} na superfície do reservatório pode estar exercendo influência negativa no crescimento das cianobactérias.

5.5.3.2 Análise de resíduo do Modelo Binomial Negativo

Com a finalidade de avaliar a qualidade do ajuste do modelo 10, a Figura 29 apresenta os gráficos da análise de seus resíduos.

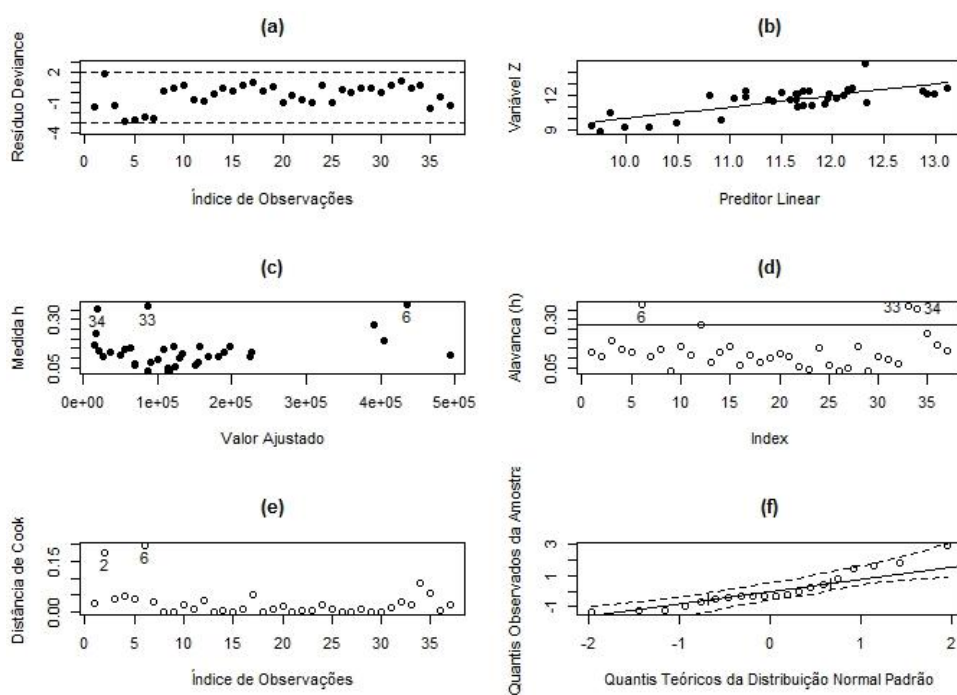


Figura 29 - Análise dos resíduos do modelo preditivo 10 com distribuição de Binomial Negativa (AICc = 941,53, BIC = 948,39 e $R^2 = 0,313$). (a) Distribuição dos resíduos em torno do 0; (b) Distribuição dos resíduos dos valores ajustados em torno da linha sólida (melhor ajuste do modelo); (c) Influência segunda a medida h_i ; (d) Índice de Alavanca; (e) Influência segunda a distância de Cook; (f) Quantil-quantil da Normal

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo Inema e pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

Analisando os gráficos de diagnóstico, percebe-se que em (a), resíduo *deviance* versus índices de observações, os pontos apresentam aleatoriedade, isto é, não apresentam tendência, indicando que a função de ligação utilizada é adequada.

Observa-se no gráfico (b) que os resíduos dos valores ajustados tendem a acompanhar a linha do melhor ajuste do modelo, não se verificando a presença de pontos desproporcionalmente mais afastados da linha, sugerindo que o modelo conseguiu predizê-los adequadamente.

Nota-se nos gráficos de análise de influência (c) e (d) que as observações 6, 33 e 34 aparecem em destaque e mais afastadas das demais, indicando que as mesmas são valores discrepantes que podem ser influentes ou não.

Por outro lado, observa-se no gráfico da distância de Cook (e) que as observações 33 e 34 não aparecem em destaque, sugerindo que as mesmas não são influentes. Contudo, verifica-se que somente as observações 2 e 6 encontram-se mais afastadas das demais no gráfico de Cook. McCullagh e Nelder (1989) sugerem que é conveniente analisar observações cuja a distância de Cook (d_i) seja maior que 0,5.

Assim, após um estudo realizado para as observações 2 e 6, optou-se por não removê-las da modelagem tendo em vista que embora as mesmas encontrem-se em destaque no gráfico da distância de Cook, elas apresentam valores de d_i inferiores a 0,5, bem como não aparecem como pontos discrepantes no gráfico do resíduo *deviance* (a), encontrando-se dispostas de modo aleatório no gráfico da distribuição dos resíduos em torno da linha de melhor ajuste em (b).

Por fim, tem-se em (f) o gráfico quantil-quantil Normal com envelope simulado para se analisar a distribuição dos resíduos do modelo. Percebe-se que todos os resíduos se encontram contidos no envelope, indicando que os resíduos seguem distribuição Normal e o modelo apresenta ajuste satisfatório.

5.5.4 Modelo de Regressão Logística

Esta subção apresenta a análise do ajuste dos MLGs aplicando a distribuição Binomial e a análise dos resíduos do modelo de regressão logística mais forte e parcimonioso da distribuição

Para atender o pressuposto básico para aplicação da distribuição Binomial, foi necessária a transformação da variável resposta da forma de contagem para o formato dicotômico (floração e não-floração), atribuindo-se 0 para concentrações abaixo ou igual a 50.000 cel mL⁻¹ e 1 para concentrações superiores a 50.000 cel mL⁻¹.

5.5.5 Ajuste do modelo de Regressão Logística

A Tabela 11 apresenta as estimativas dos parâmetros dos modelos utilizando distribuição Binomial com ligação logística, com seus respectivos número de covariáveis (p) e indicadores de qualidade do ajuste, resíduo deviance, gl, AICc, BIC, R² e análise de excesso de multicolinearidade, para prever a probabilidade de ocorrência de floração de cianobactérias no reservatório Joanes I. Os três conjuntos de covariáveis com melhor desempenho encontram-se destacados em negrito.

Tabela 11 - Resultados dos MLGs com distribuição de Binomial para a densidade total de cianobactérias (cel mL⁻¹) com as estimativas dos parâmetros das covariáveis normalizadas para o reservatório Joanes I no período de jan/2006 a maio/2015

	Equação MLG	p	Resíduo Deviance	gl	AICc	BIC	R² (%)	Multicolinearidade
01	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\pi}}{1 - \hat{\pi}} = \exp(-0,025 - 0,90Cota_{Med30d} * -0,27Precip_{Acum30d} + 0,26P_{Total})$	3	167,81	130	176,12	187,40	9,30	Não Detectada
02	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\pi}}{1 - \hat{\pi}} = \exp(0,96 * -1,89Cota_{Med30d} - 0,89Precip_{Acum30d} + 0,34P_{Total} - 0,33Al_{Dis})$	4	46,77	37	58,44	65,46	16,2	Não Detectada

	Equação MLG	p	Resíduo Deviance	gl	AICc	BIC	R ² (%)	Multicolinearidade
03	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\pi}}{1 - \hat{\pi}} = \exp(0,03 - 1,03Cota_{Med30d} * -0,35Precip_{Acum30d} + 0,27P_{Total} - 0,18Insol_{Med30d})$	4	167,48	129	177,95	191,97	9,5	Detectada
04	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\pi}}{1 - \hat{\pi}} = \exp(0,68 + 1,34DBO * -0,34Cota_{Med30d} * -0,27Precip_{Acum30d} - 0,017P_{Total})$	4	72,92	58	84,03	93,70	15,7	Não Detectada
05	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\pi}}{1 - \hat{\pi}} = \exp(0,531,12Cota_{Med30d} ** -0,23Precip_{Acum30d} + 0,21P_{Total} - 0,21pH)$	4	80,66	59	91,70	101,46	8,0	Detectada
06	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\pi}}{1 - \hat{\pi}} = \exp(0,045 - 0,88Cota_{Med30d} * +0,25P_{Total} + 0,23Temp_{Água} - 0,21Precip_{Acum30d})$	4	162,69	126	173,17	187,07	10,1	Não Detectada
07	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\pi}}{1 - \hat{\pi}} = \exp(0,07 - 1,02Cota_{Med30d} ** +0,47Temp_{Ar} * +0,27P_{Total} - 0,14Precip_{Acum30d})$	4	159,1	126	169,58	183,48	12,0	Não Detectada
08	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\pi}}{1 - \hat{\pi}} = \exp(1,17 * -1,47Cota_{Med20d} * -0,33Al_{Dis} + 0,30P_{Total})$	3	49,06	38	58,14	64,01	12,1	Não detectada
09	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\pi}}{1 - \hat{\pi}} = \exp(0,72 - 1,71Cota_{Med30d} * +1,03Temp_{Água} * +0,10P_{Total} - 0,01Al_{Dis})$	4	43,18	36	54,89	61,75	19,8	Não detectada
10	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\pi}}{r + \hat{\mu}} = \exp(1,06 * -1,07Cota_{Med20d} * +0,74Temp_{Ar} + 0,35P_{Total} - 0,18Al_{Dis})$	4	44,74	36	56,46	63,31	16,9	Não detectada
11	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\pi}}{1 - \hat{\pi}} = \exp(1,66 * +1,92DBO * -1,43Cota_{Med7d} - 0,36Al_{Dis} + 0,01P_{Total})$	4	41,44	37	53,11	60,13	25,8	Não detectada
12	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\pi}}{1 - \hat{\pi}} = \exp(2,71 - 6,56Cota_{Med30d} - 0,83Al_{Dis} + 0,58P_{Total} + 0,44CE)$	4	19,78	26	32,18	36,95	47,0	Não Detectada
13	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\pi}}{1 - \hat{\pi}} = \exp(1,15 * -1,69Cota_{Med20d} * -0,53pH + 0,35P_{Total} - 0,28Al_{Dis})$	4	48,44	37	60,11	67,13	13,2	Detectada
14	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\pi}}{1 - \hat{\pi}} = \exp(0,61 - 1,40Cota_{Med30d} + 1,18Insol_{Med30d} - 0,14Al_{Dis} + 0,11P_{Total})$	4	47,42	37	59,09	66,11	15,1	Detectada
15	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\pi}}{1 - \hat{\pi}} = \exp(-0,17 * -0,80Cota_{Med30d} * +0,48N_{Amoniacal} - 0,065P_{Total})$	3	43,49	31	52,83	57,72	9,0	Não Detectada

	Equação MLG	p	Resíduo Deviance	gl	AICc	BIC	R ² (%)	Multicolin earidade
16	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\pi}}{1 - \hat{\pi}} = \exp(-0,58 - 2,36N_{Amoniacal} - 0,66P_{Total} + 0,34Al_{Dis} - 0,05Cota_{Me3d})$	4	14,46	8	33,03	27,28	16,5	Não Detectada
17	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\pi}}{1 - \hat{\pi}} = \exp(-0,18 - 0,76Cota_{Med30d} + 0,51N_{Amoniacal} - 0,14Precip_{Acum30d} - 0,057P_{Total})$	4	43,38	30	55,45	61,16	9,2	Não Detectada

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo Inema, Inmet e prestador de serviço de abastecimento de água.

Utilizando o critério da ausência de excesso de multicolinearidade entre as covariáveis, verifica-se que os modelos 1, 2, 4, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 15, 16 e 17 atenderam a esse critério, evitando assim interferências dos efeitos da colinearidade na estimação dos parâmetros das covariáveis.

Assim, dentre os modelos sem excesso de multicolinearidade, baseando nas medidas de qualidade do ajuste os modelos que apresentaram melhores desempenhos foram 9, 11 e 12 (em negrito). Entretanto, considerou-se o 12 mais forte e parcimonioso, tendo em vista que o mesmo apresentou maior coeficiente de determinação (R²), explicando em torno de 47% a predição de ocorrência de eventos de floração.

Em relação ao indicadores resíduo *deviance*, AICc e BIC, o modelo 12 apresenta valores relativamente menores quando comparado com os modelos 9 e 11, indicando melhor ajuste aos dados do modelo escolhido.

As covariáveis do modelo 12 são cota do nível d'água média de 30 dias (m), CE (Umho cm⁻¹), Al_{dis} (mg L⁻¹) e P total (mg L⁻¹). A análise de significância dos parâmetros das variáveis preditoras do referido modelo, utilizando teste estatístico ANOVA (Ver os resultados do teste ANOVA em APÊNDICE D – Tabela 21), indicou que somente a covariável cota apresenta poder explicativo significativo ($p < 0,001$).

Baseado na magnitude das estimativas dos parâmetros das covariáveis do modelo escolhido, a cota e o Al_{dis} são as covariáveis com maior potencial explicativo e CE e P total são as com menor poder.

É importante observar no modelo 12 que para as covariáveis cota e Al_{dis} a estimativa do seu parâmetro foi negativa, sugerindo que a elevação dos níveis d'água e das concentrações de Al_{dis} na superfície do reservatório pode estar exercendo influência negativa no crescimento das cianobactérias, de acordo com o referido modelo, enquanto o aumento nos valores de P Total e CE pode estar exercendo influência positiva na proliferação excessiva desses organismos.

5.5.5.1 Análise Residual do Modelo de Regressão Logística

Com o intuito de analisar a qualidade do ajuste do modelo preditivo 12, pode-se visualizar na Figura 30 os gráficos da análise de seus resíduos.

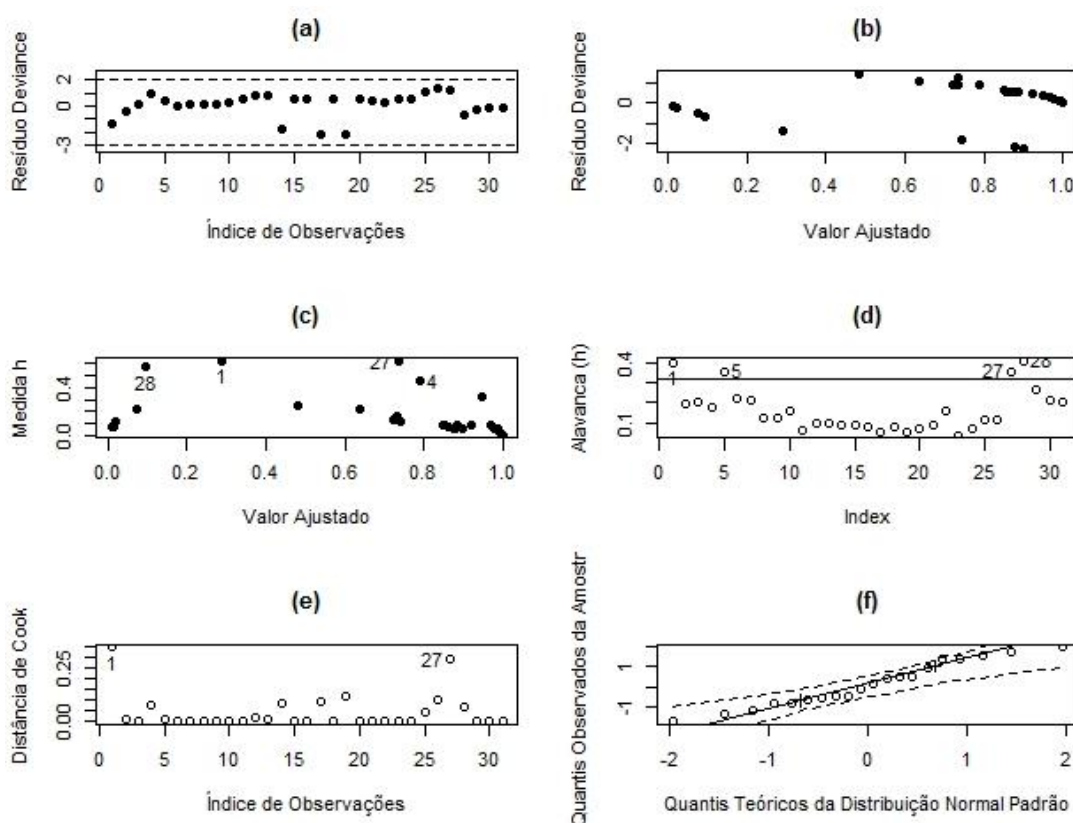


Figura 30 – Análise dos resíduos do modelo preditivo 12 com distribuição Binomial ($AIC_c = 32,18$; $BIC = 36,95$ e $R^2 = 0,47$). (a) Distribuição dos resíduos em torno do 0; (b) Distribuição dos resíduos dos valores ajustados em torno da linha sólida (melhor ajuste do modelo); (c) Influência segunda a medida h; (d) Índice de Alavanca; (e) Influência segunda a distância de Cook; (f) Quantil-quantil da Normal

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

Analisando os gráficos de diagnóstico, percebe-se que em (a), os valores dos resíduos *deviance* estão dispostos dentro do intervalo de confiança, o que é um indicativo de que a função de ligação utilizada é adequada.

Observa-se no gráfico (b) que os resíduos dos valores ajustados apresentaram dois comportamentos distintos, evidenciando a natureza dicotômica da variável resposta. Além disso, não se observa a presença de pontos desproporcionalmente mais afastados das duas linhas, indicando que o modelo conseguiu predizê-los adequadamente.

Nota-se nos gráficos de análise de influência (c) e (d) que as observações 1, 5, 4, 27 e 28 aparecem em destaque e mais afastadas das demais, indicando que as mesmas são valores extremos na variável explicativa que podem estar influenciando ou não na predição.

Ao se analisar o gráfico da distância de Cook versus índice de observações (e), percebe-se que as observações 4, 10, 17 e 38 não encontram-se em destaque, mais afastadas das demais, indicando que as mesmas não são influentes. Entretanto, verifica-se neste gráfico que somente as observações 1 e 27 encontram-se mais distantes do eixo horizontal, porém apresentando distância de Cook inferior a 0,3. Como essas observações não aparecem como pontos discrepantes no gráfico dos resíduos *deviance* (a), encontrando-se dispostas de modo aleatório, optou-se por mantê-las na modelagem binomial.

Por fim, tem-se em (f) o gráfico quantil-quantil Normal com envelope simulado para se analisar a distribuição dos resíduos do modelo. Percebe-se que todos os resíduos se encontram contidos no envelope, indicando que os resíduos seguem distribuição Normal e o modelo apresenta ajuste satisfatório.

5.5.6 Comparação dos Modelos Preditivos

O objetivo desta subseção foi comparar os resultados estimados pelo ajuste dos modelos mais fortes e parcimonioso de cada distribuição (Poisson, Binomial Negativa e Binomial) e, assim, escolher o modelo com maior capacidade preditiva, partindo da observação das estimativas dos parâmetros e das medidas de qualidade

do ajuste AICc, BIC, valor do resíduo *deviance*, graus de liberdade e R², conforme Tabela 12.

Tabela 12 – Análise comparativo dos MLGs mais forte e parcimonioso de cada distribuição

Modelo	Equação MLG	Resíduo <i>Deviance</i>	gl	AICc	BIC	R ² (%)
Poisson (Modelo 16)	$\hat{g}(x) = \hat{\mu} = \exp(11,38 - 2,09Cota_{Med30d} - 2,06P_{Total} - 1,16N_{Amoniacal} - 0,36Al_{Dis})$	1.481.153	8	1.481.315	1.481.309	51,2
Binomial Negativa (Modelo 10)	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\mu}}{r + \hat{\mu}} = \exp(11,46 - 1,59Cota_{Med30d} - 0,92Al_{Dis} + 0,31Temp_{Ar} + 0,19P_{Total})$	41,80	32	941,53	948,39	31,3
Binomial (Modelo 12)	$\hat{g}(x) = \frac{\hat{\pi}}{1 - \hat{\pi}} = \exp(2,71 - 6,56Cota_{Med30d} - 0,83Al_{Dis} + 0,58P_{Total} + 0,44CE)$	19,78	26	32,18	36,95	47

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo Inema, Inmet e prestador de serviço de abastecimento de água.

Ao se analisar os valores dos indicadores, observa-se que o modelo com distribuição de Poisson forneceu valor de resíduo *deviance* excessivamente elevado em comparação com os graus de liberdade, indicando fraca qualidade do ajuste aos dados.

Por outro lado, o modelo com distribuição de Binomial Negativa forneceu valor de resíduo *deviance* relativamente próximo dos graus de liberdade, indicando melhor qualidade do ajuste em comparação com o de Poisson.

Contudo, o modelo com distribuição de Binomial forneceu valor de resíduo *deviance* consideravelmente pequeno, indicando melhor qualidade do ajuste em comparação com os modelos de Poisson e Binomial Negativo. Além disso, o coeficiente de determinação (R²) mostra que o modelo 12 com distribuição binomial (modelo de regressão logística) conseguiu explicar melhor a variável resposta que os modelos 16 (Modelo de Poisson) e 10 (Modelo Binomial Negativo). Em relação aos demais indicadores de qualidade, AICc e BIC, o modelo 12 apresenta menores valores, indicando melhor ajuste aos dados.

Desse modo, o modelo 12 com distribuição binomial apresenta melhores indicadores de adequação e assim melhores estimativas dos seus parâmetros, podendo ser considerado mais adequado para prever as florações de cianobactérias no reservatório Joanes I.

Embora as covariáveis P total, CE e Al_{dis} não tenham apresentado significância estatística ao nível de 90% no modelo 12, elas serão mantidas na equação do modelo em virtude da importância que as mesmas desempenham no crescimento das cianobactérias. Sendo assim, com o objetivo de analisar a probabilidade de ocorrência de eventos de florações, a equação do modelo 12 pode ser expressa na forma de razão de *odds* (ou chances) como se segue:

Equação 4

$$\hat{\pi}(x) = \frac{\exp(2,71 - 6,56Cota_{Med30d} - 0,83Al_{Dis} + 0,58P_{Total} + 0,44CE)}{1 + \exp(2,71 - 6,56Cota_{Med30d} - 0,83Al_{Dis} + 0,58P_{Total} + 0,44CE)}$$

No qual os coeficientes das covariáveis cota do nível d'água (m), Al_{dis} (µg L⁻¹), CE (µmho cm⁻¹) e P total (mg L⁻¹) referem-se aos valores das mesmas normalizados.

A razão de *odds* indica a chance (ou probabilidade) de sucesso de ocorrer o evento de floração, uma vez dada a ocorrência de evento de não floração.

Com a finalidade de avaliar graficamente as relações entre os valores ajustados de cada covariável no modelo de regressão logística 12 e a variável resposta binária (floração/não floração), considerando as contribuições das outras covariáveis, foi construído o gráfico da componente dos resíduos das covariáveis, apresentado na Figura 31.

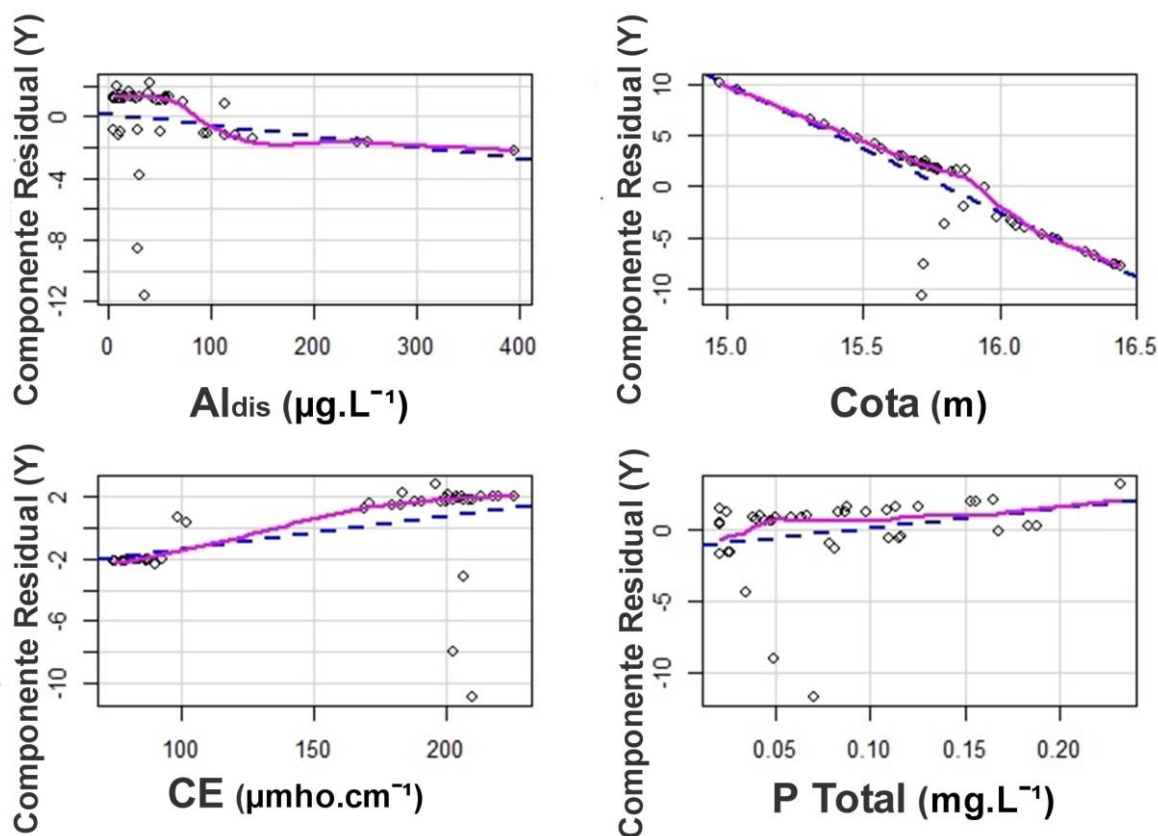


Figura 31 – Relação entre os valores ajustados de cada covariável do modelo de regressão logística 12 e a variável resposta binária (floração/não floração). Eixo x corresponde a faixa de valores das observações das covariáveis. Eixo y corresponde a variável resposta (Floração/Não floração). Linha contínua representa o ajuste da covariável na predição da ocorrência de floração/não floração e linha tracejada representa a linha de melhor ajuste da predição

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

De modo geral, observa-se que a linha de ajuste do modelo 12 (linha contínua) para predição de florações de cianobactérias (i.e., densidades superiores a 50.000 cel mL⁻¹) apresenta tendência de redução com o aumento dos valores das covariáveis cota e Al_{dis} e tendência de aumenta com a elevação dos valores de CE e P total.

Analisando o gráfico da componente dos resíduos da covariável Al_{dis} , nota-se que há uma redução mais acentuada na linha de ajuste (*slope*) na faixa de valores de Al_{dis} entre 100 e 200 $\mu g L^{-1}$. A partir de concentrações acima de 200 $\mu g L^{-1}$ percebe-se que a linha de ajuste torna-se menos inclinada, indicando que para valores mais elevados a predição de floração sofre pouca interferência.

Em relação à covariável cota do nível d'água do reservatório, é possível notar por meio da inclinação da linha de ajuste que a variação dos seus valores ajustados

apresenta acentuada influência na predição dos eventos de floração, evidenciando a importância dessa covariável na predição de cianobactérias no reservatório em estudo. Além disso, observa-se que a predição de ocorrência de floração é consideravelmente pequena quando os valores de cota são superiores a 16 m, que corresponde, por sua vez, a cota de extravasamento pelo vertedouro da barragem.

Quanto à covariável CE, percebe-se a predição de floração é maior para valores ajustados de CE correspondentes à concentrações acima de $160 \mu\text{mho cm}^{-1}$.

Analisando o gráfico da covariável P total, medida na superfície do reservatório, nota-se fraca inclinação da linha de ajuste dos valores desse nutriente, indicando fraca relação entre o aumento dos valores desse nutriente e a predição da variável resposta e, conseqüentemente, sugerindo que a redução dos valores de P na superfície pode não ser efetiva no controle da ocorrência dos eventos de floração.

5.5.7 Validação do Modelo Selecionado

Para realizar a validação do modelo de regressão logística 12 ($\text{AICc} = 32,18$; $\text{BIC} = 36,95$ e $R^2 = 47$) com maior capacidade de predição utilizou-se o conjunto de dados das covariáveis não utilizado na sua construção com tamanho amostral de 20, para o período de maio/2015 a out/2017, no reservatório Joanes I.

Desse modo, ao se analisar a equação do modelo de regressão (Equação 4), assumiu-se que ocorrerá evento de floração no reservatório quando a probabilidade de ocorrência (razão de *odds*) for superior ou igual a 75%, atribuindo assim 1. Caso a probabilidade de ocorrência seja inferior a 75%, assume-se como predição que não ocorrerá evento de floração, atribuindo-se 0.

Assim, considerou-se que o modelo obteve acerto na predição em duas situações: quando a sua probabilidade de ocorrência for superior ou igual a 75% e o reservatório apresentar densidade de cianobactérias superior a $50.000 \text{ cel mL}^{-1}$ (i.e., $1=1$) e quando a sua probabilidade for inferior a 75% e o reservatório apresentar densidade de cianobactérias inferior ou igual a $50.000 \text{ cel mL}^{-1}$ (i.e., $0=0$).

Assim, a partir do conjunto de dados normalizados, analisando a probabilidade de ocorrência do referido modelo, o poder de predição do mesmo foi testado, conforme apresentado na Tabela 13.

Tabela 13 – Análise do poder de predição do modelo de regressão logística 12 (AICc = 32,18; BIC = 36,95 e R² = 47)

Data	P Total	Cota	Al _{dis}	CE	Cianobactérias (Cel mL ⁻¹)	Observação (Floração/Não o Floração)	%Razão de Odds	Predição (Floração/ Não Floração)	Avaliação
14/05/2015	0,04	0,95	0,46	- 1,26	26.278	0	1,20	0	acerto
19/05/2015	-0,92	1,10	4,52	- 1,33	2.630	0	0,01	0	acerto
21/05/2015	1,93	1,16	2,46	- 1,35	3.354	0	0,17	0	acerto
25/05/2015	0,72	1,26	2,58	- 1,35	557	0	0,04	0	acerto
28/05/2015	2,02	1,27	0,50	- 1,42	465	0	0,40	0	acerto
22/07/2015	0,61	1,30	0,86	- 1,41	975	0	0,11	0	acerto
27/08/2015	-1,01	0,86	- 0,42	- 1,23	3.850	0	2,38	0	acerto
30/09/2015	-1,01	0,69	- 0,73	- 1,17	11.680	0	8,86	0	acerto
13/10/2015	-1,01	0,62	- 0,73	-	21.000	0	20,52	0	acerto
29/10/2015	0,09	0,42	- 0,66	- 1,12	45.600	0	51,70	0	acerto
19/11/2015	-0,58	-0,26	- 0,73	0,55	128.400	1	99,27	1	acerto
21/12/2015	0,88	0,08	0,73	0,61	172.400	1	91,52	1	acerto
30/03/2016	1,51	-1,21	- 0,67	-	342.400	1	100,0 0	1	acerto
14/09/2016	-0,50	-0,86	- 0,67	1,11	395.400	1	99,99	1	acerto
28/09/2016	-0,25	-0,81	- 0,46	-	332.800	1	99,97	1	acerto
20/10/2016	-0,52	-0,96	- 0,73	1,30	187.800	1	99,99	1	acerto
27/12/2016	-0,14	-0,85	- 0,73	-	516.300	1	99,99	1	acerto
29/12/2016	0,16	-0,89	- 0,73	-	619.500	1	99,99	1	acerto
22/05/2017	0,36	0,10	- 0,73	-	47.800	0	94,59	1	erro
14/08/2017	-0,18	0,59	- 0,73	-	185.760	1	34,04	0	erro

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

Analisando a tabela, verifica-se que o poder de predição do modelo foi de aproximadamente 90%, isto é, o modelo foi capaz de prever corretamente a ocorrência dos eventos de floração em 90% das ocasiões.

6. DISCUSSÃO

6.1 Análise da Qualidade da Água

6.1.1 Análise dos parâmetros físico-químicos e químicos e suas relações com as cianobactérias

A estação de monitoramento da qualidade da água situada no reservatório da barragem Joanes I é a que se encontra em situação mais crítica em termo de magnitude dos eventos de floração de cianobactérias (Figura 2), apresentando valores médios consideravelmente acima dos padrões definidos pelas diferentes leis ambientais (Tabela 1), o que indica a existência de potenciais danos para o equilíbrio do ecossistema aquático e saúde humana.

Assim, os eventos de florações observados em grande parte do período de investigação (Figura 4) evidenciam o significativo potencial que o reservatório Joanes I possui para induzir o crescimento excessivo desses organismos. Seja pela sua localização a jusante das demais estações para onde convergem os diversos aportes de poluentes oriundos do uso e ocupação da bacia, seja pela proximidade do barramento que cria condições favoráveis para a ocorrência de florações como águas calmas, maior superfície d'água de exposição à luz e tempo de residência relativamente longo.

Sob o ponto de vista da saúde pública, o que torna o quadro mais grave é o fato das águas do reservatório Joanes I serem captadas para suprir aproximadamente 40% da demanda de ETAs do tipo convencional (Embasa, 2014; Embasa, 2015) que, por sua vez, não foram projetadas para tratar águas de mananciais com elevadas florações de cianobactérias (Magalhães e Fiuza, 2016). Dessa forma, a remoção de forma efetiva de suas células, assim como de seus subprodutos metabólicos não pode ser assegurada no tratamento convencional (He et al., 2016).

O nível de trofia de um corpo hídrico pode representar uma visão do panorama das condições em que esse ecossistema se encontra sob o cenário das florações de cianobactérias. Nesse sentido, os valores elevados de IET variando nas faixas eutróficas e hipereutróficas, verificados na Figura 6, indicam a condição de

desequilíbrio ambiental em que o reservatório se encontra, contribuindo para a proliferação excessiva das cianobactérias.

Acrescenta-se ainda que a redução do IET a partir de março de 2015 (Figura 6), pode estar associada a aplicação dos remediadores físico-químicos a base de sulfato de Al e argila modificada e enriquecida por La, no período de 2015 e 2016-2018, respectivamente, com a finalidade de promover a precipitação e imobilização do P da coluna d'água para o sedimento do reservatório e, assim, controlar as florações no reservatório.

Contudo, é possível notar que as concentrações médias de cianobactérias apresentaram tendência crescente neste período (Figura 6), inferindo que os remediadores podem ter influenciado a redução observada nos níveis de P total ao longo dos anos de 2016 e 2017 (Figura 7), porém foram pouco efetivos no controle das florações.

Neste contexto, verifica-se que grande parte dos valores de P total, superiores ao padrão de qualidade da água definido pelo Conama 357/05 (Tabela 2; Figura 7), refletem o uso e ocupação da bacia do Rio Joanes em desobediência aos parâmetros legais, com destaque para o lançamento de esgotos domésticos sem tratamento oriundos dos municípios de Camaçari e Simões Filho, tendo em vista que agricultura é pouca intensa na bacia.

Em relação à matéria orgânica, a DBO apresentou-se correlacionada positivamente com P total ($n = 88$; $r_s = 0,30$; $p < 0,05$) e nitrato ($n = 44$; $r_s = 0,39$; $p < 0,05$), atingindo concentração máxima de $18,6 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$, visualizável na Figura 7, indicando que os nutrientes acompanham as concentrações altas de matéria orgânica no reservatório Joanes I. Desse modo, os valores elevados de P refletem a alta concentração de matéria orgânica de origem antrópica no reservatório, que pode levar, por sua vez, à predominância de processos anaeróbios de decomposição orgânica sobretudo no fundo do manancial.

No entanto, nota-se que grande parte dos valores de OD na superfície do reservatório foram elevados (Figura 7), o que indica intensa produção fotossintética que pode ser visualizável na Figura 4 através das densidades excessivamente elevadas de cianobactérias.

Além dos valores elevados de P, destaca-se os surfactantes que embora tenham apresentado somente algumas observações acima do limite da legislação de potabilidade ($0,5 \text{ mg L}^{-1}$) (Figura 7) sua presença no reservatório evidencia poluição de origem doméstica na bacia, apresentando correlação significativa com os valores de DBO ($n = 21$; $r_s = 0,54$; $p < 0,05$) e nitrato ($n = 20$; $r_s = 0,59$; $p < 0,05$).

Em relação ao pH, visualiza-se mais claramente que grande parte das observações permaneceram variando no intervalo entre 6 e 8,5 estabelecido pelo Conama 357/05, verificando a presença de alguns valores isolados acima de 8,5 e inferiores a 6 (Figura 7), evidenciando a tendência de ocorrência de florações em águas com pH alcalino no reservatório.

Assim, os valores de pH mais básicos estão associados ao processo fotossintético que contribui com o aumento dos níveis de OD o que resulta em maiores liberações de íons OH^- , levando o equilíbrio iônico para valores de pH mais elevados. Isso explica a correlação positiva entre as concentrações de pH e de OD ($n = 86$; $r_s = 0,59$; $p < 0,05$) nas águas do reservatório.

Já os valores de pH ligeiramente mais ácidos podem estar relacionado ao aumento da decomposição da biomassa sobretudo das cianobactérias, com aumento do consumo de O_2 e liberação de CO_2 (Tundisi-Matsumura-Tundisi).

Deve-se salientar que não apenas os elevados aportes de esgotos domésticos em mananciais, mas também fatores, segundo Burford et al. (2007), como profundidade, tempo de residência, disponibilidade de luz, estratificação da coluna d'água e cota do nível d'água podem afetar o grau de trofia de reservatórios e, conseqüentemente, exercer importante influência nas florações de cianobactérias.

6.1.2 Análise da contaminação por metais tóxicos

É importante ressaltar que entre os elementos traço considerados na Tabela 3 a Ag, o As, o Cd, o Hg, o Sn e o Pb são considerados tóxicos, uma vez que não desempenham funções fisiológicas conhecidas, enquanto os demais elementos podem ser classificados como essenciais ou indiferentes. Porém, segundo Paula (2006) e Moraes (2009), qualquer macro, micronutriente ou elemento benéfico tem potencial de se tornar tóxico quando a concentração atinge níveis excessivos no organismo.

As análises dos elementos traço (Tabela 3) revelaram que Al_{dis} , Cd, Fe_{dis} , Hg, Mn e Pb apresentaram valores que não atenderam os padrões definidos pela legislação ambiental nacional e internacional (Figura 9). Esses resultados são corroborados por Silva (2009) que indicou que Al, Cu, Mn e Hg extrapolaram os VMPs definidos pelo CONAMA 357/05 durante o período 2006-2007 ao longo da bacia do Rio Joanes.

Buscando investigar as origens dos elementos fora de conformidade com os padrões da legislação vigente nas águas do manancial em estudo, os metais Cu_{dis} , Pb e Al_{dis} podem estar associados às atividades de mineração existentes na bacia. O trabalho realizado por Menezes (2006) apontou concentrações elevadas de Pb e Al no manancial Joanes com possíveis atividades de processamento de minério e emissões atmosféricas de atividade de beneficiamento de Al, bem como com a existência de complexos industriais na bacia como o Polo Petroquímico em Camaçari e o Complexo Industrial de Aratu em Simões Filho.

Muitos estudos indicam que concentrações mais elevadas de Pb têm uma forte condicionante antrópica, em particular na área de influência urbana/industrial (Gong et al, 2010; Wu et al., 2010). Entretanto, diversos trabalhos revelam o potencial de áreas agrícolas para a contaminação por metais tóxicos (Wu et al., 2010), em virtude dos metais serem componentes coadjuvantes (estabilizadores) de vários pesticidas e fertilizantes com destaque para Mn, Zn, Co e Pb (Ramalho et al., 2000).

Em estudo realizado por Ramalho et al. (2000) teores significativamente elevados de Zn, Pb, Cu e Mn foram observados em amostras de água em trecho da bacia de Caetés, RJ, que recebeu aplicação intensiva de fertilizantes e pesticidas, em comparação com as amostras analisadas à montante desta área agrícola. É importante ressaltar que a concentração de metais em mananciais em áreas rurais pode sofrer influência não apenas de elementos tóxicos contidos em agroquímicos, mas também de deposições atmosféricas (As, Cu, Hg, Pb e Zn), escoamento sub e superficial provenientes das chuvas de centros urbanos/industriais circunvizinhos, assim como da lixiviação da rocha matriz (Wu et al., 2010).

Em relação ao Al dissolvido, os seus níveis elevados na área estudo podem ter sofrido influência da aplicação do remediador físico-químico a base de sulfato de Al nas proximidades do reservatório durante os meses de fevereiro a maio de 2015 para promover a precipitação do P da coluna d'água no sedimento do manancial. Desse modo, é importante notar que esse remediador pode ter se tornado um

contaminante devido as concentrações do Al_{dis} alcançando a concentração igual a $396 \mu g L^{-1}$, ultrapassando os padrões da legislação durante os meses de maio e julho de 2015 (Figura 6), medidos imediatamente após seu período de aplicação.

Ressalta-se também que o início do período chuvoso em 2015 (Figura 12) pode ter contribuído com o aumento dos valores de Al_{dis} através da lixiviação das rochas e carreamento dos solos da bacia pelo íons H^+ , bem como da dinâmica da mistura das camadas do reservatório. Assim, as chuvas ao promover a mistura das camadas pode ter ocasionado a ascensão das águas do hipolímnio, contendo o Al inicialmente aglutinado com o P (fosfato de Al) e precipitado pela ação do remediador, para as camadas mais superficiais do reservatório. Essa recirculação pode ter ocasionado a retroalimentação do P para a superfície, como se verifica na Figura 7.

Acrescenta-se ainda que segundo Baird (2002) concentrações elevadas de Al_{dis} , em geral, são observadas em corpos d'água acidificados, uma vez que a solubilidade desse elemento é fortemente dependente do pH. Entretanto, embora a pluviosidade possa ter criado condições mais favoráveis para a liberação de íons de Al^{+3} do sedimento para a coluna d'água devido ao seu potencial de tornar o pH das águas superficiais mais ácido, o reservatório Joanes I não se encontrou em processo de acidificação, apresentando variações de pH naturais como próprias do processo de eutrofização (6-8,5), como se verifica na Figura 7 (item 5.1.1) e discutido no item 6.1.1.

Com relação aos solos, destaca-se que nesta bacia predomina solos classificados como latossolo vermelho-amarelo álico, latossolo amarelo álico, argissolo vermelho-amarelo-álico, espodossolo e neossolo quartzarênico (Menezes, 2006) e, portanto, ricos em argilominerais que são compostos por silicatos de Al e Fe, além de outros alcalinos terrosos que em solução aquosa propicia a liberação do Al (Yamaguishi, 2013).

No entanto, não se pode inferir que a lixiviação do Al presente nos solos da bacia possa ter exercido influência na elevação dos seus teores nas águas do reservatório, sobretudo em 2015, uma vez que não se verifica concentrações excessivamente elevadas antes de 2015 com exceção de setembro/2008 e outubro de 2012 que atingiram os valores de 225 e $280 \mu g L^{-1}$, respectivamente.

Em relação ao Fe_{dis} e Cd, as observações individuais acima dos padrões legais observadas na Figura 9 podem ser uma resposta ao lançamento de carga poluidora no manancial, bem como podem ter sido liberado dos sedimentos do reservatório em decorrência da mistura de suas camadas.

Acrescenta-se ainda que a presença de níveis elevados dos elementos traço fora de conformidade com os padrões legais no reservatório Joanes (Figura 9) torna-se ainda mais grave à saúde pública, uma vez que esse manancial é utilizado para suprir a demanda hídrica de ETAs do tipo convencional. É importante salientar que quanto a sua eliminação pelos sistemas convencionais de tratamento, elementos extremamente tóxicos como Hg, Cd e Pb só podem ser removidos por ETAs especialmente projetados e operados para essa finalidade (Rebouças, 1999), o que requer, por sua vez, a utilização de tecnologias de tratamento caras e sofisticadas.

Entre os elementos fora de conformidade, destaca-se que os níveis elevados de Pb neste manancial pode apresentar maior risco à saúde humana e da biota, uma vez que esse metal apresenta alto grau de toxicidade, podendo ser absorvido por ingestão e inalação (Paula, 2006). Ao se acumular nos tecidos ricos em cálcio, no fígado e nos rins pode afetar quase todos os órgãos internos e sistemas, sendo que o mais sensível é o sistema nervoso central, além de apresentar efeito cumulativo que o torna carcinogênico e teratogênico (Paula, 2006; Rodrigues e Formoso, 2006).

Com relação aos demais elementos traço que atenderam os padrões da legislação (Tabela 3), embora tenham apresentados concentrações inferiores aos VMPs, não se pode inferir que os mesmos estejam em concentrações baixas no manancial uma vez que, segundo Bubb e Lest (1996), a predominância de processos de complexação e adsorção em sistemas hídricos naturais podem levar grande parte dos metais a apresentarem preferência em se acumular em sólidos suspensos, sendo assim, posteriormente, incorporados aos sedimentos. Acrescenta-se ainda que metais normalmente ocorrem nos sedimentos de corpos hídricos com concentrações da ordem de 1 a 3 vezes maior que nas águas superficiais (Wentzel et al., 1977).

Nesse sentido, os sedimentos podem ser um testemunho temporal de estresses aos quais o ambiente foi submetido, desempenhando papel relevante para avaliações de não somente metais tóxicos, mas também pesticidas e outros possíveis

micropoluentes que se encontram ausentes na matriz água, porém sendo detectados, por vezes, na matriz sedimento (Aguiar Filho et al., 2013).

Assim, como existe uma tendência da presença de elevadas concentrações de metais tóxicos nos sedimentos principalmente em ambientes deposicionais, como nos reservatórios, a avaliação da presença dos mesmos nos sedimentos deve ser parte integrante dos protocolos de programas de monitoramento da qualidade ambiental, em especial dos reservatórios situados na bacia do Rio Joanes.

Evidencia-se ainda o grande risco de que descargas de fundo para jusante, sem medidas preventivas e o devido controle e acompanhamento, possam levar a dispersar elementos tóxicos para locais além dos reservatórios.

6.2 Análise da Sazonalidade na Dinâmica das Cianobactérias

A variação sazonal foi apreciada uma vez que as respostas bioquímicas às condições hidrológicas e hidráulicas influenciadas pela dinâmica das chuvas na bacia do Rio Joanes podem ter efeitos significativos, afetando de maneira contundente as florações no reservatório em tela.

Diferentemente de regiões subtropical e temperada, no qual as florações de cianobactérias são mais comumente formadas a partir do início da primavera até o final do verão quando a temperatura da água varia entre 15 e 30°C (Kankaanpaa et al., 2005; Tsukada et al., 2006; O'Farrel and Bordet, 2012; Wu et al., 2016), no reservatório Joanes I as florações persistiram durante o ano inteiro, formando grande biomassa sobretudo no decorrer dos períodos historicamente de estiagem na bacia (outubro a fevereiro) (Figura 5), com valores de densidade acima de 100.000 cel mL⁻¹.

Ao se analisar a Figura 14 percebe-se que existe uma tendência dos valores de mediana de cianobactérias serem maiores no período de estiagem quando comparado com os valores no período chuvoso ao longo dos anos de investigação, apresentando diferença significativa entre ambos os períodos ao longo de 10 anos de monitoramento (2006-2016) (teste de Wilcoxon, $p < 0,05$). Assim, esse resultado indica que os eventos de chuva possuem potencial de inibir as florações no reservatório em foco.

Esse resultado é corroborado pelos trabalhos de Quinlan et al. (2007), Harris e Baxter (1996), Figueredo e Giani (2001) e Bouvy et al. (2003) que apontaram que os eventos de chuva ocasionam condições não favoráveis ao crescimento de cianobactérias como aumento da velocidade dos ventos e da mistura das camadas da água e, conseqüentemente, quebra da estratificação térmica. A turbulência resultante da circulação das camadas prejudicará a formação das florações de cianobactérias, dificultando a migração vertical das colônias em busca de melhores condições de luz e nutrientes e diminuindo assim a sua eficiência na competição com outros grupos fitoplanctônicos (WHO, 1999).

Por outro lado, o maior número de eventos de chuva de baixa intensidade pode intensificar a proliferação de cianobactérias em virtude da rápida assimilação de nutrientes carreados para o corpo hídrico durante esses eventos sobretudo se eles não forem capazes de ocasionar a destratificação da coluna d'água (Toth e Padisak, 1986; Shaw et al., 2001), assim como elevar os níveis da água no reservatório de modo que possa ocorrer extravasamento pelo vertedouro.

Além dos eventos de chuva com potencial de inibir o aumento da biomassa das cianobactérias, o extravasamento das águas do reservatório Joanes I, sobretudo nos períodos chuvosos, pode ter exercido papel crucial no controle das florações no reservatório por meio do escoamento da camada superficial de água para a jusante da barragem, dispersando assim as florações no reservatório.

Nesse sentido, a análise da influência das cotas dos níveis d'água do reservatório em estudo, diretamente correlacionadas com os níveis de precipitação ($p < 0,05$), na dinâmica das florações de cianobactérias mostrou que também existe diferença significativa nos concentrações de cianobactérias medidas nos períodos em que os valores de cota foram superiores a 16 m (extravasamento) e nos períodos em que foram inferiores a 16 m (sem extravasamento) ao longo dos anos de 2006 a 2017 (teste de Wilcoxon, $p < 0,05$).

Neste contexto, destaca-se que a redução drástica dos níveis d'água do reservatório partir de setembro de 2015 (Figura 12; Figura 13B) resultando no prolongado período de permanência da água de aproximadamente 510 dias do reservatório Joanes I (set/2015 a maio/2017), visualizável na Figura 12, pode ter criado condições favoráveis, como por exemplo maior estabilidade da coluna d'água e

estratificação térmica do reservatório, contribuindo para a intensificação das florações de cianobactérias registradas em 2016 e 2017 (Figura 4; Figura 16).

Esse resultado é corroborado por Cha et al. (2017) que apontou que a magnitude e a frequência do extravasamento pelo vertedouro é o fator principal afetando o crescimento das cianobactérias em reservatórios, tendo em vista que o tempo de residência desempenha um papel significativo na sua proliferação excessiva, especialmente sob condições eutróficas.

Os motivos que podem ter levado a redução acentuada dos níveis d'água do reservatório podem estar associados aos menores índices pluviométricos ocorridos em 2016 (Figura 13A), assim como aos menores volumes defluentes do reservatório da barragem Joanes II para Joanes I, juntamente com possíveis maiores volumes de água captados do manancial no referido período.

Esses resultados evidenciam a importância de se avaliar a interação dos múltiplos fatores ambientais na compreensão da dinâmica de crescimento das cianobactérias.

6.3 Análise dos Gêneros Abundantes de Cianobactérias e suas Relações com as Cianotoxinas

No reservatório Joanes I, manancial tropical fortemente impactado pela ação humana com destaque para o aporte de nutrientes, observou-se, no período entre outubro de 2011 ao início de 2015, que as cianobactérias do gênero *Microcystis* apresentaram a vantagem de ser capaz de competir com espécies de outros gêneros, com destaque para *Cylindrospermopsis*, mantendo-se dominante na maior parte do referido período (Figura 20).

No período de janeiro de 2015 a agosto de 2015, observou-se diminuição temporária da biomassa de *Microcystis* e o aparecimento de outros gêneros. No entanto, no período de setembro de 2015 a outubro 2017, o gênero *Aphanocapsa* apresentou crescimento acentuado, excedendo consideravelmente a densidade de *Microcystis spp.*, tornando-se fortemente dominante no manancial.

O gêneros *Microcystis* e *Aphanocapsa* têm sido encontrados coexistindo em eventos de floração em vários mananciais de água doce (por exemplo, Kankaanpaa et al., 2005; Vieira et al., 2005; Lance et al., 2010; Zamyadi et al., 2012; Loftin et al. , 2016;

Napiórkowska-Krzebietke et al., 2017). Entretanto, estudos que apontam a dominância de espécies do gênero *Aphanocapsa* sobre as do gênero *Microcystis* ainda são escassos na literatura (por exemplo, Lance et al., 2010).

É importante notar que diferentemente das espécies do gênero *Microcystis* e *Aphanocapsa*, com ausência de heterocisto, observa-se que os gêneros potencialmente fixadores de N₂ não foram capazes de permanecer em elevada densidade no reservatório em tela por longo período de tempo, destacando-se *Cylindrospermopsis*, *Oscillatoria* e *Dolichospermum* (Figura 19).

Isso pode ser explicado possivelmente devido às águas do reservatório ricas em N-amoniaco total (Tabela 2; Figura 7), mais preferencialmente assimilável pelas cianobactérias (Chaffin e Bridgeman, 2014), como consequência de descargas principalmente industriais e urbanas, favorecendo as espécies não fixadoras. De acordo com Paerl e Otten (2013), as águas ricas em N podem beneficiar a floração de espécies não fixadoras de N₂, incluindo as espécies *Microcystis* e *Aphanocapsa*, que são capazes de expansão agressiva em ecossistemas aquáticos ricos em N.

Embora o gênero *Cylindrospermopsis* tenha apresentado dominância em aproximadamente 15% das observações e ocorrido com grande frequência (76,4%) no reservatório (Tabela 5; Figura 19), pode-se inferir que a eco-estratégia de fixação de N₂ pode não ter lhe proporcionado vantagem competitiva sobre as espécies de *Microcystis* e *Aphanocapsa* sob uma condição de alta disponibilidade de N. Acrescenta-se ainda que as vantagens competitivas de espécies não fixadoras de N₂ (por exemplo, *Microcystis*) podem ser comprometidas em ambientes com deficiência de N (Carey et al., 2012).

As espécies do gênero *Aphanocapsa* têm sido descritas por possuírem células esféricas extremamente pequenas, menores que 1µm de diâmetro (Domingos et al., 1999), sendo consideradas cianobactérias picoplanctônicas e capazes de produzir microcistina (Domingos et al., 1999; Jakubowska e Szlag-Wasilewska, 2015).

As cianobactérias desse gênero são consideradas uma das picocianobactérias mais comuns em águas doces (Callieri et al., 2012), sendo encontradas em diversos tipos de ambientes, incluindo o reservatório tropical de Utinga, na região amazônica brasileira (Vieira et al., 2005), na coluna de água e nos sedimentos de lagos na Tanzânia (Lugomela et al., 2006), em biocrusts dos depósitos de loess no norte do

Irã (Dulic et al., 2017), em aerossóis terrestres e marítimos (Lewandowska et al., 2017), na composição do perifíton e em poços do tipo *rheocrenic* e *limnocrenic* em áreas urbanas degradadas da Polônia (Nowicka-Krawczyk e Żelazna-Wieczorek, 2017) e até mesmo em regiões polares (Chrisma et al., 2015).

Por outro lado, muitas espécies de *Microcystis* são potentes produtoras de microcistina (Carey et al., 2012; Harke et al., 2016) e bem conhecidas pela formação de floração em uma ampla variedade de mananciais de água doce (Carmichael, 1992; Harke et al. al., 2016), formando florações em regiões tropicais (por exemplo, Vieira et al., 2005; Soares et al., 2009; Ndlela et al., 2016), áreas subtropicais (por exemplo, Kankaanpaa et al., 2005; O'Farrel e Bordet, 2012; Wu et al., 2016; Aguilera et al., 2017) e zonas temperadas (por exemplo, Tsukada et al., 2006; Mankiewicz-Boczek et al., 2011; Harke et al., 2016) .

A alta porcentagem na abundância dos gêneros *Microcystis* e *Aphanocapsa* no reservatório Joanes I (Tabela 5; Figura 19), que compreendeu 75% da densidade total de cianobactérias, sugere que esse manancial tem potencial para formar florações nocivas, podendo representar um risco potencial de intoxicação para aqueles que diretamente dependem de suas águas para consumo humano, atividades recreativas e pesca (Harke et al., 2016).

É importante ressaltar que de acordo com os padrões definidos para mananciais de abastecimento público pela OMS, o reservatório Joanes I tem potencial para causar risco à saúde pública devido à extraordinária população de cianobactérias, com destaque para a pico-cianobactéria *Aphanocapsa* que atingiu densidade acima de 100.000 cel.mL⁻¹ (Nível 2) em mais de 50% das amostras, o que evidencia a potente ameaça à saúde tanto para a biota aquática como para humanos, principalmente devido à maior produção de cianotoxina.

Esses resultados encontram respaldo no estudo realizado pelo Ministério da Saúde em vários corpos de água brasileiros, que relataram que 82% das amostras de cianobactérias isoladas de diferentes mananciais naturais eram tóxicas após serem testadas em bioensaios de toxicidade (Funasa, 2003). Além disso, segundo Codd et al. (2005), 50-75% das florações de cianobactérias registradas no mundo são formadas por espécies produtoras de toxinas.

Em relação às cianotoxinas, as microcistinas (heptapeptídicos cíclicos) alcançaram concentrações elevadas acima dos níveis mais rigorosos exigidos pelo SDWA para potabilidade em várias ocasiões no reservatório de Joanes (Figura 20), que pode ter sido liberado por ambos os gêneros dominantes, apresentando significativa correlação positiva ($p < 0,05$), embora seja altamente recomendada a realização do isolamento e da análise de técnicas genéticas para determinar conclusivamente as espécies produtoras das cianotoxinas quantificadas (Graham et al., 2008).

O estudo realizado por Domingos et al. (1999) descobriram que quatro cepas da *Aphanocapsa cumulus*, picocyanobacteria coletada em reservatórios em Caruaru, foram produtoras de microcistina, indicando uma possível relação entre a tragédia de intoxicação humana em Caruaru e picocianobactérias.

Embora *Microcystis* seja mais bem conhecido por sua capacidade de produzir a microcistina (Harke et al., 2016), existem poucos estudos relacionando a produção de neurotoxinas a espécies deste gênero (por exemplo, Park et al., 1993; Santana et al., 2011). Santana et al. (2011) apontaram que espécie isolada de *Microcystis* coletada em uma lagoa do Sudeste brasileiro foi capaz de co-produzir saxitoxina e microcistina.

Concentrações crescentes de saxitoxinas, conhecida como veneno paralisante de molusco, entre fevereiro e final de abril de 2015 (Figura 20), foram registradas quando os gêneros *Cylindrospermopsis* e *Merismopedia* atingiram níveis abundantes (Figura 19), sugerindo a predominância de espécies desses gêneros potencialmente produtoras de saxitoxina no reservatório.

Além disso, os coeficientes de Spearman indicaram significativa correlação positiva entre abundância desses gêneros e concentrações de saxitoxina ($p < 0,05$). As espécies *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Merismopedia tenuissima* (Figura 18) foram recentemente identificadas nas águas do reservatório Joanes I; no entanto, apenas a primeira já foi relatada como produtora de saxitoxina. A produção de saxitoxina por *C. raciborskii* tem sido frequentemente relatada em reservatórios no Brasil (Bouvy et al., 1999; Costa et al., 2006; Soares et al., 2009; Dantas et al., 2010).

Acrescenta-se ainda que as concentrações mais elevadas de saxitoxina observadas podem ter sido motivadas pela aplicação do remediador a base de sulfato de Al

entre os meses de fevereiro a maio de 2015, sugerindo que o Al pode ter estressado as células das espécies de *Cylindrospermopsis*, levando-as a liberarem maiores níveis de toxina para o meio como resposta à condição adversa. As densidades de *Cylindrospermopsis spp.* e as concentrações de Al_{dis} encontram-se correlacionadas negativamente ($p < 0,05$) no reservatório em foco.

Esse resultado torna-se ainda mais preocupante uma vez que em função dos riscos à saúde humana associados às cianotoxinas a Portaria MS 2914/11 proíbe a aplicação de algicidas para o controle de cianobactérias em mananciais de abastecimento humano, bem como qualquer intervenção que provoque o rompimento das células e, assim, a liberação de endotoxinas (Brasil, 2011).

Os altos níveis de cianotoxinas no reservatório de Joanes têm sido um desafio para os sistemas de tratamento de água nos últimos anos, exigindo o uso de tecnologias avançadas e muito mais caras para atender os padrões de água potável. O quadro se agrava pelo fato de que a maioria das cianotoxinas, por exemplo, não são completamente removidas no tratamento de água convencional (Hart et al., 1998; He et al., 2016) e concentrações superiores aos padrões legais de potabilidade podem ocorrer na água clorada de sistemas de tratamento (Zamyadi et al., 2012).

É importante ressaltar que as picocianobactérias podem passar facilmente pelos filtros das ETAs devido ao tamanho de suas células consideravelmente pequeno (Callieri et al., 2012), o que pode dificultar sua remoção pelos métodos tradicionais de tratamento (Domingos et al., 1999).

No entanto, é importante ressaltar que os níveis de alerta de exposição para cianotoxinas baseados na saúde humana requerem uma revisão mais rigorosa sob uma perspectiva da saúde pública, uma vez que grande parte dos processos oxidativos mais comumente usados em métodos convencionais de tratamento são capazes de oxidar as células tóxicas de cianobactérias, levando-as a liberarem ainda mais toxinas intracelulares para a água durante o tratamento (He et al., 2016); além disso, a oxidação de moléculas de cianotoxina pode apresentar um potencial para formar subprodutos cuja toxicidade ainda é desconhecida e não mencionada na legislação vigente.

Assim, os altos níveis de exposição às cianotoxinas e o potencial de toxicidade dos gêneros dominantes no reservatório de Joanes I enfatizam a necessidade de

aumentar o monitoramento das cianotoxinas em mananciais destinados ao abastecimento público devido aos seus efeitos adversos na cadeia alimentar, com destaque para a intoxicação de organismos aquáticos e seres humanos.

6.4 Análise da Influência dos Fatores Ambientais na Dominância dos Gêneros *Microcystis* e *Aphanocapsa*

A compreensão da influência dos fatores de qualidade da água e climáticos/hidráulico sinergicamente foi crucial para compreender os fatores que influenciaram a transição de dominância do gênero *Microcystis* para *Aphanocapsa*, ambos potencialmente produtores de toxinas, durante o período de investigação entre outubro de 2011 a outubro de 2017 no reservatório da barragem Joanes I.

Sob o ponto de vista da estabilidade da coluna d'água, os resultados indicaram que cianobactérias do gênero *Aphanocapsa* apresentaram densidades médias maiores em todas as camadas da coluna de água em relação às do gênero *Microcystis* (Figura 25a,b), formando grande biomassa no hipolímnio, cujas profundidades variaram de 3 m a 8 m e os níveis de P e turbidez foram elevados (Figura 25c,d).

Este resultado está de acordo com Greisberger et al (2007) que encontraram densidade máxima de células picoplanctônicas em camadas de água mais profundas (4-9 m). Além disso, as concentrações do gênero *Aphanocapsa* foram diretamente correlacionadas com os valores de turbidez ($p < 0,05$) ao longo das camadas da coluna d'água do reservatório Joanes I, indicando a capacidade das espécies desse gênero de sobreviver sob condição de baixa luminosidade.

Esses resultados são apoiados pelo fato de as picocianobactérias serem capazes de sobreviver em uma ampla faixa de luz de 45 a 2000 $\mu\text{mol fóton m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (Morris e Glover, 1981; Kana e Gilbert, 1987). Além disso, a fotossíntese realizada por células com tamanho menor que 1 μm apresenta maior produtividade em condições de baixa intensidade luminosa quando comparada com mais alta luminosidade (Morris e Glover, 1981), permitindo as picocianobactérias sobreviver nas camadas mais profundas de reservatórios de água doce (Jakubowska e Szelağ-Wasilewska, 2015).

Por outro lado, é interessante salientar que espécies do gênero *Microcystis* apresentaram menor eficiência luminosa entre 19 espécies fitoplanctônicas testadas em experimentos laboratoriais (Huisman et al., 1999). Assim, pode-se inferir que a

capacidade de sobreviver em um ambiente de pouca luz pode ter conferido às espécies do gênero *Aphanocapsa* vantagem sobre as do gênero *Microcystis*, permitindo que essas picocianobactérias competissem com outros grupos fitoplanctônicos por melhores condições de nutrientes, alcançando elevada biomassa nas zonas do hipolímnio, ricas em nutrientes, do reservatório em foco.

Neste contexto, a análise dos MLGs para os gêneros *Microcystis* e *Aphanocapsa* (Tabela 7) indica que o P total na superfície do reservatório pode ter contribuído na transição de dominância entre os gêneros, apresentando um nível explanatório significativo ($p > 0,05$) para o modelo *Aphanocapsa* e não sendo estatisticamente significativa para o modelo do gênero *Microcystis* no teste de significância das covariáveis (Tabela 17).

Esse resultado é corroborado por Greisberger et al. (2007) que encontraram que os nutrientes apresentaram grande efeito sobre o crescimento das cianobactérias, com destaque para as picocianobactérias.

Por outro lado, é interessante enfatizar que, embora picocianobactérias possam ocorrer em mananciais com diferentes graus de trofia (Callieri e Stockner, 2000; Callieri et al., 2012), espécies de *Aphanocapsa sp.* têm sido abundantes em lagos com enriquecimento excessivo de nutrientes, como em lagos eutrofizados no Japão (Tsukada et al., 2006), na França (Lance et al., 2010) e em lagos urbanos degradados na Polônia (Napiórkowska-Krzebietke et al., 2017).

É importante observar que embora o P total tenha sido a segunda covariável mais forte explicando a abundância do gênero *Aphanocapsa* no reservatório, as espécies desse gênero foram capazes de se proliferar atingindo níveis excessivamente elevados mesmo com a redução dos níveis de P total na superfície do manancial nos últimos dois anos do estudo, possivelmente induzida pela aplicação do remediador a base de argila (Figura 23c). Esse resultado pode ser explicado pelo estudo desenvolvido por Wehr (1989) que mostrou que cianobactérias picoplactônicas absorvem nutrientes de forma mais eficiente, dominando o nanoplâncton e o micropilâncton (por exemplo, *Microcystis spp.* e *Anabaena spp.*).

Os resultados dos MLGs indicaram que embora a cota do nível de água tenha sido negativamente relacionada à abundância de ambos os gêneros, essa variável

explicativa juntamente com o P total exerceram papel mais forte na explicação do crescimento da *Aphanocapsa* (Tabela 7).

Neste contexto, é importante destacar que dentre todos os anos de investigação a principal alteração significativa observada foi a acentuada redução nas cotas do nível de água ocorrida nos anos de 2015 a 2017, possivelmente induzida pelo período com menores índices pluviométricos ocorrido no decorrer dos anos de 2015 e 2016 (Figura 23a,b).

Assim, pode-se inferir que o prolongado período com redução acentuada nas cotas do nível d'água do reservatório em foco pode ter contribuído para promover a intensificação da dominância do gênero *Aphanocapsa*, uma vez que a condição de maior estabilidade da água, torna o ecossistema aquático mais suscetível a maior reciclagem e acúmulo de nutrientes nas zonas hipolímnicas (Paerl e Huisman, 2009; Paerl et al., 2013); favorecendo a habilidade das espécies de *Aphanocapsa* de sobreviver em águas profundas ricas em nutrientes sob limitação de luz (Allen et al., 1980; Jakubowska e Szeląg-Wasilewska, 2015).

Embora a precipitação acumulada de 7 dias não tenha apresentado poder explicativo estatisticamente significativo em ambos os modelos ($p > 0,1$) (Tabela 7), de acordo com Paerl e Otten (2013) e O'Farrel et al. (2015) chuvas intensas imediatamente acompanhadas por longos períodos de estiagem contribuem excessivamente com maior quantidade de nutrientes em comparação com os eventos de chuva após períodos mais curtos de estiagem, portanto, resultando em intensa dominância de cianobactérias em corpos d'água.

Esses estudos podem explicar a influência positiva exercida pelo acumulado de chuva no crescimento do gênero *Aphanocapsa*, em virtude possivelmente do aumento dos aportes externos de P oriundos do escoamento superficial, assim como a ciclagem interna de nutrientes provenientes dos sedimentos do manancial. Além disso, esse resultado encontra-se apoiado no estudo de Finkel et al. (2010) que preveu que prolongado período de estiagem após intensos eventos de chuva pode beneficiar particularmente picocianobactérias, possuindo eficiente absorção de nutrientes.

Em relação a influência negativa exercida pela covariável precipitação no crescimento do gênero *Microcystis* (Tabela 7), esse resultado encontra-se apoiado

no estudo realizado por Haakonsson et al. (2017) que encontrou que espécies do gênero *Microcystis* apresentaram diminuição em sua biomassa devido ao aumento da precipitação. Os autores destacaram que as espécies deste gênero são sensíveis aos efeitos de mistura e dispersão promovidos pela ação das chuvas em comparação com cianobactérias filamentosas, por exemplo.

Quanto à covariável Al_{dis} , os resultados dos MLGs revelaram que no modelo para o gênero *Microcystis* Al_{dis} apresentou maior poder explicativo, indicando uma relação negativa altamente significativa ($p < 0,001$) com o crescimento desse gênero (Tabela 7).

Diante disso, pode-se inferir que a aplicação de sulfato de Al pode ter contribuído para a ligeira redução nas concentrações de P total nas camadas superficiais do reservatório entre fevereiro e março de 2015 (Figura 23c), podendo ter contribuído para o declínio acentuado das florações de *Microcystis*, bem como para a mudança no padrão de dominância em 2015.

Em contrapartida, é importante destacar que outro fator, como o início do período de chuvas, pode ter influenciado a diminuição temporária da biomassa de *Microcystis* em 2015 em decorrência possivelmente da maior mistura das camadas do reservatório promovida pela ação das chuvas, eliminando a condição de estabilidade da água e a vantagem adaptativa de flutuabilidade das espécies de *Microcystis*, o que pode ter beneficiado o crescimento de outros gêneros, visualizáveis na Figura 19 do item 5.3.

Com relação à relação positiva entre a abundância do gênero *Aphanocapsa* e as concentrações de Al_{dis} na superfície do reservatório, pode-se inferir que os teores mais elevados de Al_{dis} podem ter favorecido o seu desenvolvimento através da inativação de P no sedimento do reservatório, beneficiando a capacidade desses organismos de proliferar excessivamente em profundidades maiores sob níveis elevados de nutrientes durante muitos meses, como relatado no estudo realizado por Jakubowska e Szeląg-Wasilewska (2015).

Embora mais estudos sejam necessários, os resultados da presente pesquisa apontaram que o prolongado período com níveis d'água reduzidos no reservatório em tela, sob uma condição de maior acúmulo de nutrientes nos sedimentos do reservatório, podem ter exercido significativo impacto na mudança da dominância

dos gêneros, favorecendo o crescimento excessivo das espécies do gênero *Aphanocapsa*, mais adaptadas a tais circunstâncias.

Desse modo, pode-se afirmar que as características ecofisiológicas das picocianobactérias possibilitaram que elas respondessem positivamente às mudanças ambientais que ocorreram durante o período de sua ocorrência.

6.5 Análise da Modelagem Preditiva de Cianobactérias

A capacidade de se prever a ocorrência de florações de cianobactérias é de grande interesse, pois possibilita identificar estratégias de gerenciamento a serem tomadas para reduzir os problemas de qualidade da água associados à ocorrência de florações potencialmente tóxicas (Descy et al., 2016).

O uso de modelos lineares generalizados para prever a ocorrência e/ou abundância das cianobactérias no reservatório Joanes I possibilitou identificar os fatores limitando ou induzindo as florações neste manancial. Dentre as distribuições de probabilidades testadas (Poisson, binomial negativa e binomial), a distribuição binomial foi a que apresentou melhor ajuste aos dados.

Conforme apresentado na Tabela 12, o modelo de regressão logística mais forte e parcimonioso foi o modelo 12 (AICc= 32,18; BIC = 36,95 e $R^2= 0,47$), cujas as covariáveis preditoras são cota do nível d'água, P total, CE e Al_{dis} .

A análise dos modelos mais fortes e parcimoniosos de cada distribuição indica que a cota foi a covariável com maior poder preditivo, afetando negativamente o crescimento das cianobactérias, o que corrobora para o fortalecimento da discussão acerca da influência exercida pelo longo tempo de residência da água na magnitude e frequência das florações no reservatório em tela.

Como a barragem do reservatório Joanes I possui vertedouro livre, o extravasamento de água depende exclusivamente da variação da cota do nível da água, o que afeta diretamente a duração do tempo de permanência da água. Assim, a condição de maior estabilidade da água favorece o crescimento de espécies capazes de se locomover verticalmente por meio de aerótopos em busca de melhores condições de luz e nutrientes, como as dos gêneros *Microcystis* e *Cylindrospermopsis*, abundantes no reservatório em foco.

Em relação à covariável CE, nota-se que a mesma exerceu influência positiva no crescimento das cianobactérias (Figura 31), indicando que esses organismos encontram condições mais propícias para seu desenvolvimento quando há maior concentração de íons no meio que, por sua vez, ocorre quando os níveis de cota são menores, assim como quando se tem menores índices pluviométricos e à maior evaporação da água.

Em relação ao Al_{dis} , o mesmo exerceu influência negativa no crescimento das cianobactérias não apenas no modelo de regressão logística, como também no de Poisson e Binomial Negativo (Tabela 12), corroborando para a hipótese de que a aplicação a base de sulfato de Al pode ter contribuído para a redução das florações no período analisado.

Além disso, nota-se na Figura 31 que a probabilidade de ocorrer eventos de floração é ligeiramente menor quando as concentrações de Al atingem valores superiores a $100 \mu\text{g L}^{-1}$, correspondendo o limite máximo definido pela legislação ambiental. Esse resultado encontra respaldo no trabalho de Holz e Hoagland (1998) que concluíram que o Al foi extremamente eficiente na redução da biomassa do fitoplâncton.

Nesse contexto, o motivo que explica a influência negativa do Al_{dis} na abundância e na ocorrência das florações nos modelos consiste no fato do Al desempenhar ação coagulante, com potencial de promover a inativação do P nos sedimento por meio da formação de flocos de hidróxido de Al na água em pH entre 6 a 8, valores mantidos nas águas do reservatório Joanes I na maior parte do tempo (Figura 7), aglutinando assim fosfatos inorgânicos solúveis dentro dos flocos que ao crescerem em tamanho e peso se sedimentam, conforme Kennedy e Cook, 1982.

Dentre as covariáveis, destaca-se que embora diversos trabalhos como os de Smith (1983) e Smith e Schindler (2009) apontem o P como principal fator indutor do crescimento das cianobactérias, relacionando diretamente os eventos de floração ao processo de eutrofização, o presente estudo indicou fraco poder preditivo desse nutriente nos modelos de cada distribuição (Tabela 12), podendo-se visualizar na Figura 31 fraca relação entre seus valores ajustados e a predição de ocorrência de florações no reservatório em estudo.

Em outras palavras, pode-se inferir que o P, estando sempre presente nos compartimentos do reservatório, não seria o fator limitante ao crescimento das

cianobactérias. Esse resultado é corroborado por Huszar et al. (2006), Ferraz (2012) e Sheng et al. (2012).

Isso pode ser explicado pela habilidade que algumas espécies possuem de armazenar P, conseguindo se proliferar em níveis elevados em ambientes no qual esse elemento esteja em concentrações baixas, como exemplo as picocianobactérias do gênero *Aphanocapsa*, altamente abundante no reservatório Joanes I nos dois últimos anos do período estudado, conforme discutido no item 6.4.

Embora o controle da disponibilidade de P tenha sido o alvo principal dos gestores de recursos hídricos, a fim de limitar o crescimento do fitoplâncton, incluindo cianobactérias (Schindler, 1975; Schindler et al., 2008), os resultados da modelagem estatística sugerem que medidas de redução de P em reservatórios para o controle das florações podem ser pouco efetivas.

Segundo Carmichael (2000), as cianobactérias, em geral, possuem alta afinidade por nutrientes, conseguindo competir com outros grupos fitoplactônicos pelo P e N disponíveis e, conseqüentemente, apresentando elevado crescimento mesmo quando o ambiente apresenta baixos valores de nutrientes, o que pode explicar os resultados da modelagem estatística.

Além disso, a precipitação de P em sedimentos, promovida pela ação dos remediadores físico-químicos, não é um mecanismo seletivo, pois a absorção de P não é apenas um requisito para populações de cianobactérias, mas também para outros grupos fitoplanctônicos que, por sua vez, desempenham importante papel na manutenção do equilíbrio do ecossistema aquático. Segundo Paerl et al. (2011a), as intervenções para controle da reciclagem de nutrientes, incluindo a precipitação química de P nos sedimentos, são apenas métodos paliativos quando não há redução dos *inputs* de nutrientes a longo prazo.

A análise dos resultados da modelagem indica que, a curto prazo, uma alternativa para o controle das florações de cianobactérias no reservatório Joanes I consiste em promover maior mistura vertical das camadas do reservatório através do funcionamento da descarga de fundo da barragem, que por sua vez encontra-se sem funcionar há mais de 10 anos. Medidas de gerenciamento semelhantes foram recomendadas por Jeong et al. (2007) e Mitrovic et al. (2010) para controlar as florações.

Em contrapartida, a longo prazo, o tratamento dos efluentes urbanos com remoção de nutrientes, bem como a recomposição da vegetação ripária como zonas de amortecimento, devem ser parte central de estratégias de mitigação de florações de cianobactérias com o propósito de promover reduções eficientes nos aportes de N e P em mananciais. Caso contrário, continuará ocorrendo a deposição de matéria orgânica e a formação de nova camada de sedimento rica em nutrientes, não apresentando assim resultado significativo sobre a produtividade do fitoplâncton (Cybis et al., 2006), em especial do grupo das cianobactérias.

Do ponto de vista da capacidade preditiva, o modelo de regressão logística 8 selecionado, apresentando o poder preditivo igual a 90% (Tabela 13), poderá ser utilizado como uma ferramenta para prever a probabilidade de ocorrência de densidades de cianobactérias superiores a 50 000 cel mL⁻¹ no reservatório Joanes I com maior segurança, auxiliando os órgãos responsáveis pelo gerenciamento do manancial na tomada de decisões para controle das florações.

Acrescenta-se ainda que o mesmo poderá ser utilizado para análise que integrem um sistema de alerta para a ocorrência de futuras florações, possibilitando a adequação do tratamento às novas condições de qualidade da água. Além disso, poderá, com sua utilização e análise, contribuir para melhorar a operação do sistema de tratamento, otimizando a aplicação de produtos químicos e o controle das vazões afluentes à ETA, além de reduzir os custos e riscos associados ao tratamento à saúde da população.

7. CONCLUSÃO

As análises e discussões realizadas ao longo desse trabalho, no tocante à influência dos fatores ambientais nas florações de cianobactérias, assim como na sua modelagem preditiva consubstanciam, de modo contundente, a complexidade fenomenológica que ocorre nos processos de florescimentos em reservatórios para abastecimento público.

Assim, as principais conclusões resultantes deste trabalho são as seguintes:

- 1) Os elementos Al_{dis} , Cd, Fe_{dis} , Hg e Pb apresentaram valores individuais fora de conformidade com os padrões de qualidade da água definidos pela legislação nacional e internacional no reservatório Joanes I, destacando-se que os valores elevados de Al_{dis} podem ter sofrido influência da aplicação do remediador físico-químico a base de sulfato de Al, que pode ter se tornado, por sua vez, um contaminante.
- 2) A condição sazonal influenciada pela variação dos níveis de chuva nos períodos chuvosos e de estiagem, assim como pela variação das cotas do nível d'água do reservatório exerceram significativa influência na dinâmica das florações de cianobactérias, que foram maiores não somente nos períodos de estiagem, mas também nos períodos em que não ocorreu extravasamento pelo vertedouro da barragem Joanes I.
- 3) Os gêneros *Microcystis* e *Aphanocapsa*, ambos potencialmente produtores de cianotoxinas, foram os mais abundantes, compreendendo 75% da densidade total de cianobactérias, com destaque para o gênero *Aphanocapsa* que tornou-se dominante durante grande parte do período de sua ocorrência, atingindo densidades acima de $100.000 \text{ cel.mL}^{-1}$ em mais de 50% das observações, o que evidencia os riscos potenciais à saúde humana e à biota.
- 4) O maior sucesso da picocianobactéria *Aphanocapsa* sobre *Microcystis* no reservatório Joanes I no período analisado pode dever-se à combinação de várias vantagens competitivas, incluindo tamanho extremamente pequeno, eficiente absorção de luz e uso ativo de nutrientes; portanto, as estratégias ecofisiológicas das espécies de *Aphanocapsa* permitiram que elas

respondessem melhor às mudanças ambientais que ocorreram durante o período de sua ocorrência.

- 5) O uso de medidas de controle de nutrientes para imobilizar o P nos sedimentos, limitando o crescimento de cianobactérias mostrou-se pouco efetivo no controle das florações, em especial da proliferação em níveis demasiadamente elevados dos gêneros *Microcystis* e *Aphanocapsa*.
- 6) Sob alta concentração de nutrientes e ótima faixa de temperatura e luz ao longo dos anos, outras forças ambientais indutoras, especialmente níveis d'água mais baixos combinados com maior tempo de permanência na água, explicaram de forma mais plausível a dominância das picocianobactérias.
- 7) O MLG utilizando a distribuição binomial (regressão logística) para a variável resposta resultou no modelo preditivo mais forte e parcimonioso para prever a probabilidade de ocorrência dos eventos de florações no reservatório em tela, apresentando poder preditivo igual a 90%.
- 8) A covariável do modelo de regressão logística com maior poder preditivo foi cota do nível d'água, ao passo que o P na superfície, comparativamente, apresentou fraco poder de predição. Pode-se inferir que a prevalência de valores menores de cota do nível d'água resultou em maior permanência da água e, conseqüentemente, maior deposição e acúmulo de íons e nutrientes nos sedimentos do reservatório, exercendo maior influência na ocorrência e intensificação das florações de cianobactérias.

7.1 Recomendações

Os resultados da pesquisa evidenciam a importância de se incorporar a identificação das espécies de cianobactérias nos procedimentos sistemáticos das análises, com o propósito de melhorar a compreensão das respostas das mesmas às variações dos fatores ambientais.

Além disso, recomenda-se que os órgãos responsáveis pelo monitoramento ambiental da bacia Joanes realizem um plano de amostragem mais consistente e amplo, mantendo a mesma frequência de análises de cianobactérias para os demais parâmetros de qualidade da água, para além do estabelecido na legislação, para

possibilitar uma melhor investigação dos fatores causais das florações de forma sinérgica, bem como sua modelagem preditiva, contribuindo assim nas tomadas de decisões de gerenciamento pelos gestores ambientais competentes.

Por fim, recomenda-se a capacitação para a utilização de limites de detecção mais sensíveis dos parâmetros físico-químicos, cianotoxinas, pesticidas e hidrobiológicos com o propósito de possibilitar a realização de estudos para avaliação dos riscos desses parâmetros na saúde da biota e dos impactos na saúde humana.

8. REFERÊNCIAS

- Adams, D.G.; Duggan, P.S. Heterocyst and akinete differentiation in cyanobacteria. *New Phytol.* V. 144, p. 3-33, 1999.
- Agresti, A. Na Introduction to Categorical Data Analysis. New York: John Wiley, 1996.
- Aguiar, A.M.; Esquerre, K.P.S.O.R.; Fiúza, J.M.S. Análise do estado trófico da água no reservatório da Barragem Joanes I. Fundação Escola Politécnica/EMBASA, 2013.
- Aguiar, T.R. et al. Nutrients removal effectiveness by riparian buffer zones in rural temperate watersheds: The impact of no-till crops practices. *Agricultural Water Management*, v. 149, p. 74-80, 2015a.
- Aguiar, T.R. et al. Riparian buffer zones as pesticides filters of no-till crops. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, v. 22, p. 10618-10626, 2015b.
- Aguilera, A. et al. Bloom-forming cyanobacteria and cyanotoxins in Argentina: A growing health and environmental concern. *Limnologia*. No prelo.
- Akcaalan, R. et al. Microcystin analysis in single filaments of *Planktothrix* spp. in laboratory cultures and environmental blooms. *Water Res.*, v. 40, p. 1583-1590, 2006.
- Allen, M.M., Hutchison, F. Nitrogen limitation and recovery in the cyanobacterium *Aphanocapsa* 6308. *Arch. Microbiol.* v. 128, p. 1–7, 1980.
- Allen, M.M.; Hutchison, F.; Weathers, P.J. Cyanophycin Granule Polypeptide Formation and Degradation in the Cyanobacterium *Aphanocapsa* 6308. *Journal of Bacteriology*, v. 141(2), 1980.
- Allen, M.M.; Weathers, P.J. Structure and Composition of Cyanophycin Granules in the Cyanobacterium *Aphanocapsa* 6308. *Journal of Bacteriology*, v. 141(2), 1980.
- Atkinson, A.C. Plots, Transformation and Regression: An Introduction to graphical methods of diagnostic regression analysis. New York: Oxford University Press, 1985.
- Azevedo, S.M.F.O. et al. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru—Brazil. *Toxicology*, v. 181, p. 441–446. 2002.
- Bahia. Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia (SEI). Análise dos atributos climáticos do Estado da Bahia. Salvador: Série Estudos e Pesquisas. 1998. 85 p.
- Baird, C. Química Ambiental. 2º ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.
- Berman, T. Dissolved organic nitrogen utilization by an *Aphanizomenon* bloom in Lake Kinneret. *J. Plankton Res.* v. 19, p. 577-586, 1997.
- Bittencourt-Oliveira, M.C. et al. Seasonal dynamics of cyanobacteria in a eutrophic reservoir (Arcoverde) in a semi-arid region of Brazil. *Braz. J. Biol.*, v. 72, p. 533-544, 2012.
- Bouvy, M. et al. Dynamics of a toxic cyanobacterial Bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 20, n. 3, p. 285-297, 1999.
- Bouvy, M. et al. Limnological features in Tapacura reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. *Hydrobiologia*, v. 493 (1-3), p. 115-130, 2003.
- Bozdongan, H. Model selection and Akaike's Information Criterion (AIC): The general theory and its analytical extensions. *Psychometrika*. v. 52, n.3, 34 p. 5-370, 1987.
- Brasil. Portaria MS Nº 2914 de 12/12/2011. Diário Oficial da União, Brasília, 14 dez. 2011.
- Brasil. Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União nº 053, Brasília, 18 mar. 2005, p. 58-63.

- Brock, T.D. Evolutionary and ecological aspects of the cyanophytes. In: N.G. Carr and B.A. Whitton [Eds] *The Biology of the Blue-Green Algae*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, p. 487-500, 1973.
- Bubb, J.M.; Lester, J.N. Factors controlling the accumulation of metals within fluvial systems. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 41, p. 87-105, 1996.
- Burford, M.A. et al. Correlations between watershed and reservoir characteristics, and algal blooms in subtropical reservoirs. *Water Research*, v. 41, n. 18, p. 4105-4114, 2007.
- Butterwick, C.; Heaney, S.I.; Talling, J.F. Diversity in the influence of temperature on the growth rates of freshwater algae, and its ecological relevance. *Freshw Biol.*, v. 50, p. 91-300, 2005.
- Callieri, C.; Cronberg, G.; Stockner, J.G. Freshwater Picocyanobacteria: Single Cells, Microcolonies and Colonial Forms. In Brian A. Whitton (Eds.), *Ecology of Cyanobacteria II*, p. 230-270, 2012.
- Callieri, C.; Stockner, J.G., 2000. Picocyanobacteria success in oligotrophic lakes: Fact or fiction? *J. Limnol.* v. 59, p. 72-76, 2000.
- Cameron, A.C.; Windmeijer, F.A.G. An R-squared measure of goodness of fit for some common nonlinear regression models. USA/UK, 1995. Disponível em: <<http://old.econ.ucdavis.edu/faculty/cameron/research/je97preprint.pdf>>. Acesso em 06 jun. 2018.
- Carey, C.C. et al. Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. *Water Research*, v. 46, p. 1394-1407, 2012.
- Carmichael, W.W. Assessment of blue-green algal toxins in raw and finished drinking water. AWWA Research Foundation, 2000.
- Carmichael, W.W. Cyanobacteria secondary metabolites: the cyanotoxins. *J. Appl. Bacteriol.* v. 72, p. 445-459, 1992.
- Carmichael, W.W. Health effects of toxin producing cyanobacteria: the cyanoHABs. *Human Ecol Risk Assess*, v. 7, p. 1393-1407, 2012.
- Carmichael, W.W. The toxins of Cyanobacteria. *Scientific American*, v. 271, p. 78-86, 1994.
- CE. Directiva 98/83/CE de 3 de Novembro de 1998. Relativa à qualidade da água destinada ao consumo humano. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*, 5 dez., 1998.
- Cetesb. Relatório de Qualidade das Águas interiores de São Paulo. São Paulo: [s.n.], 2014.
- Cha, Y. et al. The relative importance of water temperature and residence time in predicting cyanobacteria abundance in regulated rivers. *Water Research*, v. 124, p. 11-19, 2017.
- Chaffin, J.; Bridgeman, T. B. Organic and inorganic nitrogen utilization by nitrogen-stressed cyanobacteria during Bloom conditions. *J Appl Phycol*, v. 26, p. 299-309, 2014.
- China. GB 5749-2006 de 29 de dezembro de 2006. Dispõe sobre os padrões de Água Potável. Ministry of Health of China, 1 jul. 2007.
- Cho, S. et al. Factors affecting algal blooms in a man-made lake and prediction using an artificial neural network. *Measurement*, v. 53, p. 224-233, 2014.
- Chorus, I.; Bartram, J. *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring, and Management*. E&FN Spon, London, UK, 1999.
- Cole, J.J. et al. Molybdenum assimilation by cyanobacteria and phytoplankton in freshwater and salt-water. *Limnology and Oceanography*, v. 38, p. 25-35, 1993.
- Cood, G. et al. Cyanonet: A global network for cyanobacteria Bloom and toxic risk management. IHP-UNESCO. Paris. 138 p., 2005.

- Cordeiro, G.M.; Lima Neto, E.A. Modelos Paramétricos. In: XVI Simpósio Nacional de Probabilidade e Estatística, Águas de Lindóia, São Paulo, 246 p., 2004.
- Correl, D.L. Principles of planning and establishment of buffer zones. *Ecol Eng*, v. 24, p. 433–439, 2005.
- Costa, I. A.S. et al. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a brazilian semiarid reservoir. *Braz. J. Biol.*, v. 66, p. 211-219, 2006.
- Cremona, F. et al. Factors controlling the three-decade long rise in cyanobacteria biomass in a eutrophic shallow lake. *Science of the Total Environmental*, v. 621, p. 352-359, 2018.
- Cybis, L.F.; Bendati, M.M.; Franzen, M.; Carvalho, E.N.; Gomes, L.N. Monitoramento e Avaliação de Mananciais de Abastecimento Público. Em PROSAB, Contribuição ao Estudo da Remoção de Cianobactérias e Micronutrientes Orgânicos por meio de Técnicas de Tratamento de Água para Consumo Humano (1ª ed., Vol. I, pp. 83-139). Rio de Janeiro: ABES, 2006.
- Dantas, Ê.W.; Bittencourt-Oliveira, M.C.; Moura, A.N. Spatial-temporal variation in coiled and straight morphotypes of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolsz) Seenayya et Subba Raju (Cyanobacteria). *Acta bot. bras.*, v. 24(2), p. 585-591, 2010.
- Descy, J.P. et al. Identifying the factors determining blooms of cyanobacteria in a set of shallow lakes. *Ecological Informatics*, v. 34, p. 129-138, 2016.
- Di Bernardo, L.D.; Minillo, A.; Dantas, A.D. Florações de Algas e de Cianobactérias: Suas Influências na Qualidade da Água e nas Tecnologias de Tratamento. São Carlos: LDiBe Ltda, 2010.
- Ding, Y.; Song, L.; Sedmak, B. UVB Radiation as a Potencial Selective Factor Favoring Microcystin Producing Bloom Forming Cyanobacteria. *Plos One*, v. 8, 2013.
- Dodds, W.K. et al. Eutrophication of US freshwaters: analysis of potential economic damages. *Environmental Science & Technology*, v. 43, p. 12–19, 2009.
- Dokulil, M.T.; Teubner, K. Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia*, v. 438, p. 1–12, 2000.
- Domingos, P. et al. First report of microcystin production by picoplanktonic cyanobacteria isolated from a northeast Brazilian drinking water supply. *Environ. Toxicol.*, v. 14, p. 31–35, 1999.
- Downs T.M.; Schallenberg M.; Burns C.W. Responses of lake phytoplankton to micronutrient enrichment: a study in two New Zealand lakes and an analysis of published data. *Aquat Sci*, v. 70, p. 347–360, 2008.
- Dulic, T. et al. Cyanobacterial diversity and toxicity of biofilms from the Caspian Lowland loess deposits, North Iran. *Quaternary International*, v. 429, p. 74-85, 2017.
- Elliott, J.A.. Is the future blue-green? A review of the current model predictions of how climate change could affect pelagic freshwater cyanobacteria. *Water Res.*, v. 46, p.1364–1371, 2012.
- Embasa. Projeto Básico: Aplicação de Remediador Químico Represa Joanes I em Caráter Emergencial. Salvador, 2014.
- Embasa. Proposta de reabilitação florestal de APPs do rio Joanes e rio Jacuípe. Região Metropolitana de Salvador-Ba, Edital nº01.2015 – FNMA. Salvador, 2015.
- Ernst, C. Protecting the Source. The Trust for Public Land and American Water Works Association. 2004.
- Esteves, F. de A. Fundamentos de limnologia. Rio de Janeiro: Interciência: FINEP, 2011.

- EUA. 2012 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories. Office of Water U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, abril 2012.
- Fahrmer, L.; Tutz, G. Multivariate Statistical modeling based on Generalized Linear Models. New York: Springer, 1994.
- Ferraz, H.D.A. Associação da ocorrência de cianobactérias às variações de parâmetros de qualidade da água em quatro bacias hidrográficas de Minas Gerais. 2012. 95 p. Dissertação de mestrado – Escola de Engenharia da UFMG, Belo Horizonte.
- Figueredo, C.C.; Giani, A. Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*, v. 445, p. 165-174, 2001.
- Finkel, Z.V. et al. Phytoplankton in a changing world: cell size and elemental stoichiometry. *J. Plankton Res.*, v. 32, p. 119-137, 2010.
- Fiorucci, A.R.; Benedetti-Filho, E. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. *Química Nova na Escola*, n. 22, p. 10-16, 2005.
- Funasa. Fundação Nacional da Saúde. Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humano na Saúde Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano. FUNASA/MS, Brasília, Brasil, 56p., 2003.
- Gong, M. et al. Assessing heavy-metal contamination and sources by GIS-based approach and multivariate analysis of urban-rural topsoils in Wuhan, central China. *Environ Geochem Health*, v. 32, p. 59-72, 2010.
- Gong, M. et al. Assessing heavy-metal contamination and sources by GIS-based approach and multivariate analysis of urban-rural topsoils in Wuhan, central China. *Environ Geochem Health*, v. 32, p. 59-72, 2010.
- Graham, J.L. et al. Cyanobacteria in lakes and reservoirs - Toxin and taste-and-odor sampling guidelines (ver. 1.0): U.S. Geological Survey TWRI Book 9, cap. A7, seção 7.5, Setembro, 2008, disponível apenas em <http://pubs.water.usgs.gov/twri9A/>.
- Greisberger, S.; Dokulil, M.T.; Teubner, K. A comparison of phytoplankton size-fractions in Mondsee, an alpine lake in Austria: Distribution, pigment composition and primary production rates. *Aquat. Ecol.*, v. 42, p. 379–389, 2007.
- Haakonsson, S. et al. Temperature and precipitation shape the distribution of harmful cyanobacteria in subtropical lotic and lentic ecosystems. *Science of the Total Environment*, v. 609, p. 1132-1139, 2017.
- Hair, Jr.J.F. et al. Análise multivariada de dados. São Paulo: Bookman, 2005.
- Harada, K., Tsuji, K., Watanabe, M.F. et al. Stability of microcystins from cyanobacteria-III. Effect of pH and temperature *Phycologia*, v. 25, n.6, p. 83–88, 1996.
- Harke, M.J., Steffen, M.M., Gobber, C.J., Otten, T.G., Wilhelm, S.W., Wood, S.A., Paerl, H. W. A review of the global ecology, genomics, and biogeography of the toxic cyanobacterium, *Microcystis* spp. *Harmful Algae*, v. 54, p. 4-20, 2016.
- Harris, G.P.; Baxter, G. Interannual variability in phytoplankton biomass and species composition in a subtropical reservoir. *Freshwater Biology*, v. 35, p. 545-560, 1996.
- Hart, J.; Fawell, J.K.; Croll, B. The fate of both intra- and extracellular toxins during drinking water treatment. *Water Supply*, v. 16, p. 611-616, 1998.
- Havens S.M. et al. Iron plays a role in nitrate drawdown by phytoplankton in Lake Erie surface waters as observed in lake-wide assessments. *Can J Fish Aquat Sci*, v. 69, p. 369–381, 2012.

- Havens, K.E. et al. Nutrient dynamics and the eutrophication of shallow lakes Kasumigaura (Japan), Donghu (PR China), and Okeechobee (USA). *Environ Pollut.*, v. 111, p. 262–72, 2001.
- He, X. et al. Toxic cyanobacteria and drinking water: Impacts, detention, and treatment. *Harmful Algae*, v. 54, p. 174-193, 2016.
- Henry, R.A.; Barbosa, F.A.R. Thermal structure, heat content and stability of two lakes in the Nacional Park of Rio Doce Valley (Minas Gerais, Brazil). *Hydrobiologia*, v.171, p. 189-199, 1989.
- Herrero A.; Muro-Pastor A.M.; Flores E. Nitrogen control in cyanobacteria. *J Bacteriol.*, v. 183, p. 411–425, 2001.
- Hoek, C. van den; Mann, D.G.; Jahns, H.M. [Eds] *Algae. An Introduction to Phycology*. Cambridge University Press, Cambridge, 623 pp., 1995.
- Holland. H.D. Evidence for life on earth more than 3,850 million years ago. *Science*, v. 275, p. 38-39, 1997.
- Holz, J.C.; Hoagland, K.D. Effects of phosphorus reduction on water quality: Comparison of alumtreated and untreated portions of a hypereutrophic lake. *Lake and Reserv. Management*, v. 15(1), p. 70-82, 1998.
- Hosmer, D.W.; Lemeshow, S. *Applied Logistic Regression*. New York: John Wiley, 1989.
- Huber, V. et al. To Bloom or not to Bloom: contrasting responses of cyanobacteria to recent heat waves explained by critical thresholds of abiotic drivers. *Oecologia*, v. 169, p. 245-256, 2012.
- Huisman, J. et al. Changes in turbulent mixing shift competition for light between phytoplankton species. *Ecology*, v. 85, p. 2960–2970, 2004.
- Huisman, J. et al. Competition for light between phytoplankton species: experimental tests of mechanistic theory. *Ecology*, v. 80, p. 211-222, 1999.
- Huisman, J.; Matthijs, P.M.; Visser, P.M. *Harmful cyanobacteria*. Springer SBM, Heidelberg, 2005.
- Huszar, V.L.M. et al. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*, v. 424, p. 67–77, 2000.
- Huszar, V.L.M. et al. Nutrient-chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit? *Biogeochemistry*, 2006.
- Huvich, C.M.; Tsai, C-L. Regression and Times Series Model Selection in small samples. *Biometrics*, 76, 297-307, 1989.
- Hyenstrand P.; Blomquist P.; Pettersson A. Factors determining cyanobacterial success in aquatic systems—a literature review. *Arch Fuer Hydrobiol Spec Issues Adv Limnol.*, v. 51, p. 41–62, 1998.
- Ikem, A.; Egiebor, N. O.; Nyavor, K. Trace elements in water, fish and sediment from Tuskegee Lake, Southeastern USA. *Water, Air and Soil Pollution*, v.149, p.51–75, 2003.
- IPCC. In: Parry, M. L.; Canziani, O. F.; Palutikof, J. P.; Van Der Linden, P. J.; Hanson, C. E. (Eds.). *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, U. K., 2007.
- Isvánovics V. et al. Growth and phosphate uptake kinetics of the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) in through flow cultures. *Freshwater Biology*, v. 43, p. 257-275, 2000.

- Ivanikova N.V. et al. Nitrate utilization by phytoplankton in Lake Superior is impaired by low nutrient (P, Fe) availability and season light limitation— A cyanobacterial bioreporter study. *J Phycol.*, v. 43, p. 475–484, 2007.
- Jacobsen, B.A.; Simonsen, P. Disturbance events affecting phytoplankton biomass, composition and species-diversity in a shallow, eutrophic, temperate lake. *Hydrobiologia*, v. 249 (1-3), p. 9-14, 1993.
- Jakubowska, N.; Szeląg-Wasilewska, E. Toxic picoplanktonic cyanobacteria - review. *Mar. Drugs*, v. 13, p. 1497–1518, 2015.
- Jardim, F.A. et al. Cyanobacteria blooms in waters of river intake areas in Minas Gerais Brazil, during the dry season of 2007 Contingency Plants. In: 9o. SIMPÓSIO ÍTALOBRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Florença, Itália. 2008.
- Jeong, K.-W.; D.-K. Kim; G.-J. Joo. Delayed influence of dam storage and discharge on the determination of seasonal proliferations of *Microcystis aeruginosa* and *Stephanodiscus hantzschii* in a regulated river system of the cogor Nakdong River (South Korea). *Water Research*, v. 41, p. 1269–1279, 2007.
- Jeppesen, E. et al. Climate change effects on nitrogen loading from cultivated catchments in Europe: implications for nitrogen retention, ecological state of lakes and adaptation. *Hydrobiologia*, v. 663, p. 1–21, 2011.
- Jeppesen, E. et al. Climate change effects on runoff, catchment phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations. *J. Environ. Qual.*, v. 38, p. 1930-1941, 2007.
- Johnk, K.D. et al. Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Glob Change Biol.*, v. 14, p. 495–512, 2008.
- Johnson, J.B.; Omland, K.S. Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 19, p. 101-108, 2004.
- Jones, G. J.; Poplawski, W. Understanding and management of cyanobacterial blooms in subtropical reservoirs of Queensland, Australia. *Water Science and Technology*, v. 37 (2), p. 161-168, 1998.
- Kaiblinger, C. et al. Photosynthetic efficiency as a function of thermal stratification and phytoplankton size structure in an oligotrophic alpine lake. *Hydrobiologia*, v. 578, p. 29-36, 2006.
- Kana, T.M.; Gilbert, P.M. Effect of irradiances up to 2000 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ on marine *Synechococcus* WH7803-II. Photosynthetic responses and mechanisms. *Deep-Sea Res.*, v. 34, p. 497–516, 1987.
- Kankaanpää, H.T. et al. Cyanobacteria and prawn farming in northern New South Wales, Australia—a case study on cyanobacteria diversity and hepatotoxin bioaccumulation. *Toxicology and Applied Pharmacology*, v. 203, p. 243-256, 2005.
- Kaplan-Levy, R.N. et al. Akinetes: dormant cells of cyanobacteria. In: Lubzens, E., Cerda, J., Clark, M.S. (Eds.), *Dormancy and Resistance in Harsh Environments*. Springer, Heidelberg, 2010.
- Katipamula, S.; Reddy, T.; Claridge, D.E. Multivariate regression modeling. *J Sol Energy Eng.*, v.120, p. 177, 1998.
- Kebede, E.; Belay, A. Species composition and phytoplankton biomass in a tropical African lake (Lake Awassa, Ethiopia). *Hydrobiologia*, v. 288, n. 1, p. 13-32, 1994.
- Kennedy, R.H.; Cooke, G.D. Control of lake phosphorus with aluminum sulfate. Dose determination and application techniques. *Water Res. Bull.*, v. 18, p. 389-395, 1982.

- Lance, E. et al. Impact of toxic cyanobacteria on gastropods and microcystin accumulation in a eutrophic lake (Grand-Lieu, France) with special reference to *Physa* (=Physella) *acuta*. *Science of the Total Environment*, v. 408, p. 3560-3568, 2010.
- Lewandowska, A.U., Śliwińska-Wilczewska, S., Woźniczka, D. Identification of cyanobacteria and microalgae in aerosols of various sizes in the air over the Southern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, v. 125, p. 30-38, 2017.
- Lewis, W.M.Jr.; Wurtsbaugh, W.A.; Paerl, H.W. Rationale for control of anthropogenic nitrogen and phosphorus in inland waters. *Environ Sci Technol.*, v. 45, p. 10030–10035, 2011.
- Li, X. et al. Effects of rainfall patterns on water quality in a stratified reservoir subject to eutrophication: Implications for management. *Science of the Total Environment*, v. 521-522, p. 27-36, 2015.
- Likens, G.E.. *Plankton of inland waters*. Academic, Oxford, UK, 2010.
- Litchman, E. et al. Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. *Hydrobiologia*, v. 653, p. 15–28, 2010.
- Loftin, K.A. et al. Cyanotoxins in inland lakes of the United States: Occurrence and potential recreational health risks in the EPA National Lakes Assessment 2007. *Harmful Algae*, v. 56, p. 77-90, 2016.
- Loza, V.; Perona, E.; Mateo, P. Specific responses to nitrogen and phosphorus enrichment in cyanobacteria: factors influencing changes in species dominance along eutrophic gradients. *Water Research*, v. 48, p. 622-631, 2014.
- Lugomela, C.; Pratap, H.B.; Mgaya, Y.D. Cyanobacteria blooms-A possible cause of mass mortality of Lesser Flamingos in Lake Manyara and Lake Big Momela, Tanzania. *Harmful Algae*, v. 5, p. 534-541, 2006.
- Magalhães, A.A.J.; Fiuza, J.M.S. Cianobactérias como um problema emergente na qualidade da água de mananciais: Um estudo do lago da barragem Joanes I. In IV Congresso Baiano de Engenharia Sanitária e Ambiental – IV COBESA, 2016, Cruz das Almas, BA. Anais (on-line). Disponível em: <http://cobesa.com.br/2016/download/cobesa-2016/IVCOBESA-204.pdf>. Acesso em 20 Abr. 2018.
- Mankiewicz-Boczek, J. et al. Effects of microcystins-containing cyanobacteria from a temperate ecosystem on human lymphocytes culture and their potential for adverse human health effects. *Harmful Algae*, v. 10, p. 356-365, 2011.
- Marinho, M.M.; Huszar, V.L.M. Nutrient availability and physical conditions as controlling factors of phytoplankton composition and biomass in a tropical reservoir (Southeastern Brazil). *Arch Hydrobiol.*, v. 153, p. 443–468, 2002.
- Mas, D.M.L.; Ahlfeld, D.P. Evaluation of ANNs for predicting fecal coliform concentrations in ungauged watersheds. *J. Am. Water Resour. Assoc.*, v. 52, p. 713-731, 2007.
- McCullagh, P.; Nelder, J. A. *Generalized Linear Models*. Chapman and Hall, London, second edition, 1989.
- McLaughlin, A.; Mineau, P. The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystem e Environment*, v. 55, p. 201-212, 1995.
- Mendes, C.G.N. Tratamento de Águas para Consumo Humano Panorama Mundial e Ações do PROSAB. In: PROSAB, Contribuição ao Estudo da Remoção de Cianobactérias e Micronutrientes Orgânicos por meio de Técnicas de Tratamento de Água para Consumo Humano. Rio de Janeiro: ABES, p. 1-22, 2006.

- Menezes, L.A. Caracterização Geoambiental da Bacia do Rio Joanes – Bahia. 2006. 171 p. Dissertação de mestrado – Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão-SE.
- Merel, S. et al. State of Knowledge and concerns on cyanobacteria blooms and cyanotoxins. *Environmental International*, v. 59, p. 303-327, 2013.
- Miller, M.A. et al. Evidence for a novel marine harmful algal bloom: cyanotoxin (microcystin) transfer from land to sea otters. *PLoS One*, v. 5, n.9, p.12576, 2010.
- Miranda, J. P. et al. In: 36º Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química, Águas de Lindóia, SP, 2013.
- Mitrovic, S.M.; Hardwick, L.; Dorani, F. Use of flow management to mitigate cyanobacterial blooms in the Lower Darling River, Australia. *Journal of Plankton Research*, v. 33, p. 229–241, 2010.
- Moe, S.; Sigrid, H.; Couture, R.M. Climate change, cyanobacteria blooms and ecological status of lakes: A Bayesian network approach. *Ecological Modelling*, v. 337, p. 330-347, 2016.
- Moraes, M.F. Micronutrientes e metais pesados tóxicos: do fertilizante ao produto agrícola, 108p. Tese de doutorado. Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Piracicaba, 2009.
- Morris, D.P. et al. The attenuation of solar UV radiation in lakes and the role of dissolved carbon. *Limnology and Oceanography*, v. 40, n. 8, p. 1381-1391, 1995.
- Morris, I.; Glover, H. Physiology of photosynthesis by marine coccoid cyanobacteria—Some ecological implications. *Limnol. Oceanogr.*, v. 26, p. 957–961, 1981.
- Moss, B. *Ecology of Fresh Waters. Man and Medium, Past to Future*. 3ª Ed. Blackwell Science, 2000.
- Napiorkowska-Krzebietke, A.; Dunalska, J.A., Zebek, E., 2017. Taxa-specific eco-sensitivity in relation to phytoplankton bloom stability and ecologically relevant lake state. *Acta Oecologica*, v. 81, p. 10-21, 2017.
- Ndelela, L. L. et al. An overview of cyanobacterial bloom occurrences and research in Africa over the last decade. *Harmful Algae*, v. 60, p. 11-26, 2016.
- North R.L. et al. Evidence for phosphorus, nitrogen, and iron colimitation of phytoplankton communities in Lake Erie. *Limnol Oceanogr.*, v. 52, p. 315–328, 2007.
- Nowicka-Krawczyk, P.; Żelazna-Wieczorek, J. Dynamics in cyanobacterial communities from a relatively stable environment in an urbanized area (ambient springs in Central Poland). *Science of the Total Environment*, v. 579, p. 420-429, 2017.
- O’Farrel, I.; Vinocur, A.; Pinto, P. de T. Long-term study of Bloom-forming cyanobacteria in a highly fluctuating vegetated floodplain lake: a morpho-functional approach. *Hydrobiologia*, v. 752, p. 91-102, 2015.
- O’Farrell, I.; Bordet, F. Bloom forming cyanobacterial complexes co-occurring in a a subtropical large reservoir: validation of dominant eco-strategies. *Hydrobiology*, v. 698, p. 175-190, 2012.
- Ogashawara, I.; Zavattini, J.A.; Tundisi, J.G. The climate rhythm and blooms of cyanobacteria in a tropical reservoir in São Paulo, Brazil. *Braz. J. Biol.*, v. 74, p. 72-78, 2014.
- Oliver, R.L.; Ganf, G.G. Freshwater blooms. In: Whitton, B.A., Potts, M. (Eds.), *The Ecology of Cyanobacteria*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p. 149-194, 2000.
- Paerl, H.W. A comparison of cyanobacterial bloom dynamics in freshwater, estuarine and marine environments. *Phycologia*, v. 35, p. 25-35, 1996.

- Paerl, H.W. Controlling eutrophication along the freshwater–marine continuum: dual nutrient (N and P) reductions are essential. *Estuaries Coasts*, v. 32, p. 593–601, 2009.
- Paerl, H.W. et al. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a hyper-eutrophic lake (Lake Taihu, China): the need for a dual nutrient (N & P) management strategy. *Water Res.*, v. 45, p. 1973–1983, 2011b.
- Paerl, H.W.; Hall, N.S.; Calandrino, E. S. Controlling harmful cyanobacteria blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. *Science of the Total Environment*, v. 409, p. 1739–1745, 2011a.
- Paerl, H.W.; Huisman, J. Blooms like it hot. *Science*, v. 320, p. 57–58, 2008.
- Paerl, H.W.; Huisman, J. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environ. Microbiol. Rep.*, v. 1, p. 27–37, 2009.
- Paerl, H.W.; Otten, T.G. Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. *Microb. Ecol.*, v. 65, p. 995–1010, 2013.
- Paerl, H.W.; Paul, V.J. Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research*, v. 46, p. 1349–1363, 2012.
- Paerl, H.W.; Tucker, J.; Bland, P.T. Carotenoid enhancement and its role in maintaining blue-green algal (*Microcystis aeruginosa*) surface blooms. *Limnol Oceanogr.*, v. 28, p. 847–857, 1983.
- Park, H.-D. et al. Hepatotoxin (microcystin) and neurotoxin (anatoxin-a) contained in natural blooms and strains of cyanobacteria from Japanese freshwaters. *Nat. Toxins*, v. 1 (6), p. 353–360, 1993.
- Paula, G.A. Modelos de Regressão com apoio computacional. São Paulo: IME/SP, disponível em: <<http://www.ime.usp.br/giapaula/livro.pdf>>. Acesso em: 20 ago. 2017.
- Paula, M. Inimigo invisível: metais pesados e a saúde humana. *Tchê-Química*, v. 3, n. 6, p. 37–44, 2006.
- Persaud, A. D. et al. Forecasting cyanobacteria dominance in Canadian temperate lakes. *Journal of Environmental Management*, v. 151, p. 343–352, 2015.
- Planarq (2001). Diagnóstico Ambiental da APA Joanes – Ipitanga. CRA, Salvador.
- Pomati, F. et al. Effects of re-oligotrophication and climate warming on plankton richness and community stability in a deep mesotrophic lake. *Oikos*, v. 121, p. 1317–1327, 2012.
- Pouria, S. et al. Fatal microcystin intoxication in hemodialysis unit in Caruaru, Brazil. *Lancet*. v. 6, p. 352–21, 1998.
- Powles, S.B. Photoinhibition of photosynthesis induced by visible light. *Annu. Rev. Plant Physiol.* 35, 15–44, 1984.
- Pretty, J.N. et al. Environmental Costs of Freshwater Eutrophication in England and Wales. *Environmental Science & Technology*, v. 37, p. 201–208, 2003.
- Quinlan, E.L.; Philips, E.J. Phytoplankton assemblages across the marine to low-salinity transition zone in a blackwater dominated estuary. *Journal of Plankton Research*, v. 29, p. 401–416, 2007.
- Ramalho, J.G.P.; Sobrinho, N.M.B.; Velloso, A.C.X. Contaminação da Microbacia de Caetés com Metais Pesados pelo Uso de Agroquímicos. *Pes. Agropec. Bras.*, Brasília, v. 35, n. 7, p. 1289–1303, 2000.
- Raven, J.A. Responses of aquatic photosynthetic organisms to increased solar UVB. *J. Photochem. Photobiol. B Biol.* V. 9, p. 239–244, 1991.

- Rebouças, A.C. Estratégias para se Beber Água Limpa – O município no século XXI: Cenários e Perspectivas, Desenvolvimento e Ambiente, pp 199-215, 1999.
- Reichwaldt, E.S.; Ghadouani, A. Effects of rainfall patterns on toxic cyanobacterial blooms in a changing climate: Between simplistic scenarios and complex dynamics. *Water Research*, v. 46, p. 1372-1393, 2012.
- Reynolds, C. Vegetation process in the pelagic: a model for ecosystem theory. In: Kinn, O. (Ed.). *Excellence in Ecology*, Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, p. 371, 1997.
- Reynolds, C.S. *Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, 2006.
- Ribaudo, M.O. et al. Least-cost management of nonpoint source pollution: source reduction versus interception strategies for controlling nitrogen loss in the Mississippi Basin. *Ecol. Econ.* v. 37, p. 183–197, 2001.
- Rodrigues, M.L.K.; Formoso, M.L.L. Heavy metals in recent sediments and bottomfish under the influence of tanneries in south Brazil. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 176, p. 307–327, 2006.
- Sant’Anna, A.M.O. Método de Orientação à Modelagem de Dados Mensurados em Proporção. RS. 2006. 105 p Dissertação de mestrado – Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre-RS.
- Sant’Anna, C.L. et al. Highly toxic *Microcystis aeruginosa* strain, isolated from Sao Paulo-Brazil, produce hepatotoxins and paralytic shellfish poison neurotoxins. *Neurotox. Res.* v. 19 (3), p. 389–402, 2011.
- Scheffer, M.; Carpenter, S.R. Catastrophic regimeshifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 18, p. 648–656, 2003.
- Scherer, S.; Chen, T.W.; Böger, P. A new UV-A/B protecting pigment in the terrestrial cyanobacterium *Nostoc commune*. *Plant Physiology*, v. 88, n. 4, p. 1055–1057, 1998.
- Schindler, D.W. et al. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37 year whole ecosystem experiment. *Proc Nat Acad Sci USA*, v. 105, p. 11254–8, 2008.
- Schindler, D.W. Whole-lake eutrophication experiments with phosphorus, nitrogen and carbon. *Verh Int Ver Theor Angew Limnol.*, v. 19, p. 3221–3231, 1975.
- Schmidt, C.M.C. Modelo de regressão de Poisson aplicado à área da saúde. Ijuí, 2003. 98 f. Dissertação (Mestrado em Modelagem Matemática) - Universidade Regional do Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul.
- Schopf, J.W. Cyanobacteria. Pioneers of the early Earth. In: A.K.S.K, Prasad, J.A. Nienow and V.N.R Rao [Eds] *Contributions in Phycology*. Nova Hedwigia, Beiheft, v. 112, J. Cramer, Berlin, p. 13-32, 1996.
- Schopf, J.W. The fossil record: tracing the roots of the cyanobacterial lineage. In: Whitton, B. A.; Potts, M.; editors. *The ecology of cyanobacteria*. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, p. 13-35, 2000.
- Schröder, J.J. et al. The effects of nutrient losses from agriculture on ground and surface water quality: the position of science in developing indicators for regulation. *Environ. Sci. Policy*, v. 7, p. 15–23, 2004.
- Sekadende, B.C.; Lyimo, T.J.; Kurmayer, R. Microcystin production by cyanobacteria in the mwanza gulf (Lake victoria, Tanzania). *Hydrobiologia*, v. 543, p. 299–304, 2005.
- Sens, M.L.; Machado, B. C. Remoção de Cianobactérias Utilizando Dupla Filtração Ascendente. *Revista DAE*, v.190, p. 20-26, 2012.

- Sevilla, E. et al. Iron availability affects mcyD expression and microcystin-LR synthesis in *microcystis aeruginosa* PCC7806. *Environmental Microbiology*, v. 10, n. 10, p. 2476-2483, 2008.
- Shaw, G. et al. The predicted impact of climate change on toxic algal (Cyanobacterial) blooms and toxin production in Queensland. *Environmental Health*, v. 1, n. 4, 2001.
- Sheng, H. et al. Analysis of Cyanobacteria Bloom in the Waihai part of Dianchi Lake, China. *Ecological Informatics*, v. 10, p. 37-48, 2012.
- Sinha, R.P. et al. Ultraviolet-absorbing/ screening substances in cyanobacteria, phytoplankton and macroalgae. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, v. 47(2-3), p. 83-94, 1998.
- Sivonen, K.; Jones, G. Cyanobacterial toxins. In: Chorus I, Bartram J, editors. *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Public Health Significance, Monitoring and Management*. London: E&FN Spon, pp. 41-111, 1999.
- Smith, J.L.; Boyer, G.L.; Zimba, P.V. A review of cyanobacterial odorous and bioactive metabolites: impacts and management alternatives in aquaculture. *Aquaculture*, v. 280, p. 5-20, 2008.
- Smith, V.H. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*, v. 221, p. 669-671, 1983.
- Smith, V.H.; Schindler, D.W. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends Ecol Evol*, v. 24, p. 201-207, 2009.
- Soares, M.C.S. et al. Changes in species composition during annual cyanobacterial dominance in a tropical reservoir: physical factors, nutrients and grazing effects. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 57, p. 137-149, 2009.
- Sommer, U. Phytoplankton competition in Plußsee – a field test of the resource-ratio hypothesis. *Limnology and Oceanography*, v. 38, p. 838-845, 1993.
- Sperling, M.V. *Introdução a Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*. Vol. 1. Belo Horizonte: UFMG, 2005.
- Sterner, R.W. On the phosphorus limitation paradigm for lakes. *Int Rev Hydrobiol.*, v. 93, p. 433-445, 2008.
- Tadano, Y. de S.; Ugaya, C.M.L.; Franco, A.T. Método de Regressão de Poisson: Metodologia para Avaliação do Impacto da Poluição Atmosférica na Saúde Populacional. *Ambiente & Sociedade*, v. XII, n. 2, p.241-255, 2009.
- Talarico, D. C.; Beretta, M. *Variação Sazonal e Qualidade da Água que Abastece a Região Metropolitana de Salvador Ba. 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental* (pp. 1-10). Rio de Janeiro: ABES, 2015.
- Taylor, P.; Williams, P. Theoretical studies on coexistence of competing species under continuous-flow conditions. *Canadian Journal of Microbiology*, v. 21, p. 90-98, 1975.
- Te, S.H.; Gin, K.Y-H. The dynamics of cyanobacteria and microcystin production in a tropical reservoir of Singapore. *Harmful Algae*, v. 10, p. 319-329, 2011.
- Toth, L.G.; Padisak, J. Meteorological factors affecting the Bloom of *Anabaenopsis-raciborskii* Wolosz (Cyanophyta, Hormogonales) in the shallow Lake Balaton, Hungary. *Journal of Plankton Research*, v. 8 (2), p. 353-363, 1986.
- Tsukada, H.; Tsujimura, S.; Nakahara, H. Seasonal succession of phytoplankton in Lake Yogo over 2 years: effect of artificial manipulation. *Limnology*, v. 7, p. 3-14, 2006.

- Tundisi, J.G. et al. A bloom of cyanobacteria (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) reservoir: a consequence of global change? *Braz. J. Biol.*, v. 75, n.2, p. 507-508, 2015.
- Tundisi, J.G.; Matsumura-Tundisi, T. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Texto, 2008.
- Turkman, M.A.A.; Silva, G.L. *Modelos Lineares Generalizados – da teoria à prática – Universidade de Lisboa/Universidade Técnica de Lisboa*, 2000.
- Turner, R.E.; Rabalais, N.N. Linking landscape and water quality in the Mississippi River Basin for 200 years. *BioScience*, v. 53 (6), p. 563–572, 2003.
- USEPA. United State Environmental protection Agency. *Cyanobacteria and Cyanotoxins: Information for Drinking Water Systems*. Setembro, 2014.
- Van de Waal, D. B. et al. The ecological stoichiometry of toxins produced by harmful cyanobacteria: an experimental test of the carbon-nutrient balance hypothesis. *Ecology Letters*, v. 12, n. 12, p. 1326-1335, 2009.
- Van Liere, L; Mur, L.R. Chapter 9. Some experiments on the competition between a green alga and a cyanobacterium. In: L. Van Liere, Thesis, University of Amsterdam, 1979.
- Vieira, J.M. et al. Toxic cyanobacteria and microcystin concentrations in a public water supply reservoir in the Brazilian Amazona region. *Toxicon.*, v. 45, p. 901–909, 2005.
- Wagner, C.; Adrian, R. Cyanobacteria dominance: quantifying the effects of climate change. *Limnol Oceanogr.*, v. 54, p. 2460–2468, 2009.
- Wagner, F.; Falkner, R.; Falkner G. Information about previous phosphate fluctuations is stored via an adaptive response of the high-affinity phosphate-uptake system of the cyanobacterium *Anacystis nidulans*. *Planta*, v. 197, p. 147–155, 1995.
- Walsby, A.E. The gas vesicles of aquatic prokaryotes. In: R.Y. Stanier, H.J. Rogers and J.B. Ward [Eds] *Relations Between Structure and Functioning in the Prokaryotic Cell*. 28th Symposium of the Society for General Microbiology. Cambridge University Press, 338 pp., 1987.
- Wehr, J.D. Experimental tests of nutrient limitation in freshwater picoplankton. *Appl. Environ. Microbiol.*, v. 45, p. 1196–1201, 1989.
- Wentsel, R.; McIntoch, A.; Atchison, G. Sublethal effects of heavy metal contaminated sediment on midge larvae (*Chironomus tentans*). *Hydrobiologia*, v. 56, p. 153-156, 1977.
- Westrick, J.A. et al. A review of cyanobacteria and cyanotoxins removal/inactivation in drinking water treatment. *Anal. Bioanal. Chem.*, v. 397, p. 1705–1714, 2010.
- Whitton, B. A.; Potts, M. *Ecology of Cyanobacteria: Their diversity in time and space*. Kluwer, Dordrecht, Netherlands, 2000.
- WHO. World Health Organization. 4 th. Meeting of the Working Group on Water and Health. Gneva, Switzerland, 9-10 Dezembro 2004. Agenda 6: Conference on cyanobacteria.
- WHO. World Health Organization. *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to their public health consequences, monitoring and management*. London: E & FN Spon., 1999.
- Wijewardena, J.D.H.; Gunaratne, S.P. Heavy metal in commonly used animal manure. *Annals of the Sri Lanka Department of agriculture, Bombuwela*, v. 6, n. 2, p. 245-253, 2004.
- Wilhelm, S.W. Ecology of iron-limited cyanobacteria: a review of physiological responses and implications for aquatic systems. *Aquatic Microbial Ecology.*, v. 9, p. 295–303, 1995.
- Winder, M.; Reuter, J. E.; Schladow, S.G. Lake warming favours small-sized planktonic diatom species. *Proc. Royal Soc. B Biol. Sci.*, v. 276, p. 427-435, 2008.

- Wu, G.; Xu, Z. Prediction of algal blooming using EFDC model: Case study in the Daoxiang Lake. *Ecological Modelling*, v. 222, p. 1245-1252, 2011.
- Wu, S. et al. Levels of arsenic and heavy metals in the rural soils of Beijing and their changes over the last two decades (1985-2008). *Journal of Hazardous Materials*, v. 179, p. 860-868, 2010.
- Wu, Y. et al. Patterns of succession between Bloom-forming cyanobacteria *Aphanizomenon flos-aquae* and *Microcystis* and related environmental factors in large, shallow Dianchi Lake, China. *Hydrobiologia*, v. 765, p. 1-13, 2016.
- Xu, H., Paerl, H.W., Qin, B. et al. Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China. *Limnol Oceanogr.*, v. 55, p. 420-432, 2010.
- Yamaguishi, R.B. Especificação de Alumínio em Águas subterrâneas na região do manancial Billings: Aplicação da Radiação Ionizante na Digestão Amostral para Fins Analíticos e na Proposta de Remediação. Tese de doutorado – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 2013.
- Yildiz, B.; Bilbao, J.I. A review and analysis of regression and machine learning models on commercial building electricity load forecasting. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 73, p. 1104-1122, 2017.
- Yoo, S. et al. Cyanobacterial (Bluegreen Algal) Toxins: A Resource Guide. American Water Works Association Research Foundation, Denver, Colorado, 1995.
- Zamyadi, A. et al. Toxic cyanobacterial breakthrough and accumulation in a drinking water plant: A monitoring and treatment challenge. *Water Research*, v. 46, p. 1511-1523, 2012.
- Zhang, M. et al. Contributions of meteorology to the phenology of cyanobacterial blooms: implications for future climate change. *Water Res.* v. 46 (2), p. 442-452, 2012.
- Zhang, X. et al. Spatially-explicit modelling and forecasting growth in Lake Taihu by evolutionary computation. *Ecological Modelling*, v. 306, p. 216-225, 2015.
- Zurawell, R.W. et al. Hepatotoxic cyanobacteria: a review of the biological importance of microcystins in freshwater environments. *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part B-Critical Reviews*, v. 8, n. 1, p. 1-37, 2005.

9. APÊNDICE A – Registros Fotográficos

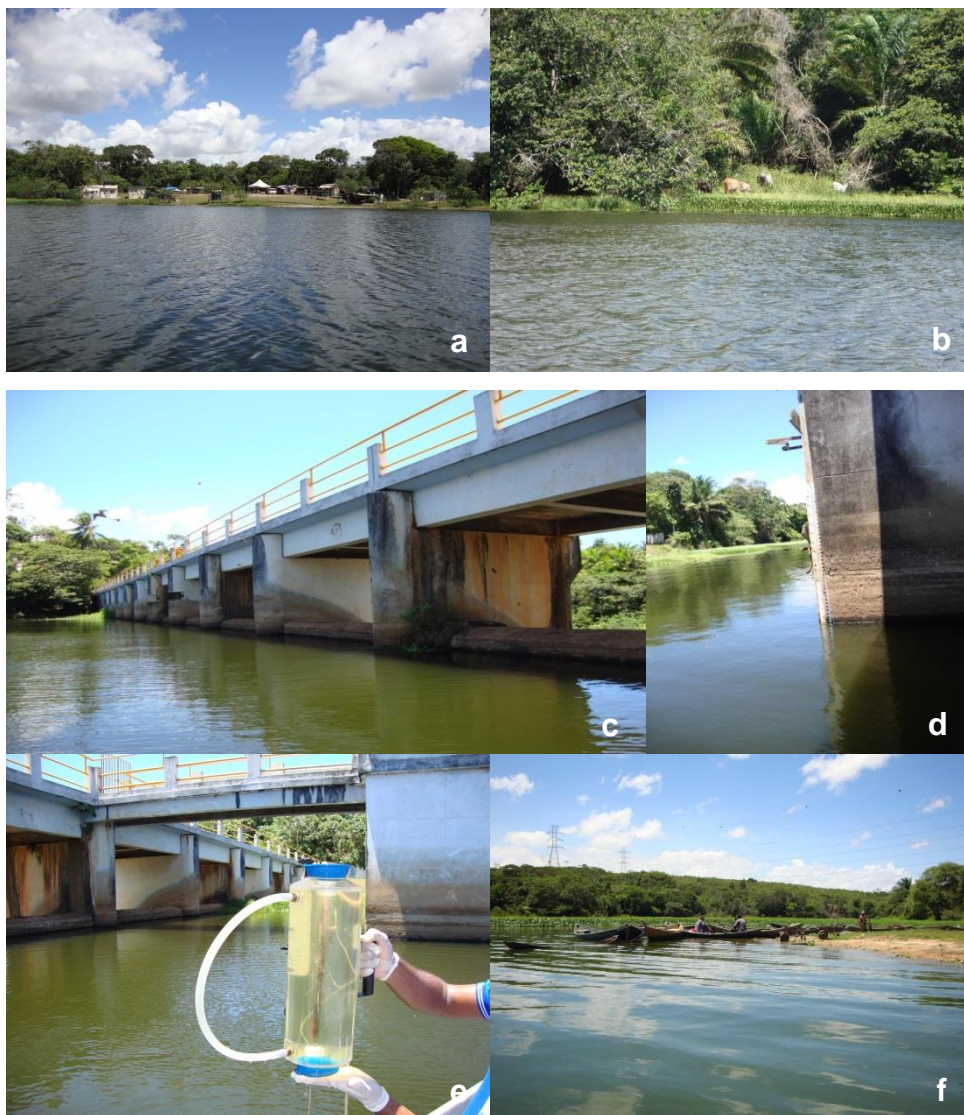


Figura 32 – Ocupação irregular (a), (b); Proximidade do reservatório da Barragem Joanes I (c), (d), (d); Banco de macrófita (Prainha), a montante do reservatório (f) (fotografias por A. A. J. Magalhães em Fev/2018).

10. APÊNDICE B - Resultados da Análise dos Itens 5.1 e 5.2

Tabela 14 - Análise da conformidade dos hidrocarbonetos com os padrões da legislação ambiental dos diferentes países no reservatório Joanes I no período de jan/2006 a out/2017

Parâmetro ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Mín	Méd	Máx	N	LD	<LD (%)	Brasil ¹	EUA ²	CE ³	China ⁴
1,1 Dicloeteno ⁵	-	-	-	18	<2	100	3	7	-	30
1,2 Dicloroetano ⁵	-	-	-	18	<5 <2	100	10	5	3	30
Acrilamida ⁵	-	-	-	8	<0,5	100	0,5	-	0,1	0,5
Benzeno ⁵	-	-	-	18	<2	100	5	5	1	10
Benzo(a)Antraceno	0,01	0,01	0,012	17	<0,01	93	0,05	-	-	-
Benzo-a-Pireno	0,01	0,01	0,012	17	<0,01	93	0,05	0,2	0,010	0,010
Benzo(b)Fluoranteno	0,01	0,012	0,05	16	<0,01	93	0,05	-	-	-
Benzo(K)Fluoranteno ⁵	-	-	-	16	<0,01	100	0,05	-	-	-
Criseno ⁵	-	-	-	12	<0,01	100	0,05	-	-	-
Dibenzo(a,h)Antraceno ⁵	-	-	-	16	<0,01	100	0,05	-	-	-
Diclorometano ⁵	-	-	-	18	<10	100	20	5	-	20
Estireno ⁵	-	-	-	18	<10	100	20	100	-	20
Etilbenzeno ⁵	-	-	-	18	<2	100	90	700	-	300
Tetracloroetano ⁵	-	-	-	18	<5 <2	100	10	5	-	40
Tolueno ⁵	-	-	-	18	<2	100	2	1000	-	700
Triclorobenzenos ⁵	-	-	-	18	<10	100	20	70	-	20
Tricloroetano ⁵	-	-	-	18	<2	100	30	5	-	70
Xilenos Totais ⁵	-	-	-	18	<4 <10	100	300	10	-	500

Nota: - não há VMP definido pela respectiva legislação

¹ Conama 357/05 para águas doces/Classe 2 (Brasil, 2005)

² Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA) (EUA, 2012)

³ Directiva Quadro de Água da União Europeia 98/83/CE (CE, 1998)

⁴ Ministério da Saúde da China (GB 5749/2006) (China, 2006).

⁵ Parâmetros sem valores médio, mínimo e máximo devido ao elevado percentual de observações abaixo do LD.

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

Tabela 15 - Análise da conformidade dos pesticidas com os padrões da legislação ambiental dos diferentes países no reservatório Joanes I no período de Jan/2006 a out/2017

Parâmetro ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Mín	Méd	Máx	N	LD	<LD (%)	Brasil ¹	EUA ²	CE ³	China ⁴
------------------------------------	-----	-----	-----	---	----	---------	---------------------	------------------	-----------------	--------------------

Parâmetro ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Mín	Méd	Máx	N	LD	<LD (%)	Brasil ¹	EUA ²	CE ³	China ⁴
2,4-D	1,0	1,9	2,0	19	< 2	94	4	70	0,1	30
2,4,5-T ⁵	-	-	-	17	< 5	100	2	-	0,1	-
2,4,5-TP ⁵	-	-	-	17	< 2	100	10	50	0,1	-
2,4,6 Triclorofenol ⁵	-	-	-	16	< 10	100	10	-	0,1	200
Alaclor ⁵	-	-	-	17	< 1	100	20	2	0,1	-
Aldrin e Dieldrin ⁵	-	-	-	17	< 1	100	0,005	-	0,06	-
Atrazina ⁵	-	-	-	17	< 1	100	2	3	0,1	2
Clordano ⁵	-	-	-	17	< 1	100	0,04	2	0,1	-
DDT(DDT+DDD+DDE) ⁵	-	-	-	15	< 1	100	0,002	-	0,1	1
Endossulfan ⁵	-	-	-	17	< 1	100	0,056	-	0,1	-
Endrin ⁵	-	-	-	17	< 1	100	0,004	2	0,1	-
Glifosato	40	49,5	202	17	< 40	93	65	700	0,1	700
Heptacloro e Heptacloro Epóxido ⁵	-	-	-	17	< 1	100	0,01	0,6	0,03	-
Hexaclorobenzeno ⁵	-	-	-	16	< 1	100	0,0065	1	0,1	1
Lindano ⁵	-	-	-	17	< 1	100	0,02	0,2	0,1	2
Metil-Paration ⁵	-	-	-	3	< 5	100	0,04	-	0,1	20
Metolacloro ⁵	-	-	-	16	< 5	100	10	-	0,1	-
Metoxicloro ⁵	-	-	-	14	< 5	100	0,03	40	0,1	-
Molinato ⁵	-	-	-	9	< 5	100	-	-	0,1	-
Pendimetalina ⁵	-	-	-	5	< 10	100	-	-	0,1	-
Pentaclorofenol ⁵	-	-	-	12	< 2	100	9	1	0,1	9
Simazina ⁵	-	-	-	17	< 1	100	2	4	0,1	-
Tetracloroeto de Carbono ⁵	-	-	-	18	< 2	100	2	-	0,1	-
Trifluralina ⁵	-	-	-	17	< 1	100	0,2	-	0,1	-

Nota: - não há VMP definido pela respectiva legislação

¹ Conama 357/05 para águas doces/Classe 2 (Brasil, 2005)

² Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA) (EUA, 2012)

³ Directiva Quadro de Água da União Europeia 98/83/CE (CE, 1998)

⁴ Ministério da Saúde da China (GB 5749/2006) (China, 2006)

⁵Parâmetros sem valores médio, mínimo e máximo devido ao elevado percentual de observações abaixo do LD.

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

Tabela 16 - Resultado teste *de Wilcoxon* para duas amostras dependentes item 5.2.

Variáveis	N	T	Z	p-valor
Mediana de Cianobactérias :Chuvoso x	12	12	2,1180	0,0342

Variáveis	N	T	Z	p-valor
Estiagem				
Mediana de Cianobactéria: Sem extravasamento x Com extravasamento	11	6	2,4006	0,0164
Precipitação média: Chuvoso x Estiagem	11	3	2,6673	0,0076

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo Inema e pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

11. APÊNDICE C – Análise Residual dos Modelos Binomial Negativo do Item 5.4

Tabela 17 – Análise de significância das covariáveis dos MLGs para os gêneros *Microcystis* e *Aphanocapsa* - Teste ANOVA. Covariáveis significativas ($p < 0,1$) encontram-se em negrito

	Covariáveis	gl	Deviance	gl residual	Resíduo Deviance	p-valor
<i>Microcystis</i>	Precip. (Acum7d)	1	0,026	44	74,51	0,8721
	Cota (Med7d)	1	60,94	45	74,53	5,9e-15** *
	P Total	1	0,91	46	135,47	0,3409
	Al_{dis}	1	21,36	43	53,15	3,8e-06** *
<i>Aphanocapsa</i>	Precip. (Acum7d)	1	0,04	9	14,30	0,83127
	Cota (Med7d)	1	17,99	10	14,58	2,21e-05* **
	P Total	1	5,65	11	32,58	0,01745*
	Al _{dis}	1	0,24	8	14,30	0,62723

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo Inema e pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

12. APÊNDICE D – Modelagem Preditiva de Cianobactérias

Tabela 18 – Coeficientes de correlação (r_s) de Spearman

	Cianobactérias	CE	P Total	pH	Temp. Água	Temp. Ar	DBO	Al _{dis}	Precip.	Cota	Insol.
Cianobactérias	1,00										
CE	0,56*	1,00									
P Total	0,13	0,08	1,00								
pH	0,1	0,03	0,09	1,00							
Temp. Água	0,19*	0,37*	0,01	0,04	1,00						
Temp. Ar	0,30*	0,59*	0,02	0,13	0,47*	1,00					
DBO	0,53*	0,27*	0,30*	0,19	0,13	0,28*	1,00				
Al_{dis}	-0,42*	0,32*	0,18	0,29*	-0,25	-0,13	0,00	1,00			
Precip.	-0,09	0,15	0,15	-0,13	-0,14*	-0,46*	0,06	0,09	1,00		
Cota	-0,38*	0,58*	0,02	0,37*	-0,29*	-0,47*	0,11	0,37*	0,14*	1,00	
Insol.	0,1	0,29*	0,12	0,08	0,25*	0,52*	0,03	0,19	-0,42*	0,23*	1,00

(*) Coeficiente significativo ($p < 0,05$)

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo Inema, Inmet e prestador de serviço de abastecimento de água.

Tabela 19 – Análise de significância dos parâmetros das covariáveis do modelo 16 (AICc = 1.481.315, BIC = 1.481.309 e $R^2 = 0,512$ com distribuição de *Poisson* (Teste de ANOVA)

	gl	Deviance	gl residual	Resíduo Deviance	p-valor
Cota(Med30d)	1	306.716	11	2.730.279	< 2,2e-16***
Al _{dis}	1	77.681	8	1.481.153	< 2,2e-16***
N-amoniacal	1	12.557	9	1.558.834	< 2,2e-16***
P Total	1	1.158.888	10	1.571.391	< 2,2e-16***

(***) Parâmetros significativos ($p < 0,001$).

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

Tabela 20 - Análise de significância dos parâmetros das covariáveis do modelo 10 (AICc = 941,53; BIC = 948,39 e R²= 0,313) com distribuição binomial negativa (Teste de ANOVA)

	gl	Deviance	gl residual	Resíduo Deviance	p-valor
Cota (Med30d)	1	11,57	35	49,24	0,0006688***
P total	1	1,03	34	48,22	0,3104879
Al _{dis}	1	4,00	33	44,21	0,0453501*
Temp.Ar	1	2,41	32	41,81	0,1208623

(*) Parâmetros significativos ($p < 0,05$); (***) Parâmetros significativos ($p < 0,001$).

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água.

Tabela 21 – Análise de significância dos parâmetros das covariáveis do modelo 12 (AICc = 32,18; BIC = 36,95 e R²= 0,47) com distribuição binomial (Teste de ANOVA)

	gl	Deviance	gl residual	Resíduo Deviance	p-valor
Cota (Med30d)	1	16,15	29	21,20	5,861e-05***
P total	1	0,85	28	20,36	0,3573
Al _{dis}	1	0,35	27	20,0	0,5523
CE	1	0,23	26	19,78	0,6336

(***) Parâmetros significativos ($p < 0,001$).

Fonte: Próprio autor, baseado em dados disponibilizados pelo prestador de serviço de abastecimento de água.