

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

ASSOCIAÇÃO DA OCORRÊNCIA DE
CIANOBACTÉRIAS ÀS VARIAÇÕES DE
PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA EM
QUATRO BACIAS HIDROGRAFICAS DE MINAS
GERAIS

Hanna Duarte Almeida Ferraz

Belo Horizonte

2012

**ASSOCIAÇÃO DA OCORRÊNCIA DE
CIANOBACTÉRIAS ÀS VARIAÇÕES DE
PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA EM
QUATRO BACIAS HIDROGRAFICAS DE MINAS
GERAIS**

Hanna Duarte Almeida Ferraz

Hanna Duarte Almeida Ferraz

**ASSOCIAÇÃO DA OCORRÊNCIA DE
CIANOBACTÉRIAS ÀS VARIAÇÕES DE
PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA EM
QUATRO BACIAS HIDROGRAFICAS DE MINAS
GERAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Meio Ambiente

Linha de pesquisa: Caracterização, prevenção e controle da poluição

Orientador: Eduardo von Sperling

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG

2012

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por tudo que sempre me provém.

Agradeço aos meus pais, por sempre acreditarem em mim, mesmo quando nem mesmo eu acreditava.

Ao Felipe, pela calma e paciência nos momentos mais difíceis.

Ao meu orientador Eduardo von Sperling por todas as conversas esclarecedoras que tivemos ao longo do mestrado. Os ensinamentos passados foram essenciais a elaboração deste trabalho.

Ao programa de pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais pela oportunidade. E aos professores do programa por todo o conhecimento compartilhado ao longo das aulas de mestrado.

Ao Instituto Mineiro de Gestão das Águas pela disponibilização dos dados sem os quais este trabalho não existiria.

Aos meus amigos, aqueles que apóiam incondicionalmente, sem nunca julgar.

Aos membros da banca pelas contribuições ao trabalho.

RESUMO

A presença de cianobactérias, em sistemas aquáticos é um dos principais problemas de poluição em todo o mundo. Uma grande preocupação a respeito das florações de cianobactérias é dada no Brasil, uma vez que foi aqui a primeira ocorrência de mortes humanas causadas pela presença de cianotoxinas na água. Apesar dos frequentes problemas de florações em ambientes aquáticos, a investigação das causas da presença de cianobactérias em rios é bastante limitada à literatura internacional. O objetivo deste estudo é compreender as relações entre parâmetros de qualidade da água e a ocorrência de alta densidade de cianobactérias em rios do Estado de Minas Gerais. Dados de qualidade da água utilizados nesta pesquisa referem-se ao programa de monitoramento realizado no Estado de Minas Gerais pelo IGAM. Quatro bacias caracterizadas por diferentes influências antrópicas, foram selecionadas. Dados das populações de cianobactérias utilizados são do período 2007-2011, totalizando 1555 amostras. Os parâmetros da água analisados foram: densidade de cianobactérias, clorofila *a*, temperatura da água, oxigênio dissolvido, DBO, pH, cloreto, cor, alcalinidade, condutividade elétrica, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal, fósforo total, turbidez e sólidos suspensos totais. A avaliação estatística envolveu a detecção de *outliers*, testes de normalidade dos dados, correlação de Spearman e Análise de Componentes Principais (PCA). Sete taxa de cianobactérias foram identificadas como responsáveis por florações, registradas nas quatro bacias hidrográficas. É importante destacar que algumas destas espécies são capazes de produzir cianotoxinas, o que torna o seu monitoramento ainda mais importante. A maioria das florações foram registradas durante a estação seca (abril a outubro). Esta evidência trás uma importante discussão sobre a influência do aquecimento global nas florações de cianobactérias. Os resultados da PCA apontam uma correlação positiva da densidade de cianobactérias com o pH, clorofila *a*, temperatura e nitrato, e uma relação inversa com turbidez, cor e sólidos em suspensão. A bacia do Velhas foi a que apresentou a maior frequência de ocorrências de episódios de densidade acima de 10.000cel/mL no período de estudo. Isto se deveu a seus valores historicamente elevados de nitrato, fósforo e pH. A principal conclusão a ser destacada nesta pesquisa é que é preciso mais do que um gatilho principal para a ocorrência de florações de cianobactérias nos rios do Estado. A combinação dos seguintes fatores: cargas elevadas de nitrato e fósforo, valores de pH alcalino, elevadas temperaturas da água e prevalência de longos períodos de seca é a combinação necessária para o aumento das densidades de cianobactérias.

ABSTRACT

The presence of cyanobacteria in water systems is one of the main pollution problems all over the world. A deep concern is dedicated to cyanobacterial blooms in Brazil, since it was the first country in the world to register human deaths caused by the presence of cyanoprocaryota toxins. Despite this rising problem the investigation of cyanobacterial presence in river waters is quite limited to the international literature. The aim of this study is to understand the associations between water quality parameters and the occurrence of high cyanobacteria density in lotic environments of Minas Gerais State. Water quality data used in this research refers to a long term monitoring programme carried out in the State of Minas Gerais, Brazil by IGAM. Four drainage basins, which are characterized by a marked anthropic influence, have been selected. Data of cyanobacteria populations were considered in the period 2007-2011, with a total of 1555 samplings. The Following water parameters were analyzed: cyanobacteria density, chlorophyll *a*, temperature, dissolved oxygen, BOD, pH, chlorine, colour, alkalinity, electrical conductivity, nitrate, nitrite, ammonium nitrogen, total phosphorus, turbidity and total suspended solids. The statistical evaluation involved the detection of outliers, testing the normality of the data, Spearman correlation matrix and Principal Component Analysis (PCA). Seven cyanobacteria taxa have been identified as responsible for blooms registered in the four drainage basins. It's important to notice that some of those species are able to produce cyanotoxins, what makes their monitoring even more important. Most of the cyanobacteria blooms were registered during the dry season (April to October). This evidence may be a discussion point about the influence of global warming in the onset of cyanobacterial blooms. PCA results point out a positive correlation of Cyanobacteria Density with pH, Chlorophyll *a*, Nitrate and Temperature and an inverse relationship with Colour, Turbidity and Suspended Solids. The Velhas basin was the one with major high density episodes occurrences in the period of study and that was due to its long term high values of nitrate, phosphorus and pH. The paramount conclusion to be drawn from this research is that it takes more than one main trigger for the onset of cyanobacteria blooms in Minas Gerais State rivers. The combination of following factors: high loads of nitrate and phosphorus, alkaline pH values, high water temperatures and the prevalence of long dry periods is what takes for the rise of cyanobacteria density.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	vi
LISTA DE TABELAS	ix
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS.....	x
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS.....	3
2.1 Objetivo geral	3
2.2 Objetivos específicos	3
3 REVISÃO DA LITERATURA	4
3.1 Qualidade da água, eutrofização e florações de cianobactérias.....	4
3.2 Cianobactérias	5
3.3 Fatores promotores de florações.....	6
3.4 Toxicidade nas florações	9
3.5 Riscos e consequências das florações.....	10
4 JUSTIFICATIVA.....	14
5 METODOLOGIA	16
5.1 Área de estudo	16
5.2 Dados utilizados na pesquisa.....	19
5.3 Parâmetros de qualidade de água estudados.....	20
5.4 Tratamento estatístico dos dados.....	21
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO	24
6.1 Retrato da ocorrência de cianobactérias em quatro bacias hidrográficas do Estado de Minas Gerais.....	24
6.2 Análise de fatores físico-químicos X densidade de cianobactérias.....	35
6.2.1 Estatística descritiva	35
6.2.2 Matriz de correlação não paramétrica de Spearman	36
6.2.3 Análise Componente Principal em quatro bacias hidrográficas do Estado de Minas Gerais no período de 2007 a 2011	38
6.2.4 Gráficos de linha das variáveis físicas e químicas x densidade de cianobactéria..	39
6.2.4.1 Densidade de Cianobactérias X Turbidez	40

6.2.4.2 Densidade de Cianobactérias X Sólidos Suspensos Totais	42
6.2.4.3 Densidade de Cianobactérias X Clorofila a.....	44
6.2.4.4 Densidade de Cianobactérias X Temperatura	46
6.2.4.5 Densidade de Cianobactérias X pH.....	48
6.2.4.6 Densidade de Cianobactérias X Nitrato.....	50
6.2.4.7 Densidade de Cianobactérias x Fósforo	52
6.2.4.8 Densidade de Cianobactérias x Cor.....	54
6.3 Descrição do comportamento das variáveis abióticas em cada bacia	56
6.3.1 <i>Temperatura</i>	56
6.3.2 <i>pH</i>	58
6.3.3 <i>Turbidez</i>	60
6.3.4 <i>Nitrato</i>	62
6.3.5 <i>Fósforo total</i>	63
6.3.6 <i>Cor</i>	65
7 CONCLUSÕES	67
8 RECOMENDAÇÕES DE TRABALHOS FUTUROS	69
9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	70
ANEXO 1.....	78

LISTA DE FIGURAS

Figura 5.1 – Mapa das Unidades de Planejamento e gestão de recursos hídricos do Estado de Minas Gerais. Adaptado de IGAM 2011	17
Figura 6.1 – Box Plot densidade de cianobactérias em quatro bacias hidrográficas do Estado de Minas Gerais de 2007 a 2011	24
Figura 6.2 – Distribuição de episódios de densidade acima de 10.000 cel/mL de cianobactéria por bacia	25
Figura 6.3 – Mapa da bacia do Rio das Velhas com seus respectivos pontos de monitoramento – Fonte IGAM 2011	28
Figura 6.4 – Registro fotográfico da estação BV149 em diferentes anos e estações climatológicas. Imagens cedidas pelo IGAM.....	29
Figura 6.5 – Registro fotográfico da estação de coleta BV152 em diferentes anos e estações climatológicas. Imagens cedidas pelo IGAM.....	30
Figura 6.6 – Registro fotográfico das estações de coleta: a) BV142, b) BV148 e c) BV150. Imagens cedidas pelo IGAM	31
Figura 6.7 – Relação dos taxa responsáveis pelos episódios de densidade acima de 10.000 cel/mL nas quadro bacias hidrográficas do Estado de Minas Gerais de 2007 e a 2011...33	
Figura 6.8 – Distribuição dos episódios de densidade acima de 10.000 cel/mL pelos meses do ano nas quatro bacias estudadas no Estado de Minas Gerais no período de 2007 a 2011...34	
Figura 6.9 – Matriz de correlação não paramétrica de Spearman	37
Figura 6.10 – Gráfico plotado a partir do resultado de teste de <i>Scree</i>	37
Figura 6.11 – Análise de Componente Principal em quatro bacias do Estado de Minas Gerais no período de 2007 a 2011	38
Figura 6.12 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a turbidez para todos os dados no período de 2007 a 2011	40
Figura 6.13 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a turbidez apenas para episódios de densidade acima de 10.000 cel/mL no período de 2007 a 2011	41

Figura 6.14 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a concentração de sólidos suspensos totais para todos os dados no período de 2007 a 2011	43
Figura 6.15 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a concentração de sólidos suspensos totais apenas para episódios de densidade acima de 10.000 cel/mL no período de 2007 a 2011	43
Figura 6.16 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a concentração de lorofila <i>a</i> para todos os dados no período de 2007 a 2011	44
Figura 6.17 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a concentração de clorofila <i>a</i> apenas para episódios de densidade acima de 10.000 cel/mL no período de 2007 a 2011...	45
Figura 6.18 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a temperatura da água para todos os dados no período de 2007 a 2011.....	46
Figura 6.19 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a temperatura da água apenas para episódios de densidade acima de 10.000 cel/mL no período de 2007 a 2011	47
Figura 6.20 – Relação entre a densidade de cianobactérias e o pH para todos os dados no período de 2007 a 2011	48
Figura 6.21 – Relação entre a densidade de cianobactérias e o pH apenas para episódios de densidade acima de 10.000 cel/mL no período de 2007 a 2011	49
Figura 6.22 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a concentração de nitrato para todos os dados no período de 2007 a 2011	51
Figura 6.23 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a concentração de nitrato apenas para episódios de densidade acima de 10.000 cel/mL no período de 2007 a 2011	51
Figura 6.24 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a concentração de fósforo total para todos os dados no período de 2007 a 2011	53
Figura 6.25 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a concentração de fósforo total apenas para episódios de densidade acima de 10.000 cel/mL no período de 2007 a 2011.....	53
Figura 6.26 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a cor para todos os dados no período de 2007 a 2011	55
Figura 6.27 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a cor apenas para episódios de densidade acima de 10.000 cel/mL no período de 2007 a 2011	55

Figura 6.28 - Box-Whisker representando a variação da temperatura da água nas bacias estudadas no período de janeiro de 2007 a março de 2011	57
Figura 6.29 - Box-Whisker representando a variação do pH nas bacias estudadas no período de janeiro de 2007 a março de 2011	60
Figura 6.30 - Box Whisker representando a variação da turbidez nas bacias estudadas no período de janeiro de 2007 a março de 2011	61
Figura 6.31 - Box-Whisker representando a variação do nitrato nas bacias estudadas no período de janeiro de 2007 a março de 2011	63
Figura 6.32 - Box-Whisker representando a variação do fósforo total nas bacias estudadas no período de janeiro de 2007 a março de 2011	64
Figura 6.33 - Box-Whisker representando a variação da cor nas bacias estudadas no período de janeiro de 2007 a março de 2011	66

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Quadro das correlações entre o modo de ação, cianotoxinas, sintomatologia e dose letal	12
Tabela 5.1: Parâmetros de qualidade de água analisados no estudo e métodos de ensaio...	20
Tabela 6.1 – Relação de cianobactérias por bacia e seus compostos	26
Tabela 6.2 – Resultados da estatística descritiva das variáveis de qualidade de água ...	35
Tabela 6.3 – Teste de Kruskal-Wallis para a variável Temperatura realizado entre as bacias do Estado, ao o nível de significância de 5%	57
Tabela 6.4 – Teste de Kruskal-Wallis para a variável pH realizado entre as bacias do Estado, ao o nível de significância de 5%.	58
Tabela 6.5 – Teste de Kruskal-Wallis para a variável turbidez realizado entre as bacias do Estado, ao o nível de significância de 5%.	60
Tabela 6.6 – Teste de Kruskal-Wallis para a variável nitrato realizado entre as bacias do Estado, ao o nível de significância de 5%.	62
Tabela 6.7 – Teste de Kruskal-Wallis para a variável fósforo total realizado entre as bacias do Estado, ao o nível de significância de 5%	63
Tabela 6.8 – Teste de Kruskal-Wallis para a variável cor realizado entre as bacias do Estado, ao o nível de significância de 5%	65

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ALCA	Alcalinidade
APHA	American Public Health Association
BG	Bacia do Rio Grande
BV	Sub-Bacia do rio das Velhas
CBH	Comitê de Bacia Hidrográfica
cél/mL	Células por mililitro
CIAN	Densidade de cianobactéria
Cl	Cloreto
CLO_A	Clorofila <i>a</i>
CLOR	Cloreto
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COND	Condutividade
COPASA	Companhia de Saneamento de Minas Gerais
CP	Componente Principal
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DL50(i.p)	Dose letal intraperitonial em 50% dos camundongos
DQO	Demanda Química de Oxigênio
FOS	Fósforo
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia Estatística
IGAM	Instituto Mineiro de Gestão das Águas
IQA	Índice de Qualidade de Água
N	Nitrogênio
NA	Nitrogênio Amoniacal
N AMONIA	Nitrogênio Amoniacal
NITA	Nitrato
NITI	Nitrito
NO	Nitrogênio Orgânico
OD	Oxigênio Dissolvido
P	Fósforo
PCA	<i>Principal Component Analysis</i> –Análise de Componentes Principais

pH	Potencial de hidrogênio iônico
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
RD	Bacia do Rio Doce
SFN	Bacia do Rio São Francisco – porção Norte
SFS	Bacia do Rio São Francisco – porção Sul
SST	Sólidos suspensos totais
TEMP	Temperatura
TUR	Turbidez
UHE	Usina Hidrelétrica de Energia

1 INTRODUÇÃO

As cianobactérias são organismos unicelulares, coloniais ou filamentosos fotossintetizantes. Esses organismos que possuem ainda características de bactérias podem ser utilizados como enriquecimento alimentar, como é o caso da *Spirulina* sp., espécie com cepas não produtoras de toxinas. Estudos recentes ainda apontam os efeitos positivos que as cianobactérias podem ter em células de neuroblastoma (Selheim *et al.* 2005).

Estes organismos são encontrados desde os polos a fontes termais, tanto em ambiente marinhos como dulcícolas e estão presentes em fundos de lagos e rios, nas colunas d'água ou mesmo em terra, em regiões úmidas.

Este grupo procariótico tão versátil tem entanto, uma peculiaridade que pode se tornar um grande problema para os ambientes aquáticos: as cianotoxinas. As cianobactérias são organismos capazes de produzir toxinas que podem ser letais em grandes concentrações. Em quantidades menores podem causar desde irritações na pele, gastroenterite, ou até mesmo câncer no fígado quando o tempo de exposição a pequenas quantidades de toxinas é longo, o denominado efeito crônico.

As cianobactérias, apesar de estarem naturalmente presentes nos ambientes aquáticos podem, em determinadas situações, apresentar um crescimento explosivo, denominado como floração. A eutrofização é um exemplo desta condição de elevado crescimento. Este fenômeno que ocorre naturalmente, principalmente em ambientes fechados como lagos e represas, é agravado pela influencia antrópica como o lançamento de esgotos, desmatamento de matas ciliares, barramentos de ambientes lóticos, contaminação da água por fertilizantes e lançamento de efluentes industriais e domésticos.

As florações podem ser nocivas devido a alta densidade de células de cianobactérias, as quais podem conter elevadas concentrações de toxinas, que, caso cheguem às águas de abastecimento para consumo humano, podem ser prejudiciais a este uso. As florações também acarretam odor e cor a água, além de tornar seu tratamento para consumo mais oneroso. Outros prejuízos também podem ocorrer tendo em vista que, nestas situações a pesca e o contato primário (em ambientes destinados à recreação) também devem ser interrompidos. É ainda interessante destacar que as mudanças acarretadas pelo aquecimento global, como o regime das chuvas, também podem afetar diretamente estes organismos.

A conservação e recuperação dos ambientes aquáticos, descaracterizando os mesmos como um perigo à comunidade que depende da mesma, dependem diretamente do estudo destes locais, visando compreender as interações bióticas e abióticas ali presentes, particularmente em relação aos efeitos advindos de florações de cianobactérias.

Neste âmbito o presente trabalho focou nos frequentes episódios de florações que vêm ocorrendo no Estado de Minas Gerais, e buscou, utilizando os dados de monitoramento do programa Águas de Minas, do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), entender melhor as interações que acontecem entre a comunidade das cianobactérias e as demais variáveis bióticas e abióticas dos rios.

Desta forma é esperado que o fruto deste trabalho sirva de ferramenta para o manejo, a conservação e a recuperação dos ambientes lóticos do Estado de Minas Gerais, dando as ferramentas necessárias para entender qual ambiente está mais susceptível às florações de cianobactérias.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Analisar as relações entre parâmetros de qualidade de água com a ocorrência de florações de cianobactérias, em quatro bacias hidrográficas do Estado de Minas Gerais.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar a correlação entre parâmetros de qualidade de água e a densidade de cianobactérias em ambientes lóticos.
- Identificar as espécies mais frequentes em florações nas bacias estudadas.
- Identificar as diferenças nos parâmetros de qualidade de água entre as quatro bacias estudadas e verificar sua relação com as florações de cianobactérias.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Qualidade da água, eutrofização e florações de cianobactérias

A utilização de água para o abastecimento humano tem ficado a cada dia mais restrita, tendo em vista o decaimento de sua qualidade devido à crescente poluição decorrente de fontes antropogênicas.

Em um país como o Brasil, onde a grande maioria dos ecossistemas aquáticos naturais são os rios, os impactos sofridos pelos mesmos ganham destaque sob a perspectiva da qualidade de água. Segundo Geist (2011), tanto a degradação dos habitats como a introdução de barramentos resultam em uma fragmentação do ambiente aquático, e isto causa consequentemente impactos nas comunidades ali presentes.

Ainda a respeito das modificações em ambientes lóticos Tundisi *et al.* (2007) afirmam que rios localizados em áreas urbanas sofrem diversas modificações ao longo do tempo. Segundo os autores o ambiente que é primeiramente utilizado como fonte de água e alimento, se torna a partir do desenvolvimento da comunidade, um local de descarga de esgotos, passando a apresentar, com o tempo, um risco para a estrutura urbana ali presente.

O lançamento de efluentes domésticos e industriais *in natura* ou com tratamento insuficiente, ou mesmo o carreamento de fertilizantes agrícolas por meio da drenagem pluvial, levam ao aumento da concentração de nutrientes nos corpos d'água, principalmente fósforo e nitrogênio, acarretando um aumento de eventos de eutrofização nestes ambientes.

O fenômeno da eutrofização se caracteriza pelo aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, nos ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 2011), e pode ser observado em todo o mundo, principalmente em regiões com grande crescimento de indústrias, agricultura e urbanização.

O fitoplâncton, assim como os demais organismos presentes na água, está sujeito às variações em sua comunidade ocasionadas por estas mudanças no ambiente. Dentre os grupos que estão presentes no fitoplâncton, o que tem recebido mais destaque atualmente são as cianobactérias, devido aos cada dia mais frequentes episódios de florações.

As florações de cianobactérias, segundo Sant’Anna *et al.* (2006) são caracterizadas pelo aumento da densidade destes organismos. As florações podem formar “natas”, que levam a mudanças na coloração, além de conferir sabor e odor à água.

O maior problema relacionado às cianobactérias, no entanto, é a produção de metabólitos, que podem chegar a população humana via água de abastecimento. Estes metabólitos secundários podem ser as cianotoxinas, caracterizadas por sua ação rápida no organismo de mamíferos, podendo levar à morte por parada respiratória ou hemorragia interna (FUNASA, 2003).

Segundo Burford *et al.* (2007) e Azevedo *et al.* (2002), o controle destas florações é um desafio para a gestão de ambientes aquáticos visando garantir que a saúde humana não seja comprometida.

3.2 *Cianobactérias*

Cianobactérias são organismos procarióticos, aeróbios e fotoautótrofos, datados do Pré-Cambriano. Habitam ambientes dulcícolas, salobros, marinhos e terrestres, e podem estar presentes na interface água/ar, na coluna d’água, no sedimento, sobre macrófitas, dentre outros.

Algumas espécies de cianobactérias (espécies fixadoras de nitrogênio) são capazes de ampliar a baixa razão N: P frequente às águas doces para seu crescimento, sendo assim favorecidas pela limitação de nitrogênio no ambiente aquático em detrimento de outros grupos do fitoplâncton. (FERNANDES *et al.* 2009). Algumas espécies são ainda capazes de fixar o nitrogênio atmosférico, com o auxílio do heterocito (célula modificada para a fixação do nitrogênio), tendo como exemplos os gêneros *Cylindrospermopsis* e *Aphanizomenon* (KOMÁREK, 2003).

A taxa de crescimento máximo das cianobactérias se dá em temperaturas superiores a 25 graus centígrados, apresentando crescimento menor que as demais algas em temperaturas mais baixas. A faixa de crescimento ótima acontece em pH de 7,5 a 10, sendo inibida em pH abaixo de 5 , como verificado em diversos estudos (FERNANDES *et al.* 2009, SPERLING e JARDIM 2009).

Segundo Guven e Howard (2011), mais de 2000 espécies de cianobactérias já foram identificadas em todo o mundo e estão presentes em todos os ecossistemas, contando com

excelentes habilidades para a sua sobrevivência. A necessidade de pouca luz para manter sua estrutura e funções celulares; vacúolos que lhes possibilita flutuabilidade, permitindo migrar na coluna d'água; a capacidade de estocar fósforo em seu metabolismo, (*luxury uptake* ou consumo luxuriante), o que possibilita o crescimento mesmo em situações de baixa concentração de nutrientes, e principalmente o fato de serem pouco predadas pelo zooplâncton devido a sua má palatabilidade. Tais características lhes conferem vantagens em detrimento a outros grupos algais (SPERLING e JARDIM, 2009)

De acordo com suas ações farmacológicas, as duas principais classes de cianotoxinas até agora caracterizadas são: neurotoxinas e hepatotoxinas. Em virtude da maior frequência de microcistinas nos eventos de florações nos ecossistemas aquáticos continentais, a maioria dos estudos realizados com espécies de cianobactérias produtoras de toxinas focou as produtoras dessas toxinas. Poucos trabalhos foram realizados para verificar a influência dos parâmetros ambientais na produção das demais cianotoxinas (MOLICA e AZEVEDO, 2009).

3.3 Fatores promotores de florações

Diversos estudos que buscam respostas sobre o comportamento das cianobactérias e os gatilhos que levam à formação das florações já foram realizados em todo o mundo.

Segundo Jardim *et al.* (2008), um maior tempo de residência da água, longos períodos de seca combinados a dias ensolarados, e abundância de nutrientes são fatores que podem levar às florações de cianobactérias. Sperling e Jardim (2009) também ressaltaram que as condições climatológicas tiveram um papel fundamental nas florações de cianobactéria na água do rio das Velhas e em outros ecossistemas aquáticos tropicais.

De acordo com Paerl e Huisman, (2008) a respeito das cianobactérias é seguro afirmar que alta carga de nutrientes, aumento da temperatura, estratificação térmica e alto tempo de residência favoreceram sua dominância nos ecossistemas aquáticos.

Burford *et al.* (2007) afirmaram ainda que a cobertura vegetal na bacia hidrográfica, além das concentrações de fósforo total e nitrogênio total, estão diretamente correlacionadas à concentração de algas.

Em contrapartida, Giordanino *et al.* (2011), em experimentos realizados com quatro espécies de cianobactérias, encontraram diferentes respostas nas espécies para as variações de

temperatura e radiação solar e concluíram que nem todas as espécies de cianobactérias são beneficiadas da mesma maneira pela temperatura da água, afetando assim o balanço e as interações entre as espécies na coluna d'água.

Em seus estudos, Carmichael (2001) e Guven & Howard (2011) afirmaram que o aumento de florações de cianobactérias se deve principalmente a fatores como a eutrofização e mudanças climáticas. No entanto, os autores também destacaram ainda que o maior monitoramento destes eventos pela comunidade científica pode levar a uma falsa impressão da maior frequência das florações.

Efting *et al.* (2011), em estudos paleolimnológicos realizados no sedimento de três lagos, encontraram indícios de microcistina datados de 1832, e a partir de análises das datas e das concentrações de toxinas, concluíram que não houve diferença significativa nas concentrações de clorofila e cianotoxinas ao longo do último século, descorrelacionando o aumento e modernização da agricultura no local à ocorrência de florações.

Carvalho *et al.* (2011), em um estudo feito em 134 lagos ingleses, com o objetivo de modelagem para previsão de florações de cianobactérias, concluíram que a cor da água foi a variável mais fortemente relacionada (de forma inversa) às grandes populações de cianobactérias, seguida pela alcalinidade (neutra a alcalina) e tempo de retenção da água. Os autores destacaram em seus estudos que estas condições, associadas à alta concentração de nutrientes, apresentaram um grande risco para ambientes lênticos.

Devido a obras de barramentos realizadas nos ambiente lóticos visando atender as necessidades energéticas e de abastecimento do país, uma atenção especial é dada às cianobactérias em ambientes lênticos.

Os barramentos mudam as características do ecossistema e apresentam inicialmente grande instabilidade limnológica. (ESTEVES, 2011). Em trabalho desenvolvido no barramento da UHE de Funil, Breda (2011) confirmou que os parâmetros relativos à qualidade de água possivelmente influenciados pela instalação do barramento no rio foram condutividade elétrica, dureza, pH, sólidos suspensos e totais e temperatura.

Ribeiro *et al.* (2005) afirmaram, em um estudo sobre a formação de um reservatório em Caxias do Sul, que, com o represamento, o ambiente passou de condições oligotróficas a

condições mesotróficas. Foi observado ainda um grande aumento da biomassa fitoplanctônica principalmente nos braços dos afluentes. Uma instabilidade limnológica foi observada ainda no segundo ano após o represamento.

Corroborando este estudo, Istvanovics *et al.* (2010) concluíram, para um rio estudado na Hungria, que a dominância de cianobactérias foi um indicativo de um estado ecológico ruim causado por mudanças no ambientes, principalmente o represamento.

Em estudo feito próximo ao rio Paraibuna (Minas Gerais), Soares *et al.* (2007) concluíram que um reservatório próximo ao rio influenciou a composição da comunidade fitoplanctônica de forma que espécies de ambientes lênticos foram favorecidas. No período seco a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* foi encontrada pelos autores tanto no reservatório como no rio à jusante.

Chaves *et al.* (2009) observaram florações tóxicas de *Cylindrospermopsis raciborskii* no rio dos Sinos e Caí (Rio Grande do Sul). Os autores relataram que estas florações foram produzidas muitos quilômetros acima dos rios, em uma barragem hidrelétrica. Os autores afirmaram, a partir deste fato, que as barragens presentes no curso do rio geraram modificações ambientais nos mesmos, alterando seu fluxo, tempo de retenção e mudando a dinâmica natural deste sistema ecológico.

Burford *et al.* (2007) ainda reforçaram o fato de que as alterações na bacia de reservatórios sub-tropicais na Austrália, principalmente a entrada de nutrientes de fontes externas, não foi o único fator que levou ao crescimento algal. Os reservatórios criam um ambiente artificial propício ao crescimento de algas, com águas calmas, baixa atenuação da luz, e um alto tempo de residência. Além disso, nos reservatórios, os nutrientes uma vez solubilizados podem se transformar em formas mais facilmente absorvidas pelas espécies na coluna d' água e no sedimento.

Já em relação ao comportamento destes organismos nas represas, Ferrão Filho *et al.* (2009b), em estudo no reservatório de Funil, observaram que o elevado e constante aporte de compostos nitrogenados e fosforados favoreceram a ocorrência das cianobactérias *Anabaena circinalis*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis* spp., mas que a variabilidade temporal estava principalmente relacionada às alterações de temperatura.

No trabalho de Gomes *et al.* (2011) em um reservatório na região metropolitana de Belo Horizonte, foi observado um padrão sazonal para a ocorrência de cianobactérias. Os organismos estiveram ausentes durante o período seco (abril a setembro) e retornaram após a ocorrência de estratificação térmica, no período de outubro a março. Segundo os autores este fato parece estar relacionado com as estratégias de sobrevivência das cianobactérias.

3.4 Toxicidade nas florações

A relação entre a ocorrência de florações tóxicas e fatores ambientais é um assunto ainda muito discutido pela comunidade científica. Segundo Christiansen *et al.* (2008) o mecanismo que resulta em cepas tóxicas e não tóxicas de cianobactérias é enigmático. O primeiro artigo no Brasil sobre a produção de cianotoxinas (microcistinas) foi publicado na década de noventa por Azevedo *et al.* (1994).

Em estudos buscando esclarecer tal questão, Davis *et al.* (2009) concluíram que, o aumento da temperatura aumentou a taxa de crescimento das cianobactérias produtoras de toxinas, no entanto o mesmo não aconteceu para as não produtoras de toxinas. Ainda segundo os autores, a combinação de temperatura e concentração de fósforo foi a que provocou maior crescimento das cepas tóxicas.

Yoshida *et al.* (2007) encontraram em um lago no Japão, a correlação entre o aumento da concentração de nitrato e a dominância de cepas tóxicas de *Microcystis aeruginosa*.

Joung *et al.* (2011) no entanto encontraram resultados conflitantes com os de Davis *et al.* (2009) e Yoshida *et al.* (2007). Em estudo visando correlacionar fatores ambientais com a dinâmica do gênero *Microcystis* com cepas produtoras e não produtoras de toxinas, os autores observaram que os crescimentos das células produtoras e não produtoras de toxinas estão fortemente relacionados, implicando assim que seu crescimento pode ser governado pelos mesmos fatores ambientes.

Em estudo em lagos da Holanda, Kardinaal *et al.* (2007a) observaram uma sucessão temporal para espécies de *Microcystis* com a prevalência de organismos produtores de toxinas no início da floração, seguido da dominância de cepas não tóxicas ao final da floração. Kardinaal *et al.* (2007b) explicaram que as cepas de *Microcystis* não produtoras de toxina são melhores competidoras por luz do que as cepas produtoras de toxinas, explicando assim o fenômeno da

sucessão de cepas na floração descrito acima. Ambos os autores destacaram que mais estudos precisam ser feitos buscando maior certeza sobre os fatos citados. É ainda importante destacar que a exposição da microcistina a luz por períodos de tempo prolongados leva a remoção da mesma da água. (JARDIM, 2008)

É importante destacar que cianobactérias potencialmente tóxicas podem apresentar em um mesmo momento cepas produtoras e não produtoras de cianotoxinas, sendo inclusive este fator visualmente não distinguível. A proporção da densidade entre estas pode variar, e os fatores que levam a estas variações ainda são obscuros.

3.5 Riscos e consequências das florações

As cianobactérias planctônicas são componentes naturais na maioria dos corpos de água (AZEVEDO *et al.*, 2002). Conforme mencionado, alterações das condições naturais destes ambientes aquáticos, especialmente no que diz respeito à carga de nutrientes disponível, podem resultar em um crescimento populacional massivo e descontrolado das comunidades de cianobactérias, caracterizando-se assim a ocorrência de uma floração, conforme definida por Bittencourt-Oliveira e Molica (2003). Estes autores afirmam ainda que as florações podem conferir odor e sabor à água, além de alterar o equilíbrio do sistema aquático, mas, sobretudo, o maior problema associado é a produção de cianotoxinas prejudiciais à saúde humana e de outros animais.

Segundo Carmichael (2001), florações tóxicas podem ser encontradas em lagos eutrofizados, pequenas lagoas e rios por todo o mundo, e são responsáveis por episódios esporádicos, no entanto recorrentes, de mortes e doenças de animais silvestres e domésticos. O autor lembra ainda que nem todas as espécies produtoras de toxinas possuem cepas tóxicas em todos os momentos, podendo ocorrer florações inofensivas à saúde, o que justifica o grande destaque que o autor dá à importância do monitoramento das florações.

Dentre as cianobactérias capazes de produzir toxinas, Bittencourt-Oliveira e Molica (2003) destacam a relevância da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, uma vez que pode produzir hepatotoxinas, neurotoxinas e citotoxinas. (CHORUS e BARTRAM, 1999).

O trabalho de Lagos *et al.* (1999) relata a primeira ocorrência da produção de saxitoxina em águas naturais por *Cylindrospermopsis raciborskii* no Brasil, assim como o primeiro relato da produção por essa espécie da toxina paralisante dos moluscos (*paralytic shellfish poison*).

Costa *et al.* (2006) observaram em reservatório no Rio Grande do Norte a ocorrência de florações de cianobactérias na água bruta, com a presença de microcistinas e saxitoxinas, indicando um risco à população local. Também em um reservatório para abastecimento humano no Recife foi detectada por Molicia *et al.* (2005), a presença de saxitoxina, neosaxitoxina e dc-saxitoxin, segundo os autores provavelmente produzidos pela espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*.

Na tabela 3.1 adaptada de Sant'Anna *et al.* (2006), explicitam-se as correlações entre as cianotoxinas, seus modos de ação e a sintomatologia:

Tabela 3.1 - Quadro das correlações entre o modo de ação, cianotoxinas, sintomatologia e dose letal.

Modo de ação	Cianotoxina	Sintomatologia	DL 50 (I.P.)	Gênero
Hepatotoxinas	1) Microcistinas	Diarréia, vômitos, piloereção, fraqueza, palidez. (A morte ocorre por choque hemorrágico - a relação entre os pesos fígado/peso corporeo aumenta de 5 para 8-10%)	Microcistina-LR: 36-122 μ g.kg-1 p.c. Demais microcistinas: 50-120 μ g.kg-1 p.c.	<i>Microcystis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Planktothrix</i> , <i>Nostoc</i> , <i>Hapalosiphon</i> , <i>Synechocystis</i> , <i>Aphanocapsa</i> , <i>Oscillatoria</i>
	2) Nodularinas	Semelhante a das microcistinas	Nodularina: 50 μ g.kg-1 p.c. Variantes da nodularina: 75-2000 μ g.kg-1 p.c.	<i>Nodularia</i>
Neurotoxinas	Saxitoxinas Anatoxinas e Homoanatoxina	Paralisia progressiva dos músculos, diminuição dos movimentos, exagerada respiração abdominal, cianose, convulsões, parada respiratória e morte. Resposta muito rápida à toxina, podendo ocorrer a morte do animal-teste em poucos minutos.	Anatoxina-a: 375 μ g.kg-1 p.c. Homoanatoxina: 250 μ g.kg-1 p.c. Anatoxina-a(S): 20 μ g.kg-1 p.c. Saxitoxinas: 8-10 μ g.kg-1 p.c.	<i>Aphanizomenon</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>
Dermatotoxinas	(Pigmentos e lipopolissacarídeos de cianobactérias em geral)	Irritação nos olhos, na pele, febre, tontura, fadiga e gastroenterite aguda	-	Cianobactérias em geral
Outros (lesões no fígado, pulmões, rins, mucosa gástrica)	Cilindrospermopsina	A toxina age de forma lenta e progressiva, atingindo órgãos como rins e fígado, sobrevivendo a morte em até 7 dias.	2 mg.kg-1 p.c. (após 24 horas) 0,2 mg.kg-1 p.c. (após 5 dias)	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> , <i>Umezakia natans</i> , <i>Aphanizomenon ovalisporum</i>

* DL50(i.p) – Dose letal intraperitoneal em 50% dos camundongos.

Carmichael (2001) afirmou que, apesar de contaminações humanas por recreação em lagos e represas, e pela ingestão da água contaminada ainda não terem sido comprovadas, existem evidências nos Estados Unidos e no Canadá de pacientes com sintomas provenientes da intoxicação por cianobactérias, em águas provenientes de reservatórios de abastecimento público, principalmente após o tratamento da água com sulfato de cobre, o que levou à lise das células e liberação das toxinas.

Segundo Azevedo e colaboradores (2002), o primeiro caso confirmado de letalidade devido à contaminação por hepatotoxinas de cianobactérias ocorreu via rota intravenosa, em uma clínica de hemodiálise, em Caruaru, Brasil em 1996. No entanto Araújo (1995) afirma que o primeiro caso de letalidade humana causado por cianotoxina ocorreu em Évora, Portugal, em

1993, onde 20 pacientes morreram também em consequência de contaminação na água de hemodiálise da clínica.

Com isto em vista, ainda que a maioria dos reservatórios brasileiros seja utilizada para abastecimento visando o consumo humano, uma grande parte destes foi projetada para usos múltiplos, tornando assim os episódios de florações potencialmente tóxicos eventuais riscos. (BOUVY *et al.* 2000). Este risco se dá seja pela exposição direta da população às águas contaminadas, ou pela necessidade de tratamentos destas águas para visando o impedimento da chegada de agentes tóxicos na água de consumo.

4 JUSTIFICATIVA

Em comparação aos sistemas terrestres, os processos que acontecem em ecossistemas aquáticos assim como sua conservação, são pouco compreendidos oferecendo assim uma grande perspectiva para pesquisas. Um maior entendimento dos processos e das interações funcionais em águas doces, apesar de apresentar um grande desafio aos cientistas, é essencial para a conservação, recuperação e gestão sustentável destes ambientes (GEIST, 2011).

Os sistemas aquáticos ganham ainda mais destaque, uma vez que são um dos principais responsáveis pela sobrevivência da humanidade. Segundo Tundisi (2003), a obtenção de água potável em quantidade e qualidade se apresenta como um dos grandes desafios para o homem neste século.

Apesar de sua grande importância, os ambientes aquáticos são vítimas constantes de alterações antrópicas que levam à perda da qualidade das águas. Assoreamento, processos de salinização, eutrofização e florações de cianobactérias tóxicas são exemplos de graves consequências sofridas em rios e lagos de água doce.

Os eventos de florações de cianobactérias ganharam um destaque especial a partir da tragédia de Caruaru em 1996 (também conhecida como “A síndrome de Caruaru”), quando ocorreu o primeiro relato de mortes humanas em consequência de cianotoxinas. Apesar de muito estudadas, ainda há muito a se saber a respeito da ecologia e da resposta das cianobactérias às alterações ambientais.

Segundo Carvalho *et al.* (2011), as cianotoxinas de cianobactérias constituem um dos maiores riscos em se tratando de substâncias de origem biológica na água. Por esta razão, há uma clara necessidade de conhecimento a respeito de qual ambiente está mais susceptível ao desenvolvimento de grandes populações de cianobactérias.

Sabe-se que a produção de cianotoxinas das cianobactérias é afetada por mudanças em fatores como os nutrientes, luz e temperatura da água. Isto, no entanto, não significa que o fato destas variáveis estarem em sua faixa ótima levará à produção de florações tóxicas. Há ainda grande necessidade de estudos a respeito dos gatilhos que levam à produção de cianotoxinas, além da indicação de quais ambientes são os mais propícios às florações em rios.

Ainda em relação aos fatores que levam às florações de cianobactérias, Glibert e Burkholder (2011) afirmam que, enquanto muitas florações de cianobactérias potencialmente danosas estão associadas com o aumento da eutrofização, nem todas as espécies na verdade respondem igualmente às mudanças no ambiente. Assim, o desafio para pesquisadores é determinar quais florações estão de fato relacionadas à eutrofização, e entender por que algumas espécies em particular proliferam-se em condições específicas de nutrientes.

Desta forma, existe ainda uma necessidade de investigações mais detalhadas a respeito das cianobactérias, visando à melhor compreensão dos motivos que levam às florações, e a interação de fatores ambientais com a formação de florações nocivas, possibilitando a prevenção ou controle efetivo destes eventos.

Associado a esta necessidade de estudos, o presente trabalho se justifica também devido à carência de trabalhos sobre o assunto em ambientes lóticos, principalmente correlacionando fatores bióticos e abióticos às florações.

Destaca-se ainda uma carência de estudos de grande abrangência em Minas Gerais, incluindo varias bacias. Desta forma é possível abordar ambientes com grandes variações em termos de fontes de poluição, características ecomorfológicas, contribuição de nutrientes, dentre outros.

Deve-se ressaltar ainda a existência de séries de dados físico-químicos e biológicos do programa Águas de Minas do IGAM ainda pouco tratados sob esta perspectiva. A utilização destes dados traz robustez ao trabalho quando comparado à experimentos de bancada, sendo esperado que os resultados obtidos possibilitem uma melhor compreensão dos complexos fatores que levam a dominância e aumento da densidade de cianobactérias.

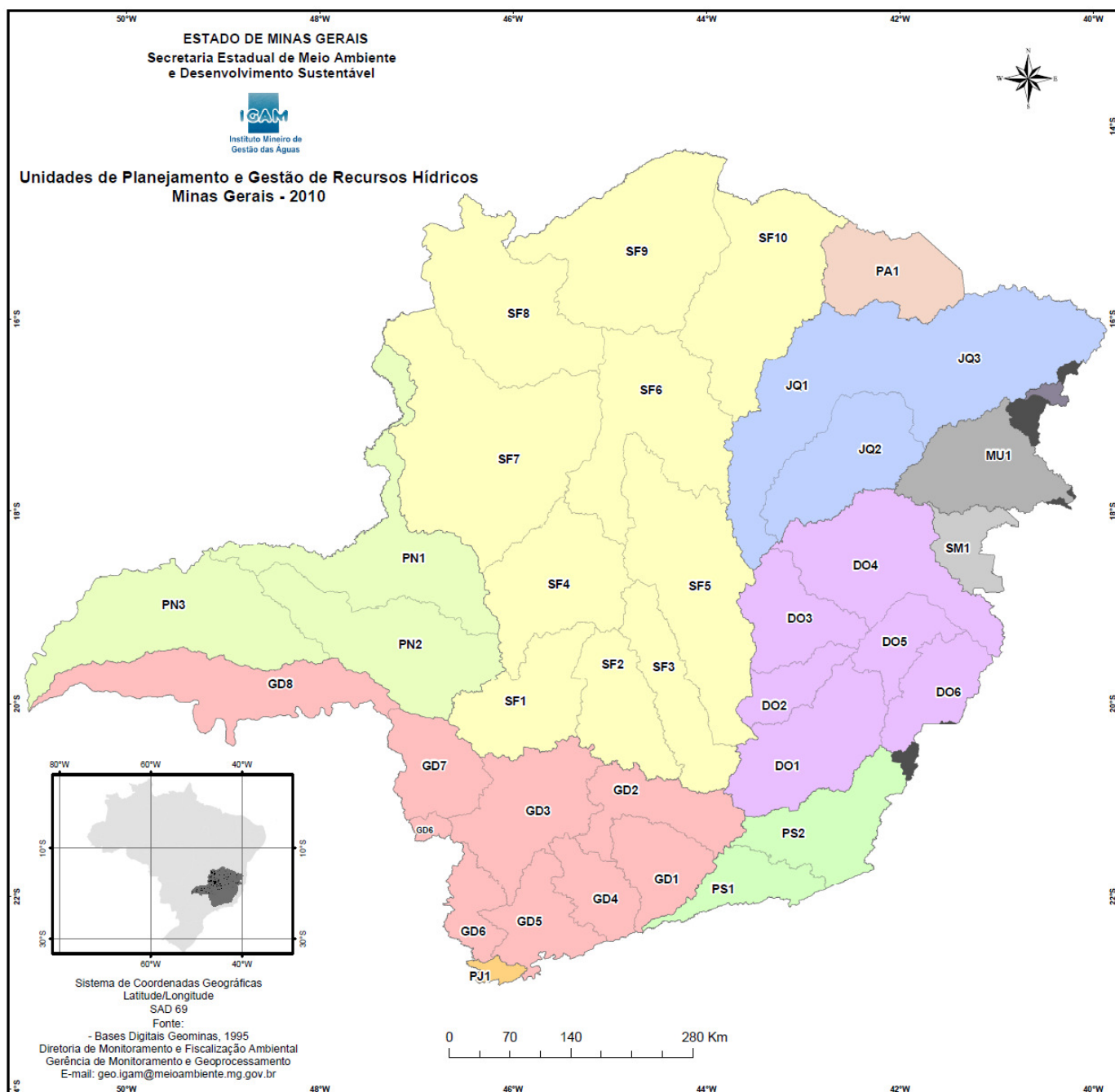
5 METODOLOGIA

5.1 Área de estudo

O Estado de Minas Gerais está localizado na Região Sudeste do Brasil e possui, segundo o IBGE (2012), uma população de 19.597.330, distribuídos em 853 municípios em uma área de 586.520,368 km².

A rede hidrográfica de Minas Gerais é composta por 17 bacias e possui cerca de 10000 cursos de água (FIGURA 5.1). Os principais cursos de água das 17 bacias hidrográficas nascem dentro do Estado e posteriormente transpõem seus limites, e são assim denominadas como domínio da União. (IGAM, 2006)

Em questões de esgotamento sanitário, segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – PNSB, (IBGE, 2008), em Minas Gerais 68,9% dos domicílios têm acesso a rede de esgotos, sendo um dos Estados com maior índice na Federação. Apesar do grande índice de coleta, apenas 22,7% dos esgotos do Estado é tratado, o que traz impactos negativos aos recursos hídricos. Ainda segundo o PNSB 2008, todos os 853 municípios mineiros, contam com serviço de abastecimento de água por rede geral de distribuição, sendo 784 destes com tratamento da água.



- | | |
|--|--|
| Bacia Hidrográfica do Rio Doce | Bacia Hidrográfica do Rio Pardo |
| Bacia Hidrográfica do Rio Grande | Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul |
| Bacia Hidrográfica do Rio Jequitinhonha | Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco |
| Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba | Bacias Hidrográficas dos Rios do Leste |
| Bacia Hidrográfica dos Rios Piracicaba e Jaguari | |

Figura 5.1 – Mapa das Unidades de Planejamento e gestão de recursos hídricos do Estado de Minas Gerais. Adaptado de IGAM 2011.

No presente estudo quatro bacias foram abrangidas, bacia do rio Doce, bacia do rio Grande, bacia do rio São Francisco e a sub-bacia do rio das Velhas. Estas bacias foram selecionadas baseadas no fato de que são as bacias monitoradas pelo programa Águas de Minas há mais tempo e com uma maior série de dados em relação ao parâmetro Densidade de Cianobactérias.

As estações de coleta contempladas neste estudo assim como a descrição das mesmas estão listadas no ANEXO 1 da dissertação.

❖ Sub-Bacia do rio das Velhas (BV)

O rio das Velhas possui aproximadamente 800 km de curso d'água localizados em sua totalidade no Estado de Minas Gerais. A sub-bacia do rio das Velhas encontra-se inserida na bacia do rio São Francisco.

O rio das Velhas e seus afluentes passam por 51 municípios mineiros, os quais contam com uma população de aproximadamente 4.406.190 de habitantes. Em termos de população a Região Metropolitana de Belo Horizonte contribui com 70% do total da bacia, apesar de estar presente em apenas 10% da área do rio. (CBH VELHAS, 2012).

O parâmetro utilizado pelo IGAM para determinar a qualidade das águas do Estado é o Índice de Qualidade de Água (IQA), calculado a partir dos resultados de Oxigênio Dissolvido, Coliformes Termotolerantes, pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Temperatura da Água, Nitrogênio Total, Fósforo Total, Turbidez e Resíduos Totais.

A qualidade das águas no rio das Velhas segundo o IQA é de média a ruim, possuindo ainda poucos trechos de qualidade boa (IGAM, 2011).

❖ Bacia do rio São Francisco (SFN – SFS)

O rio São Francisco nasce em Minas Gerais, na serra da Canastra e em seus 2700 km de extensão passa pelos Estados de Minas Gerais, Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe. Devido a sua extensão a bacia é dividida em 4 sub-bacias, das quais duas (Alto e Médio) estão dentro do Estado de Minas Gerais totalizando 36,8% do rio em seu território.

Devido à grande extensão do rio dentro do Estado o IGAM divide a parte mineira do São Francisco em porção sul e norte. A porção sul vai de sua nascente até aproximadamente o

reservatório de Três Marias, e a porção norte do reservatório até próximo ao Estado da Bahia. Ainda na porção sul do rio é englobada a sub-bacia do rio Pará (CBH SÃO FRANCISCO, 2012) .

Segundo IGAM (2006) esta é uma bacia com atividades industriais marcantes, ocupação urbana do solo e atividades minerárias. Esta bacia é ainda caracterizada por um índice de qualidade de água de ruim a médio segundo IGAM (2011).

❖ Bacia do rio Doce (RD)

A bacia do rio Doce, pertence aos Estados de Minas Gerais (86%) e Espírito Santo (14%). A qualidade das águas da bacia medida pelo IQA varia de média a ruim. (IGAM, 2011).

Na bacia há um grande fluxo populacional para as maiores cidades que a compõem. A bacia tem uma população de 3,5 milhões de habitantes, sendo que 70% destes se encontram em áreas urbanas. A bacia tem grande extensão indo de Minas Gerais ao Espírito Santa, passando por cidades como Ipatinga, Governador Valadares, Colatina e Linhares. As atividades econômicas são diversas na mesma, contanto com atividades de agropecuária, agroindústria, mineração, indústria e geração de energia elétrica (CBH DOCE, 2012).

❖ Bacia do rio Grande (BG)

Esta bacia, com 9 milhões de habitantes e 393 municípios, pertence aos Estados de Minas Gerais (região sul) e São Paulo (região norte). É uma bacia com grande diversidade de ambientes, além de possuir marcante potencial hidrelétrico já explorado em seu curso e diversas atividades do ramo da agroindústria. (CBH GRANDE, 2012; IGAM, 2006)

Segundo IGAM, 2011 é uma bacia em geral com IQA de médio a bom, além de uma contaminação por tóxicos de baixa a média.

5.2 Dados utilizados na pesquisa

Os dados utilizados nesta pesquisa são referentes ao monitoramento realizado pelo projeto Água de Minas do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM). O projeto, existente desde 1997, tem como objetivo identificar alterações na qualidade das águas dos rios do Estado e acompanhar a qualidade das águas de Minas Gerais.

Foram selecionadas quatro bacias para este estudo: rio Doce, rio Grande, rio São Francisco (porção Norte, porção Sul) e a bacia do rio das Velhas.

Para a bacia do São Francisco Sul foram analisadas 14 estações de amostragem, 15 estações amostrais para o São Francisco Norte, 18 estações de amostragem para a bacia do rio Doce, 22 estações para a sub-bacia do rio das Velhas e, por fim, 21 estações de amostragem na bacia do rio Grande, totalizando 90 estações de amostragem no Estado.

Os dados são provenientes de coletas desde o início de 2007, ano em que as análises de cianobactérias começaram a ser realizadas pelo IGAM, até a primeira campanha de 2011 totalizando 1555 dados analisados. Vale ressaltar que ao longo dos anos algumas estações de amostragem foram acrescentadas ou excluídas, não significando desta forma que todas as estações de amostragem possuem resultados para todo este período de tempo.

A frequência de amostragem foi trimestral para todas as bacias com exceção do rio das Velhas, onde a coleta é feita mensalmente desde o ano de 2008, visando acompanhar os objetivos do projeto META 2010/2014.

5.3 Parâmetros de qualidade de água estudados

Na tabela 5.1 apresentam-se os parâmetros de qualidade abordados no presente trabalho.

Tabela 5.1: Parâmetros de qualidade de água analisados no estudo e métodos de ensaio.

Variáveis Bióticas	Referência	Variáveis Abióticas	Referência
Densidade de cianobactérias Clorofila <i>a</i>	Uttermöhl, 1958 APHA 10200H	Temperatura OD DBO pH Cloretos Cor real Alcalinidade Condutividade Elétrica Nitrato Nitrogênio Orgânico Nitrogênio Amoniacal Nitrito Fósforo total Turbidez Sólidos Suspensos Totais DQO	APHA 2550B ABNT NBR 10559/1988 ABNT NBR 12614/1992 APHA 5520B USGS-I-1187 78 APHA 2120B APHA 2320B APHA 2510B APHA 4500 NO ₃ E APHA 4500 N _{org} B ABNT NBR 10560/1988 APHA 4500 NO ₂ B APHA 4500-P E APHA 2130B ABNT NBR 10664/1989 ABNT NBR 10357/1988

5.4 Tratamento estatístico dos dados

Ao início das análises estatísticas notou-se a necessidade de definição de uma densidade de cianobactérias que seria considerada como um valor referente a um sinal de alerta, um possível risco devido a alta densidade. Desta forma foi definido que apenas valores de abundância acima de 10.000 células/mL seriam tratados como episódios de risco a população. Este valor se justifica, pois, segundo Molica e Azevedo (2009) não existe em termos de densidade uma definição para floração. A definição de floração é segundo Sant'Anna *et al.* (2006) caracterizadas pelo aumento da densidade destes organismos

Desta forma a escolha deste valor se deu baseada na Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011) que estipula esta densidade como o limiar para que a frequência de monitoramento em um manancial de água aumente de mensal para semanal, indicando desta forma esta concentração de células como um primeiro sinal de alerta.

Em relação às análises estatísticas, primeiramente os dados passaram por uma verificação da presença de *outliers*. Valores chamados *outliers* são aqueles caracterizados pelo seu distanciamento em relação aos demais dados, apresentando valores extremos. Estas ocorrências foram analisadas individualmente, tendo em vista que podem tanto se tratar de erros de medição como podem ser um indicativo de uma característica real da população. As florações de cianobactérias são exemplos claros de valores extremos que, no entanto, não devem ser excluídos. Tendo em vista a grande variação possível em se tratando de dados ambientais, optou-se por manter todos os dados, uma vez que os valores de *outliers* encontrados parecem estar refletindo situações reais do ambiente.

Após a avaliação de *outliers* foi realizada uma análise estatística descritiva das variáveis mensuradas, na qual foram calculados o número de dados, média aritmética, mediana, desvio padrão, percentis 75 e 25%, mínimo e máximo.

Devido ao grande número de parâmetros de qualidade de água estudados, os dados possuem escalas muito diferentes. Desta forma os dados foram padronizados a partir da formula $\text{Log } X + 1$.

O próximo passo executado foi a verificação da normalidade das variáveis por meio de testes de normalidade Kolmogorov-Smirnov, Shapiro Wilk e o teste gráfico “Normal Probability Plot”, executados pelo pacote estatístico PAST (HAMMER *et al.*, 2001).

Em se tratando de dados ambientais, como era esperado, a distribuição de algumas variáveis não seguiu a curva normal, adotando-se então análises não paramétricas na próxima etapa do tratamento estatístico.

Primeiramente foi calculada a matriz de correlação de Spearman, que buscou identificar aquelas variáveis que apresentavam comportamentos semelhantes. Quando era verificada uma correlação significativa entre duas variáveis, uma delas era excluída. O objetivo desta análise é a retirada de variáveis redundantes que possam comprometer os próximos passos da análise.

A análise de Spearman também foi utilizada para apontar associações entre as variáveis que podem mostrar a coerência global dos dados e evidenciar a participação de parâmetros individuais no todo.

Em seguida foi empregada uma análise de componentes principais para verificar os principais padrões de comportamento entre todas as variáveis mensuradas (variáveis físicas e químicas mais a densidade de cianobactérias). A análise de componentes principais (*Principal Component Analysis* - PCA) é uma análise exploratória capaz de identificar as relações mais fortes presentes nos dados.

Visando a determinação do número de critérios que devem ser considerados na PCA, foi realizado o teste de *scree*. Este teste identifica o número ideal de fatores que pode ser extraído de uma análise.

Foram confeccionados gráficos de linhas para visualização da relação entre a abundância de cianobactérias e as variáveis físicas e químicas que mostraram ter o mesmo padrão de comportamento na PCA. Estes gráficos foram plotados de duas maneiras distintas: com todos os dados, e apenas com os dados de densidade de cianobactérias acima de 10.000 células por mililitro.

Buscando um esclarecimento a respeito das causas de possíveis resultados diferenciados para a densidade de cianobactérias entre as bacias foi realizada a análise de Kruskal-Wallis,

visando identificar quais parâmetros de qualidade de água apresentaram comportamento diferenciado. O teste de Kruskal-Wallis é um teste não paramétrico utilizado para comparar três ou mais amostras, e testa se a distribuição dos grupos de amostras é semelhante ou diferente. Neste estudo foi adotado o nível de significância de 5% para indicar a semelhança ou diferença entre os grupos.

Gráficos Box-Whisker também foram confeccionados buscando a melhor visualização dos resultados.

As análises estatísticas foram baseadas principalmente nos trabalhos de Gomes (2008) e Jardim (2011).

A avaliação dos resultados e estabelecimento das relações entre a densidade de cianobactérias e os parâmetros de qualidade de água foi realizada a partir da relação dos resultados encontrados no estudo e sua interpretação e posterior comparação com a literatura.

A relação N:P seria de crucial importância para analisar a influência simultânea destes nutrientes na comunidade de cianobactérias estudada. A relação N:P baixa é conhecida como um fator que favorece a ocorrência de florações. Esta relação é de tamanha importância que, no trabalho de Nogueira *et al.* (2005), os autores concluem que, para um lago que manteve seu estado trófico ao longo dos anos, o fator que influenciou a presença ou não de altas densidades de cianobactérias foi a relação nitrogênio: fósforo. Infelizmente no presente trabalho esta relação não foi calculada devido à ausência no banco de dados da variável Nitrogênio Total ou da totalidade dos dados que possibilitassem o cálculo da mesma.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Retrato da ocorrência de cianobactérias em quatro bacias hidrográficas do Estado de Minas Gerais

Primeiramente elaborou-se, em caráter exploratório, um gráfico de Box Plot (FIGURA 6.1) que buscou ilustrar em termos de bacias como foram as distribuições das densidades de cianobactérias nos anos em questão.

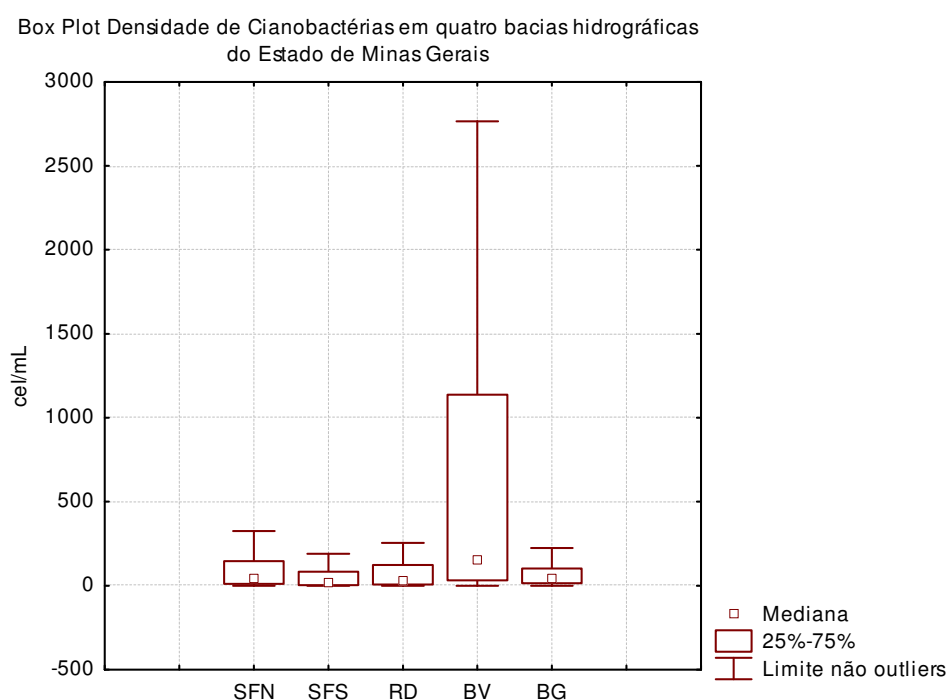


Figura 6.1 – Box Plot densidade de cianobactérias em quatro bacias hidrográficas do Estado de Minas Gerais de 2007 a 2011.

O maior valor de densidade de espécies de cianobactérias, observado em todo o período analisado no Estado de Minas Gerais, foi de $8,5 \times 10^4$ cel/mL na sub-bacia do rio das Velhas, mais especificamente na estação amostral BV152, em Setembro de 2010. O segundo maior valor encontrado, também foi registrado no mês de setembro na mesma bacia, porém no ano de 2007: $7,7 \times 10^4$ células/mL. Em ambos os casos a espécie responsável pelo episódio de alta densidade de células foi *Sphaerocavum brasiliense*.

Dentre as bacias, o maior número de episódios de densidade acima de 10.000 cel/mL registrada entre as quatro bacias estudadas no Estado ocorreu na sub-bacia do rio das Velhas,

com 92,5% dos casos (FIGURA 6.2). As bacias dos rios Doce, São Francisco Sul e Grande contribuíram com apenas 2,5% dos episódios cada e a bacia do São Francisco Norte não apresentou episódios de florações para as estações amostrais estudadas no período de 2007 a 2011.

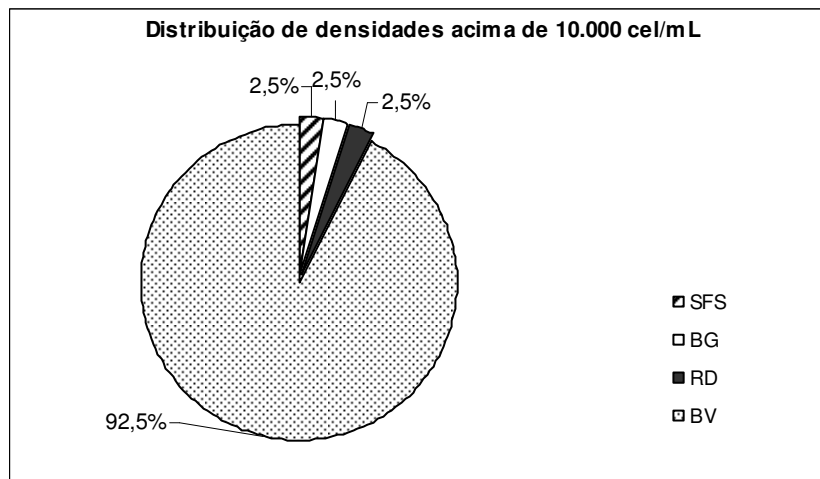


Figura 6.2 – Distribuição de episódios de densidade acima de 10.000 cel/mL de cianobactéria por bacia.

O fato de os dados analisados não terem demonstrado, (ou demonstrado poucos), episódios de altas densidades nas demais bacias, que não a do rio das Velhas, não significa que nunca tenha havido florações nestes ambientes.

De acordo com os resultados de análises e laudos do laboratório central da COPASA que datam de 2005 a 2012, foi possível constatar o apresentado na Tabela 6.1:

Tabela 6.1 – Relação de cianobactérias por bacia e seus compostos

Bacias Hidrográficas	Cianobactérias nas florações	Cianotoxinas e outros componentes
SF	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	saxitoxinas
BV	<i>Microcystis novacekii</i> , <i>Sphaerocavum brasiliense</i> , <i>Planktothrix</i> spp.	microcistinas ausentes
RD	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> , <i>Dolichospermum planctonicum</i>	saxitoxinas 2-metil-isoborneal
BG	<i>Radiocystis fernandoi</i> <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	microcistinas saxitoxinas

Fonte: COPASA 2005 a 2012

É importante ressaltar que as florações de 2005, 2011 e 2012 não apareceram nos resultados uma vez que não estão dentro dos limites do período de tempo estudado que vai de 2007 a março de 2011. A floração de 2009 ocorreu em setembro, mês não amostrado para esta bacia, também justificando a não presença deste dado no banco. E por fim, a floração de 2007 esteve presente nos registros.

Para a sub-bacia do rio das Velhas, algumas estações de amostragem se destacaram em número de episódios de alta densidade de células de cianobactérias ao longo dos anos. As estações BV149 e BV152 apresentaram sete eventos de alta densidade de células de cianobactérias registrados nestes quatro anos de estudo. Logo em seguida vieram as estações BV142, BV148 e BV150 com seis eventos cada.

Como pode ser observado na Figura 6.3, as estações onde ocorreram as florações estão localizadas nos médio e baixo curso do rio das Velhas. Para tal questão é relevante discutir o fato que o trecho do rio localizado na Região Metropolitana de Belo Horizonte (alto curso) não contou com os episódios de alta densidade celular de cianobactérias.

O alto curso do rio das Velhas é onde segundo Almeida *et al.* (2011) estão concentradas as atividades de indústria e mineração que contribuem de maneira expressiva para a degradação dos corpos d'água. Em trabalho a respeito da floração de 2007 que atingiu o rio das Velhas, Sperling e Jardim (2009) também observaram que as florações não aconteceram naqueles

pontos do alto curso onde existe maior carga de matéria orgânica e destacaram, desta forma, a possibilidade de re-suspensão dos nutrientes do sedimento nos médio e baixo cursos deste rio.

Ainda sobre a relação entre a Região Metropolitana e os locais com maior frequência de florações deve ser ressaltada a importância da contribuição das fontes difusas de poluição, que, por muitas vezes clandestinas, dificultam seu monitoramento.

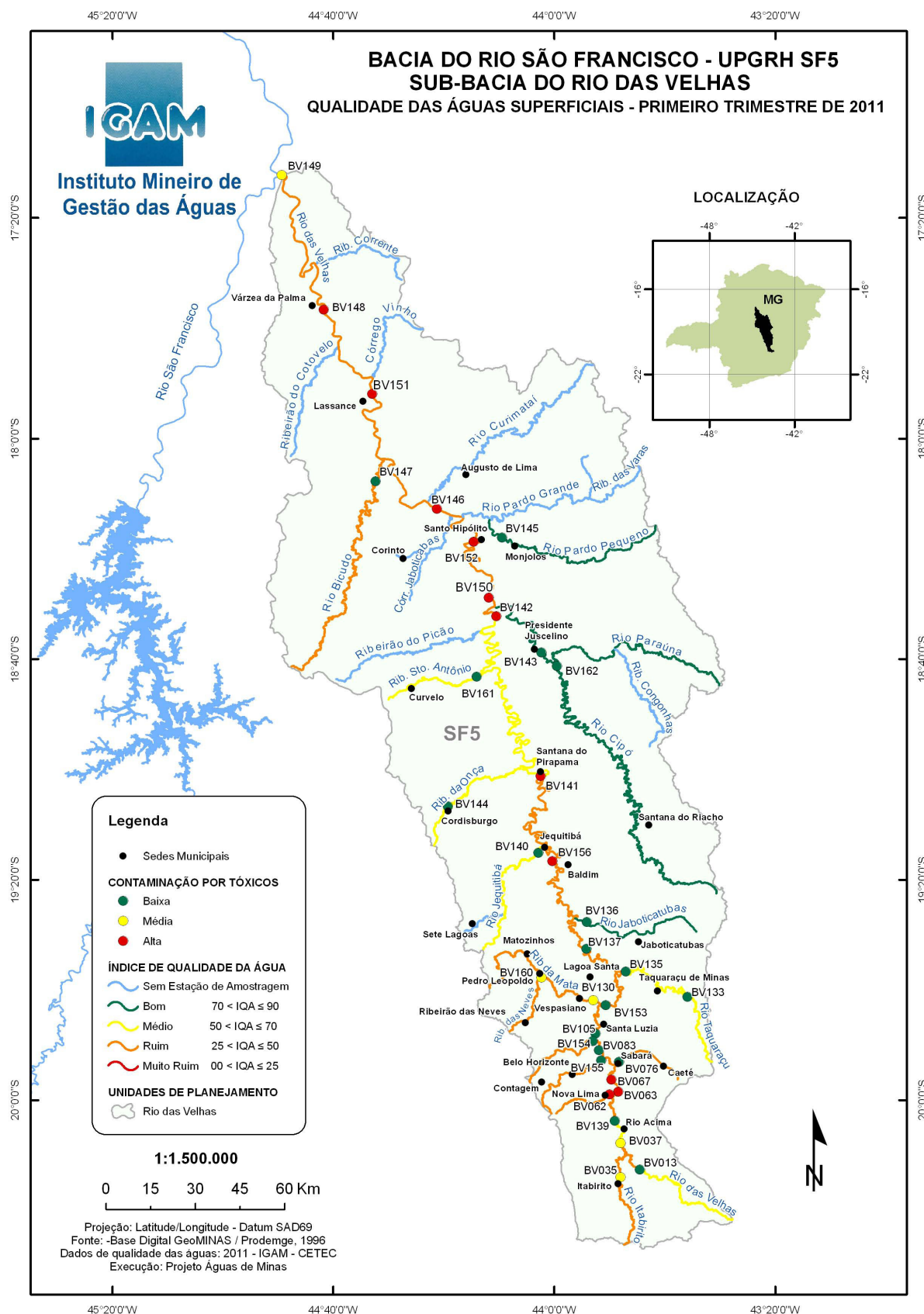


Figura 6.3 – Mapa da bacia do Rio das Velhas com seus respectivos pontos de monitoramento – Fonte IGAM 2011

Segundo o relatório de monitoramento da qualidade das águas superficiais no Estado de Minas Gerais de 2011, a estação BV149, situada no rio das Velhas (FIGURA 6.4), a montante da sua foz no rio São Francisco em Guaicuí, está sujeita a impactos pelo lançamento de esgotos domésticos e efluentes industriais, além da agropecuária e beneficiamento de ouro.

Os efluentes domésticos e industriais têm influência direta sobre as cianobactérias pois podem possuir alta carga de nutrientes e quando lançados nos corpos d'água sem tratamento podem afetar diretamente a comunidade aquática ali presente, favorecendo alguns organismos em detrimento dos demais, como é o caso das cianobactérias.

Estes efluentes podem ainda causar modificações na temperatura da água, no seu pH, dureza e concentração de metais, dentre outros parâmetros de qualidade.



Figura 6.4 – Registro fotográfico da estação BV149 em diferentes anos e estações climatológicas. Imagens cedidas pelo IGAM.

A estação BV152 (FIGURA 6.5) localizada no rio das Velhas entre os rios Paraúna e Pardo Grande, e junto com a estação BV149, a que mais apresentou episódios de altas densidades.

Segundo IGAM (2011), os impactos presentes neste ponto são o lançamento de esgoto doméstico, extração de areia/cascalho, destilaria de álcool, metalurgia de ouro, agricultura (cana de açúcar) e afluentes industriais. Esta estação obteve ainda altos valores de arsênio total, justificando desta forma a alta contaminação por compostos tóxicos.



Figura 6.5 – Registro fotográfico da estação de coleta BV152 em diferentes anos e estações climatológicas. Imagens cedidas pelo IGAM.

Agricultura e agropecuária são fatores em comum a ambos os pontos. Segundo trabalho de Leigh e colaboradores (2010) o uso da terra, principalmente a agricultura, tem implicação direta no processo de eutrofização de córregos, rios, lagos e reservatórios.

Paerl e Paul (2012) também destacam o impacto negativo que fontes relacionadas à agricultura e efluentes domésticos e industriais têm para a qualidade da água, sendo elementos que favorecem o crescimento de cianobactérias.

Segue abaixo o registro fotográfico das estações BV142, BV148 e BV150, (FIGURA 6.6) que também apresentaram grande frequência de florações de cianobactérias.



Figura 6.6 – Registro fotográfico das estações de coleta: a) BV142, b) BV148 e c) BV150. Imagens cedidas pelo IGAM.

Sperling e Jardim (2009) levantam a hipótese da contribuição da suspensão de nutrientes do sedimento nas florações de cianobactérias, uma vez que a distribuição espacial das cianobactérias não coincidia com a distribuição dos nutrientes ao longo do curso do rio.

Em seu trabalho realizado no rio Sena, Meybeck (1998) observa que, em relação aos metais pesados, nutrientes e ferro em geral, é possível inferir que a contribuição de Paris ao rio pode ser observada mais de 75 km a jusante do centro da cidade. No entanto o curso de água ainda está sofrendo com os impactos recebidos, comprometendo sua qualidade até 200 quilômetros a jusante de Paris.

O trabalho de Paz *et al.* (2008), na própria bacia do rio das Velhas, destaca a importância de se incluir ecossistemas aquáticos em unidades de conservação. Os autores destacam que uma área protegida é essencial para a proteção e conservação destes ambientes.

No presente estudo foram identificados sete *taxa* responsáveis pelos episódios de densidades de cianobactérias acima de 10.000 cel/mL nas quatro bacias hidrográficas estudadas: *Microcystis* sp., *Sphaerovacum brasiliense*; *Merismopedia* sp.; *Planktothrix* sp., *Aphanocapsa* sp. Nostocaceae N.I. e Pseudoanabaenaceae N.I.. É importante lembrar que esta não é a diversidade total dos rios do Estado, e sim um levantamento daquelas espécies responsáveis pelos eventos de altas densidades (acima de 10.000 cel/mL) nas águas dos rios estudados.

A espécie *Sphaerovacum brasiliense* apresentou o a maior percentual de ocorrência dentre as cianobactérias registradas nas bacias em estudo, equivalendo a 30% do total. O gênero

Planktothrix sp. esteve logo em seguida com 11% dos casos, seguida de episódios de florações de dois taxa espécies simultaneamente, combinando *Sphaerovacum brasiliense* e *Planktothrix* sp. com 10% das ocorrências e *Sphaerovacum brasiliense* e *Merismopedia* sp. com 9% dos registros (FIGURA 6.7). É interessante ressaltar que a origem desses taxa é a lagoa da Pampulha, que funciona como uma incubadora natural destes taxa para o rio das Velhas.

A espécie *Sphaerovacum brasiliense* é um gênero descrito com base em material brasileiro. Trata-se de gênero de identificação recente já que foi descrito em 2003 (RODRIGUES 2008). Desta forma os trabalhos que descrevem o comportamento desta espécie em ambientes lóticos são ainda poucos, tornando mais restrita a discussão de sua ecologia em rios.

Os dois taxa citados anteriormente (*Sphaerovacum brasiliense* e *Planktothrix* sp.) como os maiores responsáveis pelos episódios de densidades acima de 10.000 cel/mL possuem em comum uma vantagem adaptativa: a capacidade de flutuabilidade devido à presença de aerótopos em suas células. Segundo Carey *et al.* (2012) a incorporação do estudo da fisiologia das cianobactérias aos trabalhos de prevenção de florações é essencial. Desta forma é possível inferir que a capacidade de flutuação na coluna d' água pode ter sido para esses taxa um fator chave no sucesso em dominar o ambiente.

Já em relação a questões de luminosidade e turbidez, Scheffer e colaboradores (1997) afirmam que cianobactérias da família Phormidiaceae, ao qual pertence o gênero *Planktothrix*, possuem uma vantagem em relação aos demais grupos em ambientes com alta turbidez por suportarem melhor ambiente com baixa luminosidade. O trabalho de Mischke (2003), realizado em lagos na Alemanha, também aponta para uma maior resistência de organismos do gênero *Planktothrix* a ambiente com alta turbidez.

Até o presente momento não foi encontrada nenhuma cepa da espécie *Sphaerovacum brasiliense* produtora de cianotoxinas em cepas mineiras. No entanto as espécies do gênero *Planktothrix* são potenciais produtoras da hepatotoxina microcistina (que pode levar à morte humana por choque hemorrágico) (Sannt Anna *et al.* 2006). Vale destacar no entanto que não existe até o momento registro da produção de Microcistina por *Planktothrix* no estado de Minas Gerais. Ainda assim, as florações causadas por organismos deste gênero devem ganhar destaque devido ao seu risco à população humana.

Apesar de mais raras, é possível notar episódios de florações multiespecíficas com a combinação de três espécies de cianobactérias contribuindo igualmente entre si para os episódios de alta densidade de células. (FIGURA 6.7)

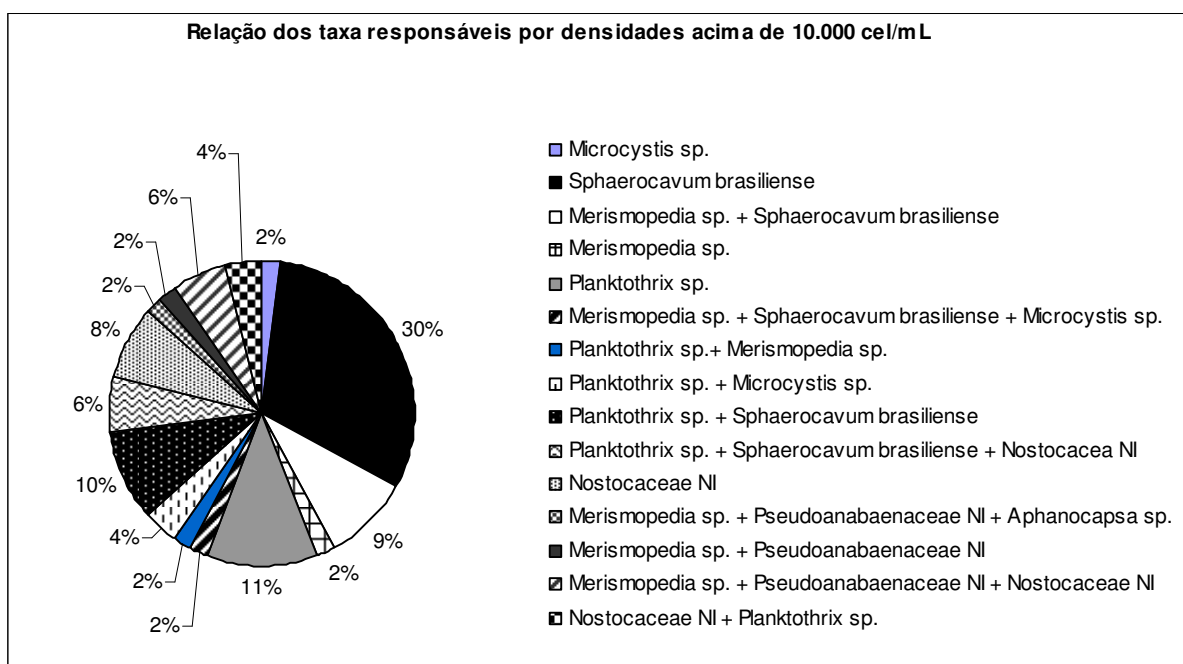


Figura 6.7 – Relação dos taxa responsáveis pelos episódios de densidade acima de 10.000 cel/mL nas quadro bacias hidrográficas do Estado de Minas Gerais de 2007 e a 2011.

Quando observada a distribuição sazonal dos eventos de altas densidades nas bacias estudadas, foi possível notar que a maioria dos casos ocorreu em períodos considerados, historicamente, como meses de seca (abril a setembro), para o qual estiveram concentrados 54% dos episódios de florações, ou no mês de outubro, imediatamente após a seca (FIGURA 6.8).

A distribuição sazonal das ocorrências de florações já é percebida pela comunidade científica há algum tempo. Krogmann (1986) concluiu, em um estudo sobre as florações no rio Potomac, nos Estados Unidos, que as florações aconteciam neste ambiente em períodos de águas calmas e poucas chuvas.

Oliver e colaboradores (1999) concluíram em estudo feito para o rio Darling, na Austrália, que em tempos de maiores volumes de água (como em períodos chuvosos) a qualidade da água varia. Nestes casos parâmetros como a turbidez da água são afetados, influenciando diretamente a penetração de luz na água, que por sua vez afeta o crescimento fitoplanctônico.

Segundo Paidere *et al.* (2007), grandes pulsos d'água, resultantes de fortes chuvas no rio Daugava na Letônia, tiveram como consequência uma diminuição da biomassa algal, combinada a uma alta diversidade de espécies, podendo ser classificado como um evento de grande distúrbio para esta comunidade.

Costa *et al.* (2007) associaram em seus estudos a estiagem, com a maior concentração dos nutrientes na água devido à evaporação, aos eventos de alta densidade de cianobactérias. Em estudo realizado a respeito de florações no rio das Velhas, Jardim e colaboradores (2007) observaram que a seca foi um fator de grande influência nas florações que ocorreram na bacia.

A maior frequência dos episódios de altas densidades de células de cianobactérias em períodos de seca ganha ainda mais importância sob a perspectiva das mudanças climáticas. Em um trabalho discutindo os efeitos do aquecimento global sobre as chuvas e as florações de cianobactérias, Reichwaldt e Ghadouani (2012) apontam para o fato de que as previsões indicam uma maior frequência e intensidade das chuvas, com maiores períodos de seca no intervalo das mesmas. Segundo esta previsão, as condições climáticas sobre o efeito do aquecimento global serão extremamente favoráveis as florações de cianobactérias.

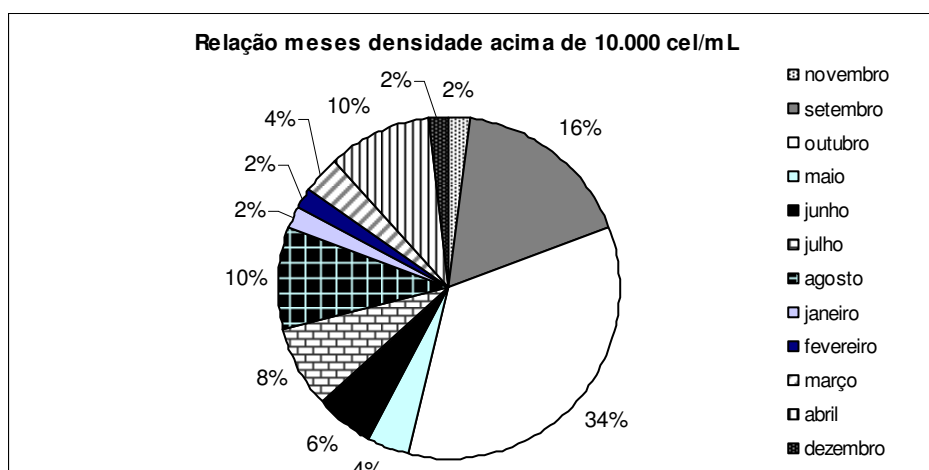


Figura 6.8 – Distribuição dos episódios de densidade acima de 10.000 cel/mL pelos meses do ano nas quatro bacias estudadas no Estado de Minas Gerais no período de 2007 a 2011.

6.2 Análise de fatores físico-químicos X densidade de cianobactérias

6.2.1 Estatística descritiva

A partir da estatística descritiva (TABELA 6.2) pode-se notar que, dentre as 14 variáveis estudadas, 9 possuíam a totalidade dos dados. Para os demais parâmetros isto não ocorreu devido a questões operacionais. Alguns parâmetros, como cor verdadeira, não seguem a mesma frequência de coleta dos demais parâmetros, sendo amostrados semestralmente.

Em geral a variação entre os valores mínimos e máximos foi marcante, indicando assim a grande amplitude ambiental existente tanto entre as bacias, como dentro das mesmas devido a fatores naturais e antrópicos. Observando-se juntamente a estas medidas o desvio padrão, as variáveis cor, condutividade elétrica e densidade de cianobactérias tiveram as maiores variações em seus dados.

Tabela 6.2 – Resultados da estatística descritiva das variáveis de qualidade de água.

	CI	COND	COR	DBO	FOS	N-NO3	N Amonia	OD	pH_	SST	TEMP	TUR	CLO_A	CIAN
	mg.L-1	µmho.c m-1	uC	mg.L-1	mg.L-1	mg.L-1	mg.L-1	mg.L-1		mg.L-1	°C	UNT	µg/L	cel.mL-1
Nº dados	1555	1554	776	1555	1555	1555	1129	1555	1555	1154	1555	1555	1515	1555
Min	0,30	7,13	5,00	1,60	0,01	0,01	0,10	0,20	5,30	1,00	11,50	1,32	0,01	0,00
Max	226,00	1551,00	1092,00	113,00	4,16	4,24	27,00	15,70	10,50	7018,00	35,80	7790,00	1668,75	85255,80
Média	6,62	114,57	107,96	3,71	0,17	0,41	0,72	6,45	6,88	106,01	25,12	144,06	39,76	1390,59
Desv. Pad.	13,65	116,02	140,91	5,57	0,28	0,55	2,34	2,07	0,66	290,52	3,52	356,26	129,98	6011,63
Mediana	2,76	74,40	53,00	2,00	0,08	0,22	0,10	6,90	6,80	33,00	25,30	34,30	5,34	61,60
Perc. 25%	1,37	50,40	28,00	2,00	0,03	0,10	0,10	5,80	6,50	14,00	22,90	16,60	2,12	15,40
Perc. 75%	7,39	151,00	127,00	3,00	0,18	0,48	0,22	7,60	7,20	92,00	27,60	121,00	15,85	346,50

As médias obtidas foram, em geral, baixas quando comparadas aos valores máximos. A média aritmética é um parâmetro clássico dentro do tratamento estatístico, sendo calculada a partir da simples soma dos valores dividido pelo número de valores somados. Ela é altamente influenciada pela presença de *outliers* e por isto deve ser analisada com parcimônia.

Apesar de menos utilizada a mediana é, no entanto um parâmetro mais robusto. Ela é a medida da tendência central, e não é influenciada pela presença de *outliers*.

Nota-se que a mediana da variável “Densidade de cianobactéria” foi baixa (61.60 células/mL). Assim, apesar dos episódios de altas densidades e da média relativamente alta da sua densidade. Verificou-se que nas quatro bacias avaliadas não foram detectadas florações

constantes. As florações estão geralmente restritas a focos pontuais, fato este que facilita tanto o controle da situação, quanto a tomada de decisões.

6.2.2 Matriz de correlação não paramétrica de Spearman

A matriz de correlação não paramétrica de Spearman foi calculada visando a exclusão de variáveis que apresentassem comportamentos semelhantes. Esta exclusão efetuou-se com bastante critério, levando-se em consideração que este é um trabalho exploratório. Poucas variáveis foram excluídas uma vez que neste estudo ainda não se pode afirmar se, apesar das variáveis apresentarem resultados semelhantes, a sua correlação foi positiva ou negativa à densidade de cianobactérias da mesma forma.

A matriz ainda serviu de base para a discussão dos resultados encontrados nos gráficos de linha.

A partir da análise dos resultados, os parâmetros nitrito (NITI) e nitrogênio orgânico (NO) foram excluídos das próximas etapas de tratamento dos dados já que estes tiveram uma correlação significativa ($< 0,05$) com os parâmetros Nitrato (NITA) e nitrogênio amoniacal (NA).

Nitrogênio orgânico e nitrito foram removidos em detrimento aos demais parâmetros indicadores de nitrogênio, pois possuíam grande número de dados faltosos.

O grande número de dados faltantes também foi o principal motivo para a retirada do parâmetro alcalinidade, além de sua semelhança ao parâmetro pH. O mesmo pode ser dito em relação à variável DQO, retirada tendo em vista sua semelhança com a DBO.

De forma geral é possível perceber que a matriz (FIGURA 6.9) indicou correlações entre quase todas as variáveis e a densidade de cianobactérias. A única variável que não apresentou correlação significativa foi sólidos em suspensão totais.

	ALCA	CLOR	COND	COR	DBO	DQO	FOS	NITA	NITI	NA	NO	OD	pH _u	SST	TEMP	TUR	CLO_A	CIAN
ALCA	0	3,1E-36	4E-251	1,5E-05	9,1E-21	2,5E-11	9,1E-10	5,9E-04	9,6E-16	1,5E-15	1,5E-09	1,8E-23	8,2E-21	5,7E-01	2,8E-03	1,6E-02	4,4E-12	1,2E-07
CLOR	0,47	0	0	1,7E-02	2,1E-129	6,0E-76	2,3E-132	3,2E-63	2,0E-32	1,0E-43	1,8E-112	4,1E-54	8,4E-35	7,7E-01	1,0E-07	6,9E-03	1,9E-122	5,7E-84
COND	0,91	0,81	0	9,0E-08	3,2E-123	2,5E-56	2,9E-98	6,7E-51	5,5E-31	4,6E-37	3,0E-83	3,3E-65	3,7E-75	2,1E-01	6,5E-09	1,9E-04	5,8E-117	8,6E-72
COR	-0,17	-0,09	-0,19	0	2,5E-02	1,3E-19	3,8E-08	7,9E-07	6,0E-01	8,6E-01	1,2E-05	4,7E-14	9,4E-01	8,1E-59	1,7E-10	7,5E-96	1,6E-05	7,5E-03
DBO	0,36	0,56	0,55	0,08	0	8,5E-117	2,8E-118	7,0E-11	6,4E-47	1,1E-110	7,5E-94	1,4E-58	4,3E-09	3,1E-06	9,2E-02	5,5E-03	1,9E-48	3,4E-32
DQO	0,26	0,47	0,41	0,32	0,56	0	6,0E-104	8,9E-05	3,0E-12	2,2E-41	5,3E-94	9,9E-80	3,4E-04	7,8E-43	9,0E-05	2,7E-48	1,5E-16	5,0E-27
FOS	0,24	0,57	0,50	0,20	0,54	0,53	0	2,8E-19	6,1E-39	8,3E-68	2,6E-108	4,8E-98	5,0E-01	5,7E-34	3,1E-01	1,7E-23	5,0E-25	5,3E-29
NITA	0,14	0,41	0,37	-0,18	0,16	0,10	0,22	0	1,4E-20	1,0E-03	3,1E-51	5,6E-01	9,2E-28	3,3E-03	8,7E-06	4,4E-05	1,3E-20	7,1E-52
NITI	0,31	0,42	0,41	-0,02	0,49	0,26	0,45	0,33	0	6,2E-47	2,1E-32	8,2E-13	1,1E-02	1,4E-04	1,9E-07	6,8E-02	8,2E-09	5,4E-04
NA	0,31	0,40	0,37	0,01	0,60	0,41	0,49	0,10	0,50	0	3,4E-37	7,8E-48	5,8E-01	1,5E-03	2,5E-08	2,5E-01	1,5E-10	9,0E-06
NO	0,24	0,60	0,53	0,17	0,56	0,56	0,59	0,42	0,43	0,45	0	6,2E-36	2,2E-11	2,4E-36	8,3E-03	1,1E-28	1,4E-35	5,3E-46
OD	-0,38	-0,38	-0,41	-0,27	-0,39	-0,48	-0,50	0,01	-0,26	-0,41	-0,36	0	9,6E-10	1,1E-13	8,8E-14	2,3E-23	1,0E-01	2,0E-15
pH _u	0,36	0,30	0,44	0,00	0,15	0,10	0,02	0,27	0,09	-0,02	0,20	0,15	0	9,6E-01	1,9E-21	9,5E-01	5,4E-40	6,4E-18
SST	-0,02	0,01	-0,04	0,54	0,14	0,42	0,35	0,09	0,14	0,09	0,44	-0,22	0,00	0	1,4E-10	0,0E+00	3,1E-05	1,9E-01
TEMP	0,12	0,13	0,15	0,23	-0,04	0,10	0,03	0,11	-0,19	-0,16	0,08	-0,19	0,24	0,19	0	6,1E-35	7,6E-03	1,7E-18
TUR	-0,09	-0,07	-0,09	0,65	0,07	0,38	0,25	0,10	0,07	0,03	0,32	-0,25	0,00	0,89	0,31	0	4,7E-13	7,2E-03
CLO_A	0,27	0,55	0,54	-0,16	0,36	0,22	0,26	0,24	0,21	0,19	0,36	-0,04	0,33	-0,12	0,07	-0,18	0	1,7E-57
CIAN	0,21	0,46	0,43	-0,10	0,29	0,28	0,28	0,37	0,13	0,13	0,40	-0,20	0,22	0,04	0,22	0,07	0,39	0

Figura 6.9 – Matriz de correlação não paramétrica de Spearman.

O resultado do teste de *scree* pode ser visto na Figura 6.10. A alteração brusca na faixa de inclinação indica o limite de fatores a serem extraídos. Para este estudo apenas os quatro primeiros fatores foram considerados, sendo estes responsáveis por explicar cerca de 65% da variância dos dados.

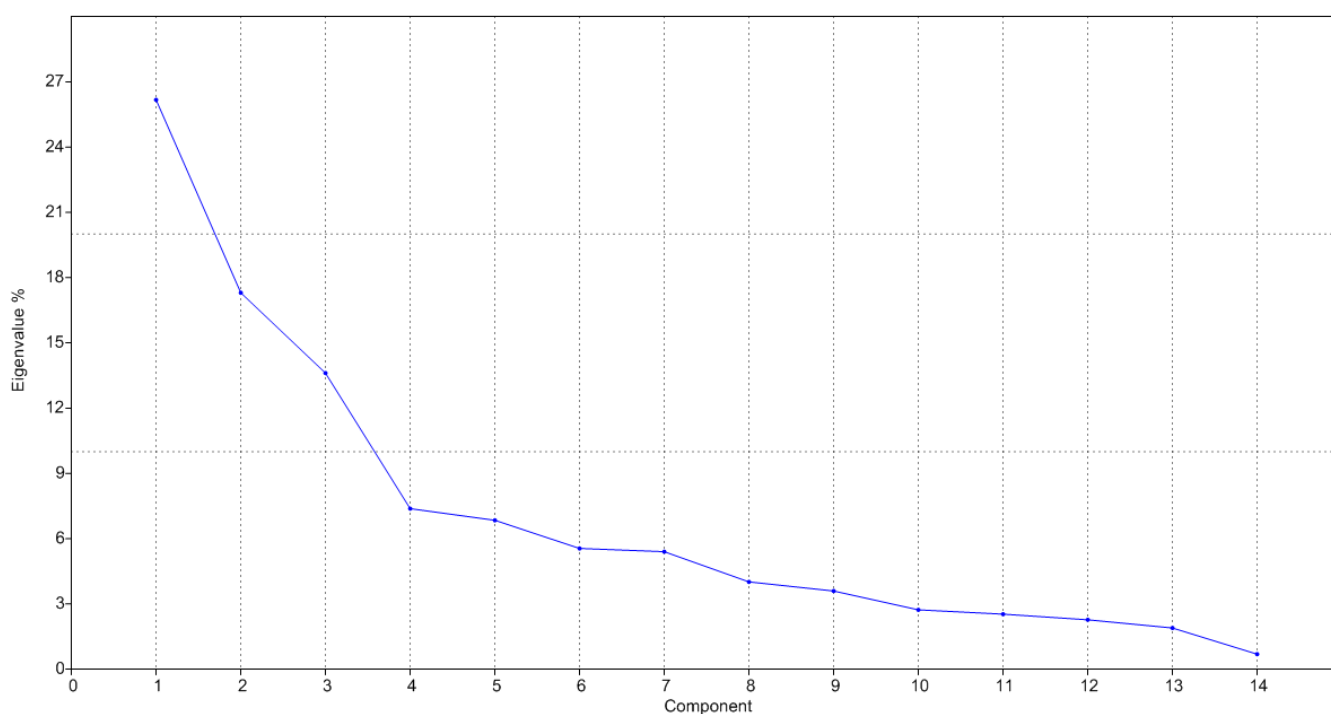


Figura 6.10 – Gráfico plotado a partir do resultado de teste de *Scree*.

6.2.3 Análise Componente Principal em quatro bacias hidrográficas do Estado de Minas Gerais no período de 2007 a 2011

Juntamente o primeiro e o segundo componentes explicam 43,47% da variação total dos casos. Ao analisar o gráfico resultante da Análise de Componente Principal é evidenciada a formação de quatro grupos de variáveis (FIGURA 6.11).

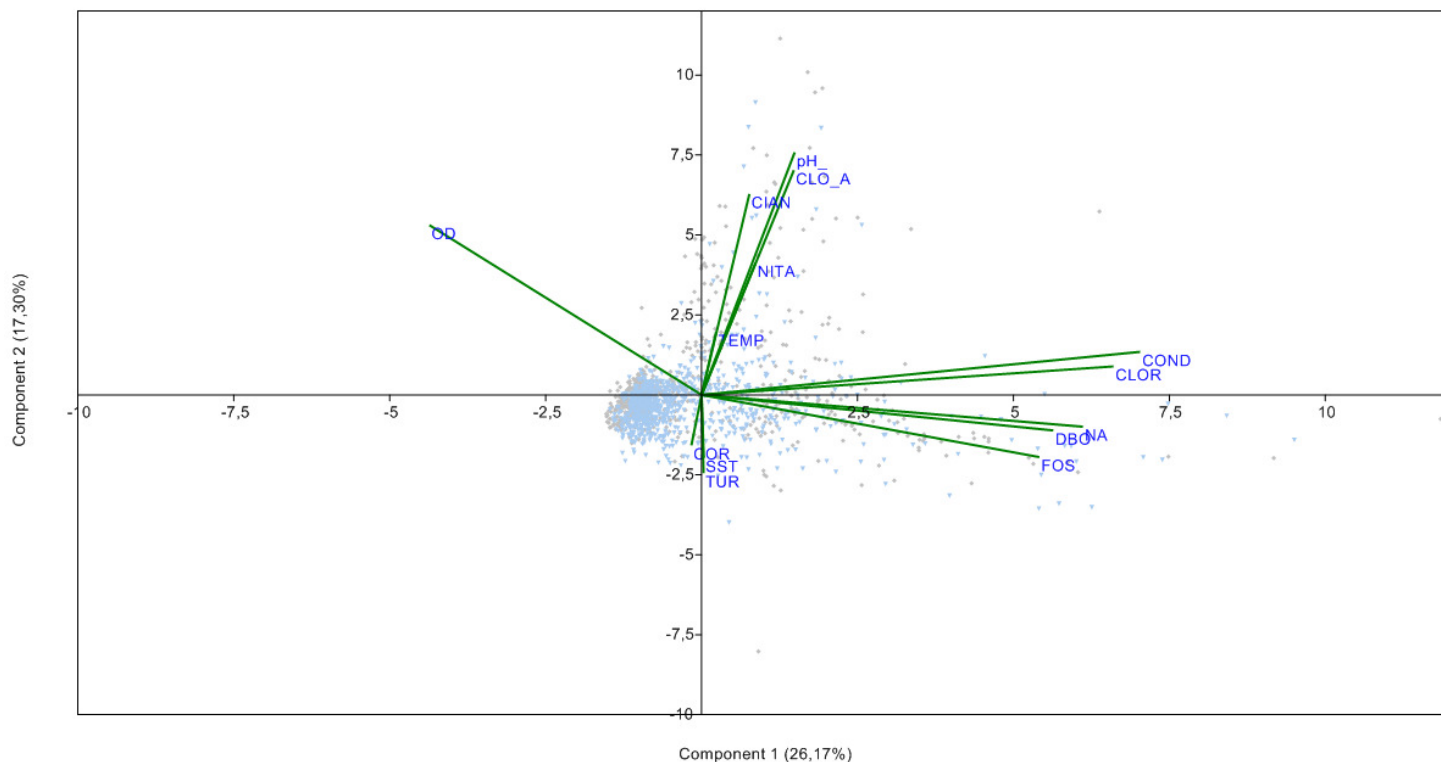


Figura 6.11 – Análise de Componente Principal em quatro bacias do Estado de Minas Gerais no período de 2007 a 2011.

No primeiro componente, a densidade de cianobactérias mostrou-se positivamente correlacionada com as variáveis pH, clorofila *a*, nitrato e temperatura, esta última não tão forte quanto às anteriores.

Era esperado que Fósforo se mostrasse positivamente correlacionado com a densidade de cianobactérias. Uma explicação para a não ocorrência desta relação na análise de componente principal seria a hipótese de que, nas quatro bacias do Estado de Minas Gerais estudadas, o nitrato funcione como limitante para o crescimento das cianobactérias. O nutriente fósforo total, estando sempre presente, não estaria influenciando o crescimento das cianobactérias, e sim o nitrato que, sendo mais escasso, quando presente, associado à já existente carga de

fósforo, aliado ainda a outros fatores ambientais, contribuiria positivamente para o aumento da densidade das cianobactérias.

Deve ainda ser salientado para fins de comparação para os valores pontuais de fósforo e nitrato registrados no Estado que, de acordo com a resolução CONAMA 357 (2005) que dispõe sobre a classificação dos corpos de água, mesmo para ambientes de classe 3, os limites médios de fósforo encontrados estavam acima do permitido. Já para a variável nitrato, ela se apresentou dentro dos limites aceitáveis para esta classe.

Exatamente contrário às variáveis citadas para o primeiro componente, no terceiro quadrante, apresentando uma relação inversa com as variáveis do primeiro grupo, estão cor, turbidez e sólidos suspensos totais. Devido às características intrínsecas a cada um destes parâmetros já era esperado que eles apresentassem comportamentos semelhantes e contrários ao crescimento das cianobactérias, uma vez que estas dependem diretamente da luz para realização da fotossíntese, sua fonte de energia.

Um terceiro grupo é formado pelas variáveis nitrogênio amoniacal, DBO, fósforo total, cloreto e condutividade elétrica, as quais apresentaram-se positivamente correlacionadas entre si e inversamente correlacionadas à variável OD, formando um grupo isolado (segundo quadrante).

É ainda possível notar no gráfico a divisão sazonal que foi formada. No primeiro e quarto quadrantes está retratado o comportamento das variáveis principalmente no período estival, enquanto o segundo e o quarto quadrante representam o período chuvoso.

6.2.4 Gráficos de linha das variáveis físicas e químicas x densidade de cianobactéria

Os gráficos de linha foram confeccionados para cada parâmetro de duas maneiras diferentes: a primeira com a totalidade dos dados e a segunda apenas com os casos de densidade acima de 10.000cel/mL, para uma melhor visualização e interpretação do mesmo.

Foram selecionados para a confecção destes gráficos apenas os parâmetros que se mostraram correlacionados positivamente e negativamente às cianobactérias na ACP.

Para todos os gráficos deve-se notar que no eixo X encontra-se a escala temporal do gráfico, no eixo Y da direita, sempre a Densidade de Cianobactérias e no eixo Y da esquerda, a variável físico-química em questão.

Cloot e Roux (1997) afirmaram que é uma tarefa quase impossível estabelecer em detalhes a interação de cada variável ambiental e a comunidade algal. No entanto os autores destacam que nem todas as interações têm o mesmo grau de importância, sendo possível conseguir uma descrição aceitável da situação real se restringindo a estudar aquelas variáveis chave.

6.2.4.1 Densidade de Cianobactérias X Turbidez

Seguem nas figuras 6.12 e 6.13 os gráficos referentes às análises de cianobactérias e turbidez.

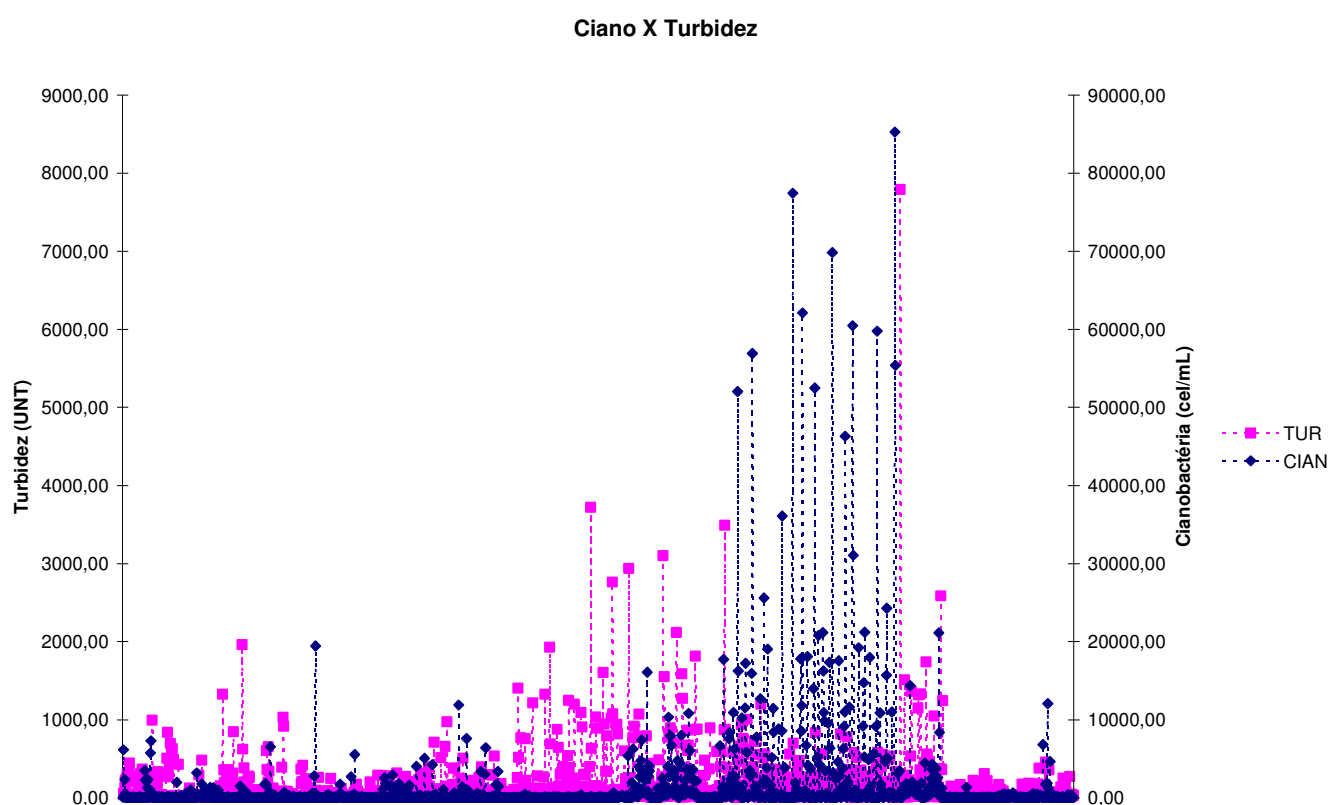


Figura 6.12 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a turbidez para todos os dados no período de 2007 a 2011.

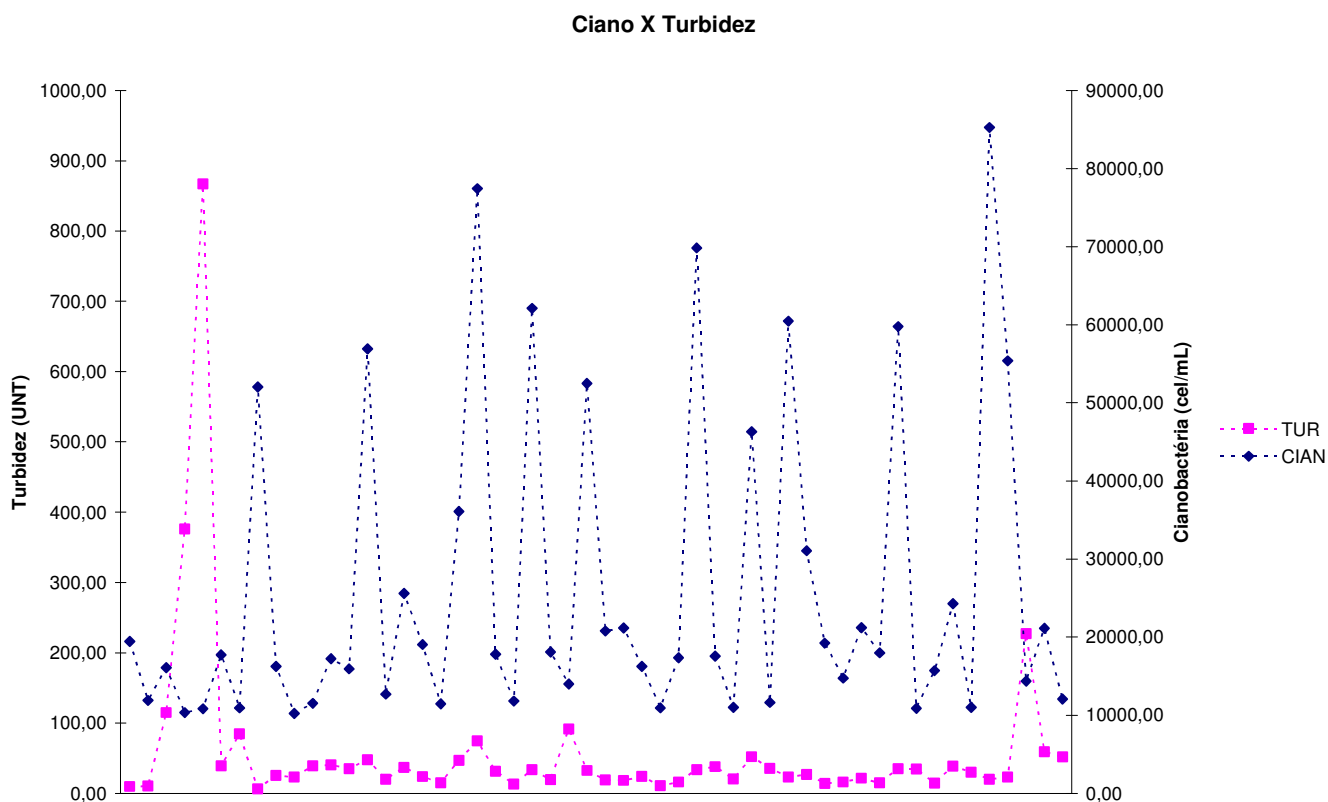


Figura 6.13 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a turbidez apenas para episódios de densidade acima de 10.000 cel/mL no período de 2007 a 2011.

Ao observar o gráfico que abrange a totalidade dos dados, é possível notar que, em situações onde há picos de densidade de cianobactérias, a turbidez apresentava valores mais baixos, indicando uma relação inversa entre as variáveis.

Isto é ainda mais claro no segundo gráfico, que apresenta apenas as situações de alta densidade, apesar dos picos de cianobactérias os valores de turbidez se mantiveram baixos.

O valor de p no entanto de 0,07 encontrado na matriz de correlação de Spearman, na figura 6.9 mostra que a relação entre as variáveis não foi significativa.

As cianobactérias captam a energia luminosa e a transformam em energia química através do processo da fotossíntese. Desta forma a fotossíntese funciona não apenas como fonte de energia para as cianobactérias como também é a base para seu crescimento. A partir deste ponto é possível entender como maiores valores de turbidez podem afetar diretamente a entrada de luz na água, e sucessivamente o crescimento das cianobactérias.

Em estudo conduzido no rio Darling, na Austrália, Oliver *et al.* (1999) observaram que as maiores populações de cianobactérias estiveram associadas a um período no qual a penetração de luz era adequada. No entanto os autores destacam que a premissa contrária não é verdadeira. Apenas uma situação de intensidade luminosa ideal nem sempre teve como consequência as florações, concluindo-se então que outros fatores ambientais também têm papel importante na influência do crescimento das cianobactérias.

A relação entre cianobactérias e a turbidez é tão estreita que Mitrovic *et al.* (2011) sugerem em seu estudo o uso de descargas de água controladas, em ambientes susceptíveis à eutrofização. A descarga de água leva a um removimento do fundo do rio, elevando desde forma a turbidez e reduz assim o risco de florações.

Em trabalho de Dzialowski e colaboradores (2011), os autores encontraram que, em ambientes com elevados valores de turbidez, os valores de clorofila *a* foram mais baixos que em ambientes com baixa turbidez, corroborando o resultado encontrado para as quatro bacias estudadas.

É interessante ainda destacar a clara influencia da sazonalidade para este parâmetro. Pode-se observar nos gráficos que em períodos chuvosos a turbidez aumenta, quando comparada a períodos de seca.

6.2.4.2 Densidade de Cianobactérias X Sólidos Suspensos Totais

As figuras 6.14 e 6.15 em seguida foram feitas visando entender o comportamento entre as variáveis densidade de cianobactéria e sólidos suspensos totais.

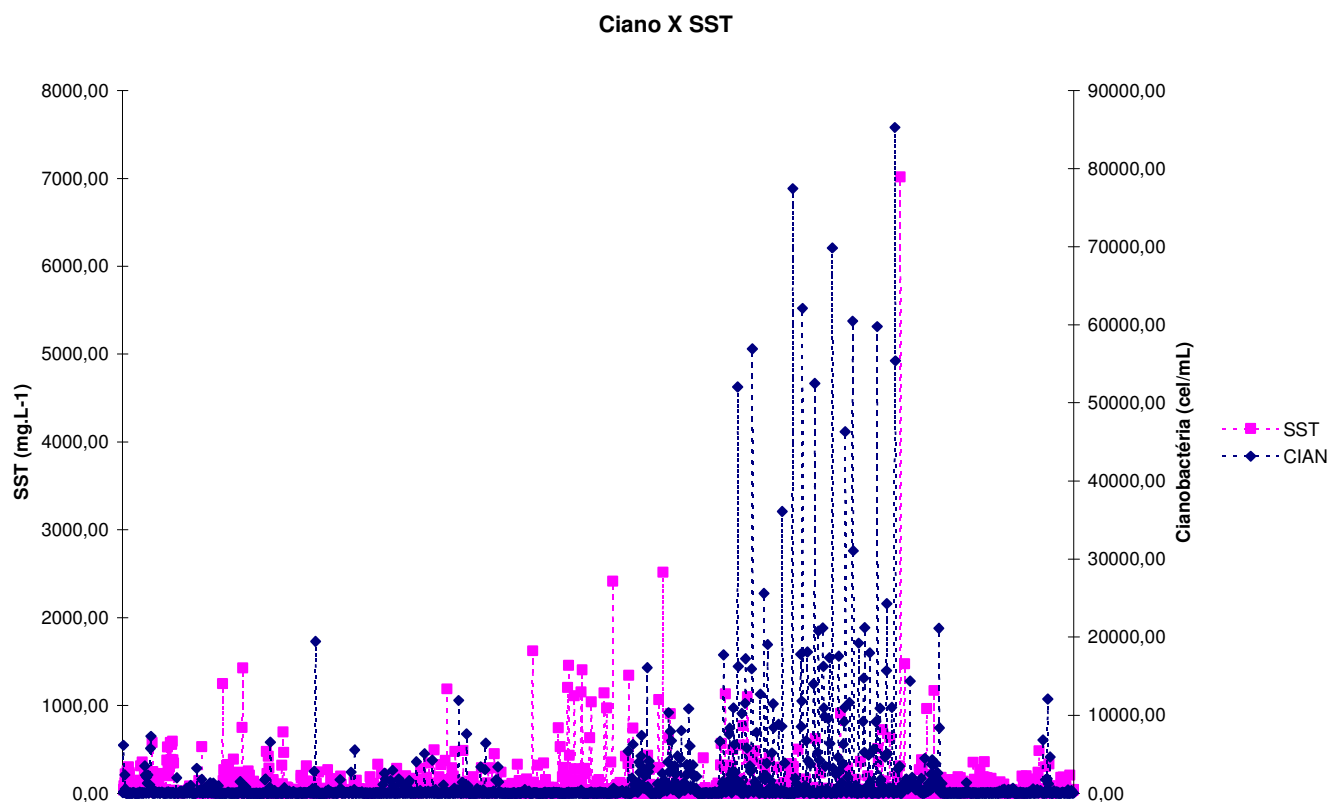


Figura 6.14 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a concentração de sólidos suspensos totais para todos os dados no período de 2007 a 2011.

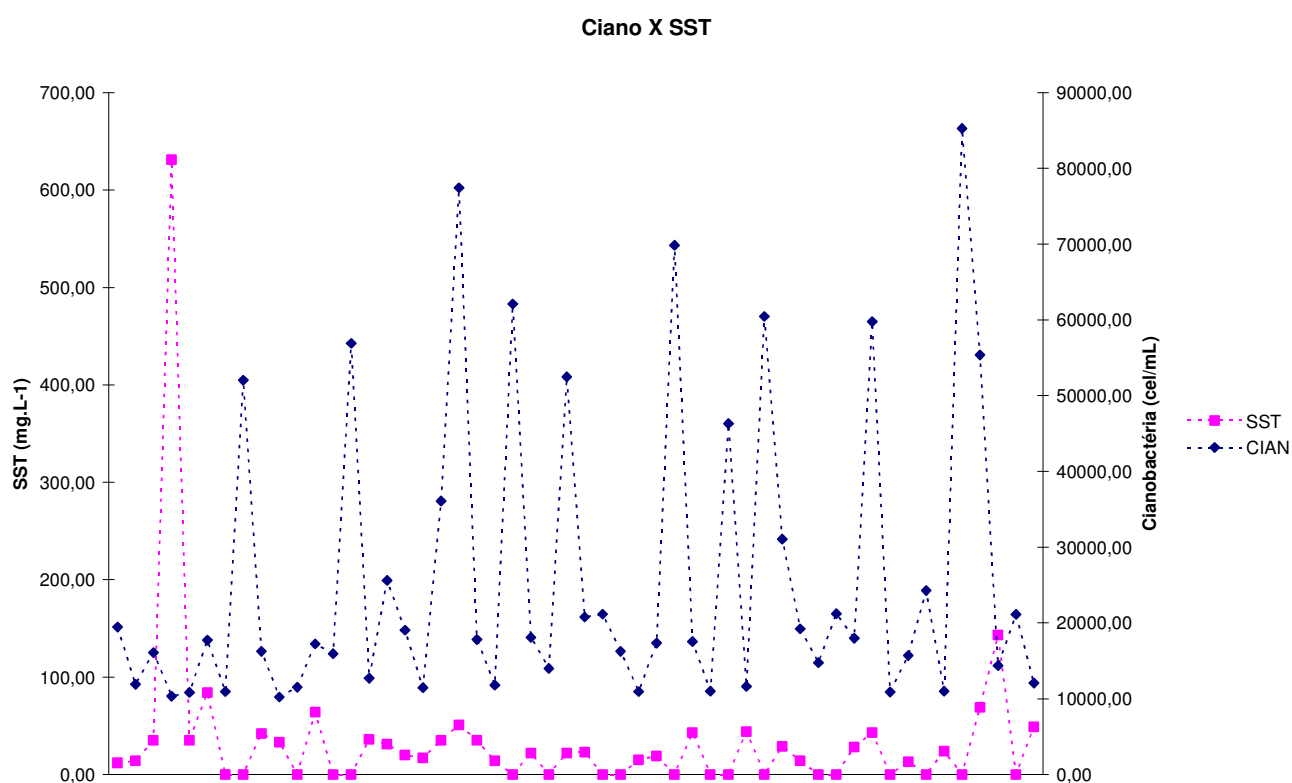


Figura 6.15 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a concentração de sólidos suspensos totais apenas para episódios de densidade acima de 10.000 cel/mL no período de 2007 a 2011.

Os resultados obtidos para turbidez foram verificados também para sólidos suspensos totais, uma vez que, a turbidez é a alteração da penetração da luz pelas partículas em suspensão. Assim sendo, eles estão diretamente ligados, apresentando comportamento similar.

Vale ressaltar que os aumentos dos valores de turbidez e sólidos suspensos totais estão associados aos períodos de chuva.

6.2.4.3 Densidade de Cianobactérias X Clorofila *a*

Para discutir a relação entre clorofila *a* e a densidade de cianobactérias seguem as figuras 6.16 e 6.17.

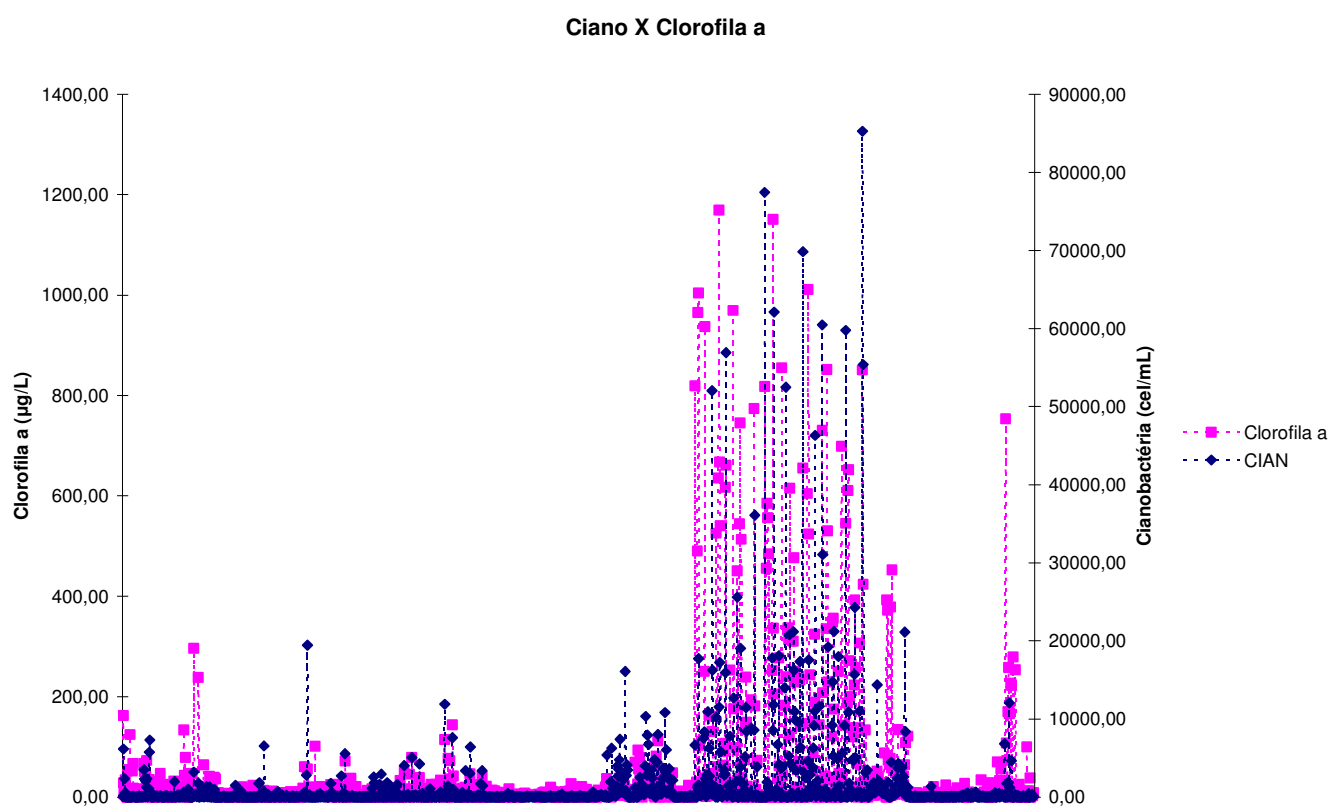


Figura 6.16 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a concentração de clorofila *a* para todos os dados no período de 2007 a 2011.

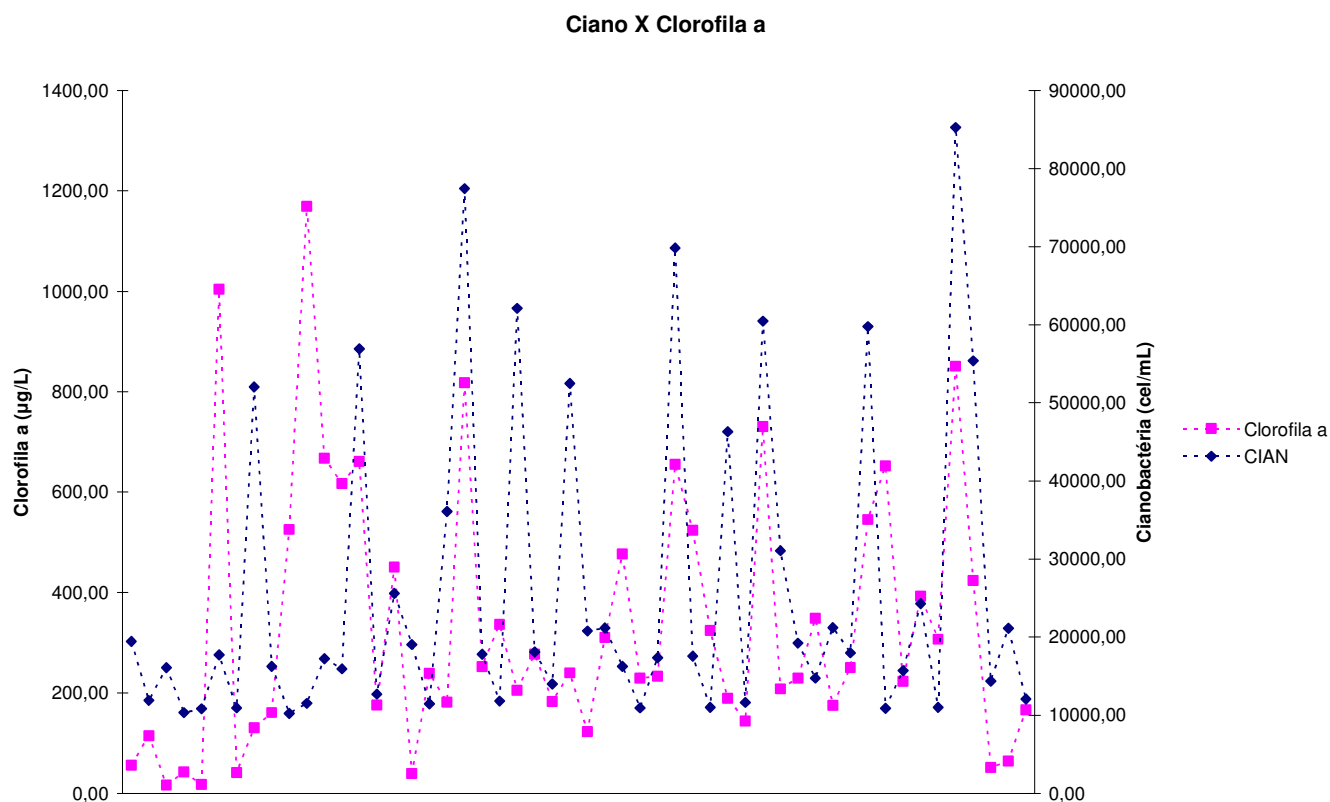


Figura 6.17 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a concentração de clorofila *a* apenas para episódios de densidade acima de 10.000 cel/mL no período de 2007 a 2011.

Todos os grupos algais, inclusive as cianobactérias possuem clorofila *a*, sendo este um indicativo da concentração de algas no ambiente e da produção primária do mesmo.

A relação entre clorofila *a* e a densidade de cianobactérias é diretamente proporcional, como já era esperado. Salvo raras exceções, que ocorreram provavelmente devido a erros analíticos, os picos de densidade celular coincidem com os picos de clorofila.

Jardim (2011) em estudo realizado na bacia do rio das Velhas encontrou uma correlação positiva da densidade de cianobactérias e a clorofila *a*.

A Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde sugere que o monitoramento do parâmetro clorofila *a* seja realizado semanalmente, como indicador do potencial de aumento da densidade de cianobactérias. Esse pode ser considerado um importante parâmetro para a tomada de decisões e ganha um destaque ainda maior sobre o ponto de vista econômico. Por ser um ensaio mais simples e menos oneroso, pode ser feito em laboratórios de menor porte e por pessoas menos especializadas, servindo como alerta para a necessidade de ensaios de

densidade de cianobactéria quando os valores de clorofila *a* atingirem valores maiores que a média histórica do ambiente.

Izydorczyk *et al.* (2009) sugerem que a clorofila *a*, medida pelo método fluorimétrico seja usada como ferramenta para o monitoramento da floração de cianobactérias tóxicas em mananciais de abastecimento de águas. Os autores realizaram ainda em seu trabalho uma definição de níveis de alerta, feita a partir da concentração de clorofila *a* e a densidade das cianobactérias.

Kasprzak *et al.* (2008) aponta no entanto em seu estudo que a estimativa da densidade de cianobactérias a partir do ensaio de clorofila não é seguro uma vez que este método detecta a clorofila *a* presente em todos os grupos algais. Um aumento dos valores de clorofila pode indicar a floração de outro grupo fitoplânctônico.

6.2.4.4 Densidade de Cianobactérias X Temperatura

As figuras 6.18 e 6.19 representam graficamente a relação entre a temperatura e a densidade de cianobactérias encontrada.

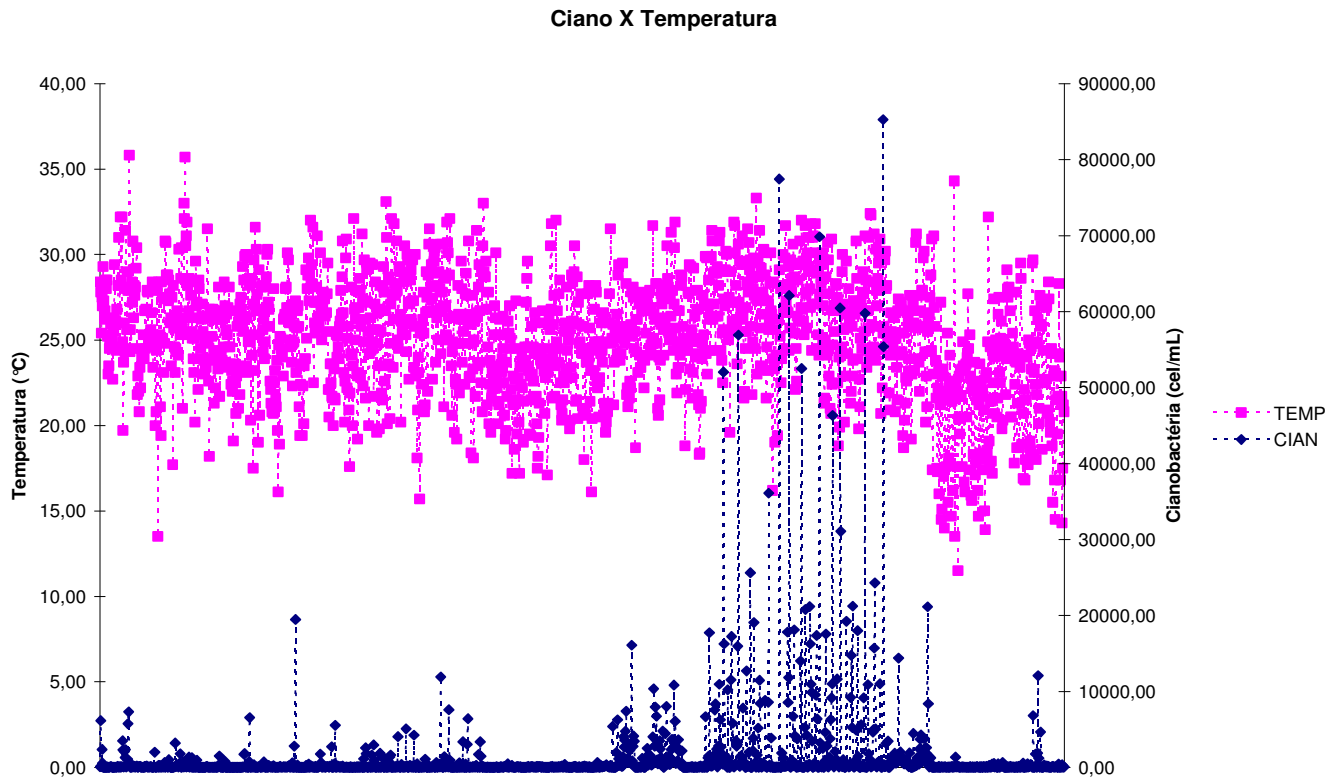


Figura 6.18 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a temperatura da água para todos os dados no período de 2007 a 2011.

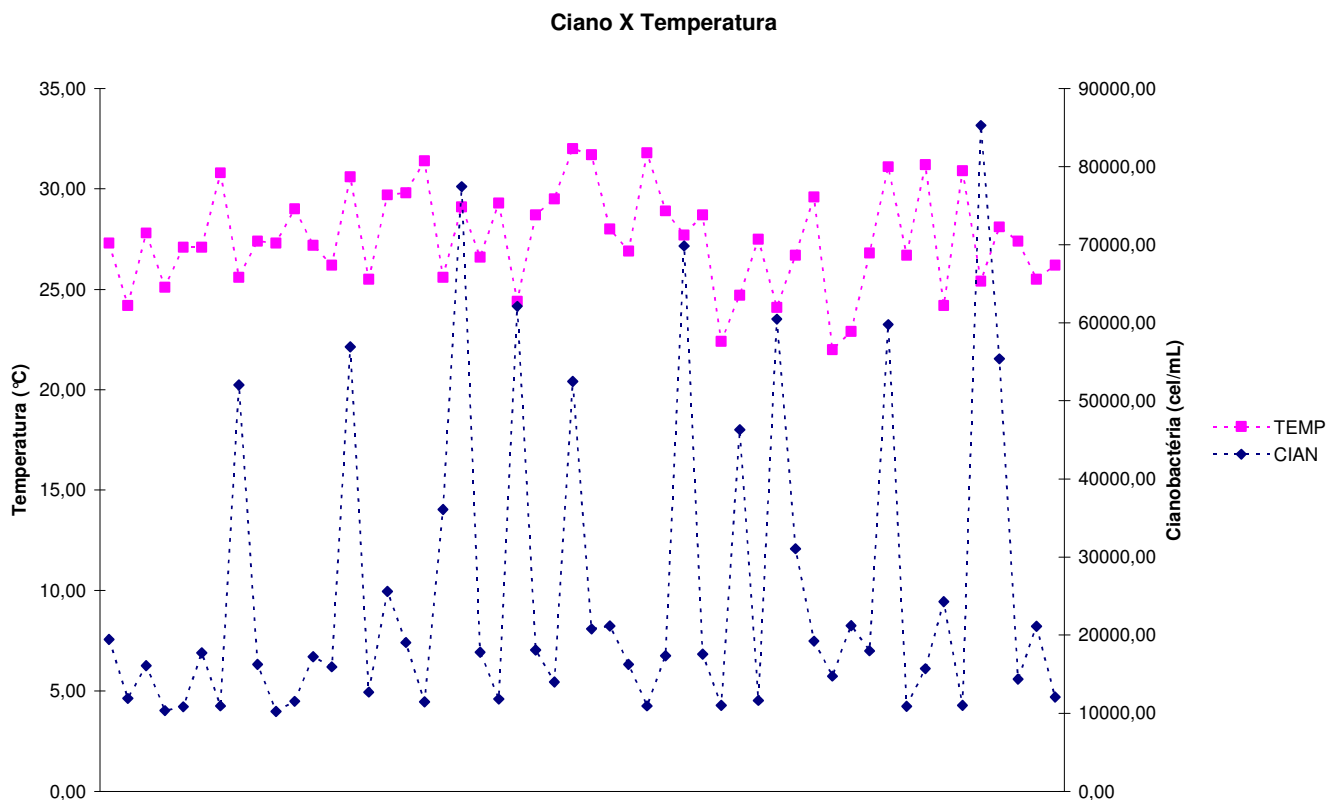


Figura 6.19 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a temperatura da água apenas para episódios de densidade acima de 10.000 cel/mL no período de 2007 a 2011.

Em geral a temperatura da água esteve durante todos os anos em torno dos 20 a 30 graus Celsius. Quando observado o gráfico elaborado apenas para os casos de florações nota-se que a temperatura não sofre grandes alterações em seus registros, permanecendo para todas as bacias, em todas as épocas do ano, na faixa dos 27 graus Celsius. Desta forma não foi possível observar a partir destes gráficos a relação entre a densidade de cianobactérias e a temperatura.

É importante ressaltar que, como citado anteriormente, a faixa ótima de crescimento destes organismos se dá em temperaturas maiores que 25 graus Celsius, temperatura essa mantida nos ambientes estudados em grande parte do tempo. Este fato é corroborado pelos valores de *p* encontrados, na figura 6.9 que mostram que a correlação entre estas variáveis foi significativa e ainda pelo resultado encontrado na ACP.

Elliott (2012) afirma, em trabalho de revisão a respeito da relação entre as cianobactérias e as mudanças climáticas agregando diversos trabalhos publicados mundialmente, que um aumento da temperatura da água eleva a proporção de dominância das cianobactérias em relação aos demais grupos algais, além de afetar o momento em que esse fenômeno ocorre. O

autor afirma ainda que isto é sempre mais evidenciado em ambientes com alta carga de nutrientes.

Seguindo o pensamento de Elliot (2012), é possível inferir que, para os rios estudados os episódios de floração não são influenciados unicamente pela temperatura, e sim pela combinação de outros fatores.

Muitos autores destacam a influência do aquecimento global no aumento da frequência dos episódios de florações de cianobactérias. É importante lembrar a respeito desta discussão que para o Brasil, um país tropical, a faixa de temperatura em que se encontram nossos rios na maior parte do ano já é alta quando comparada aos países temperados. Desta forma é de se esperar que seja notado esse aumento de frequência de florações, principalmente em ambientes temperados.

6.2.4.5 Densidade de Cianobactérias X pH

As figuras 6.20 e 6.21 foram elaboradas para estudo da relação entre a densidade de cianobactérias e o pH encontrados nas bacias estudadas.

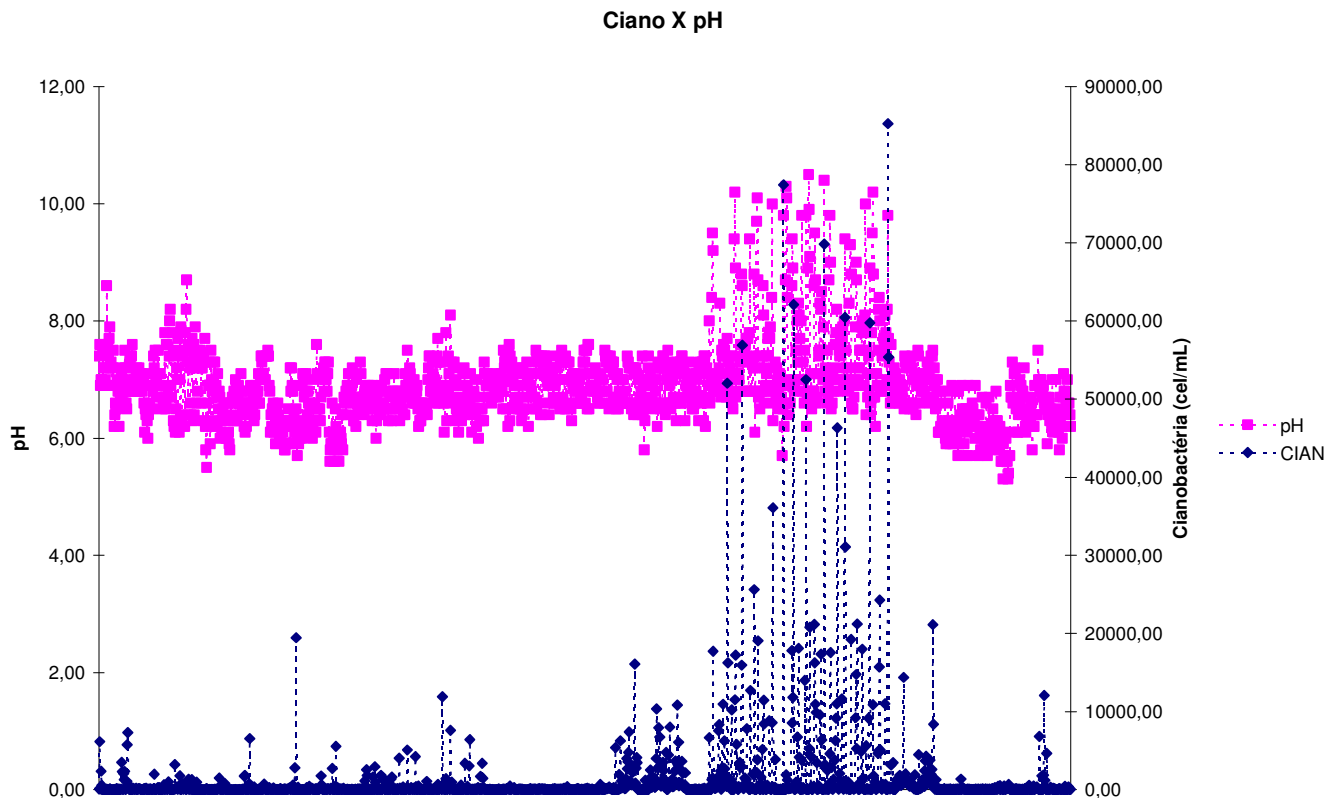


Figura 6.20 – Relação entre a densidade de cianobactérias e o pH para todos os dados no período de 2007 a 2011.

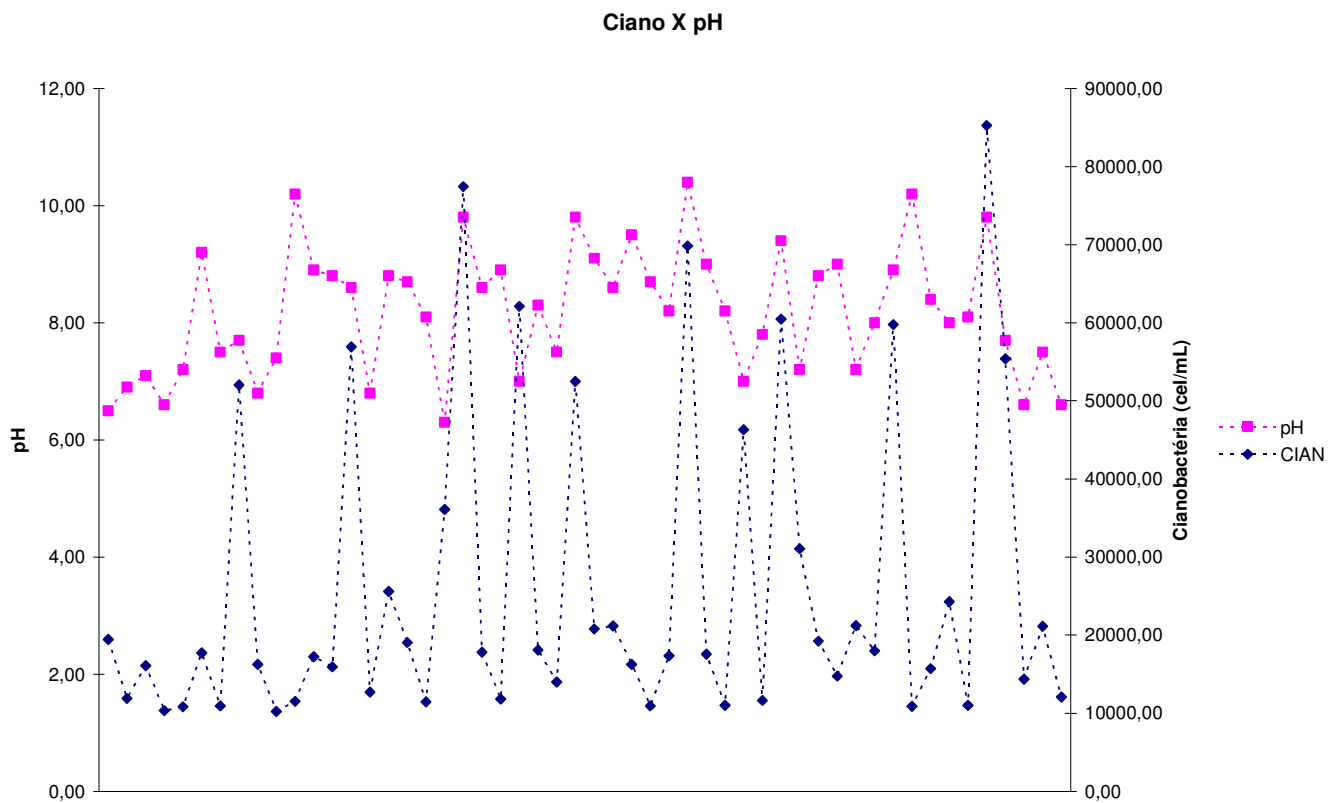


Figura 6.21 – Relação entre a densidade de cianobactérias e o pH apenas para episódios de densidade acima de 10.000 cel/mL no período de 2007 a 2011.

O pH esteve dentro da faixa da neutralidade em grande parte do período estudado. Nos períodos de aumento da densidade nota-se no entanto um aumento em seus valores, observando-se um ambiente alcalino nos períodos de alta densidade de cianobactérias.

No gráfico que retrata apenas os episódios de densidade acima de 10.000cel/mL isto é ainda mais claro. O pH apresentou um valor médio de 8, sendo que nos maiores picos de densidade a tendência foi o aumento de seu valor.

Segundo o valor de ρ encontrado na matriz de correlação de Spearman, a correlação entre as duas variáveis é positiva.

Pode surgir com este resultado uma dúvida relativa à causa e efeito. O pH seria a causa das florações, devido à faixa ótima de crescimento das cianobactérias ou seria consequência do consumo de CO_2 no processo de fotossíntese, resultando desta forma em um ambiente alcalino?

Os dados estudados foram analisados buscando-se uma resposta para essa pergunta e foi observado nos ambientes estudados que existem episódios de floração sem aumento de pH. Desta forma evidencia-se que não é a floração que leva ao aumento do pH, e sim o contrario para os ambientes em questão. Os casos em que aconteceram florações sem que o pH estivesse alcalino podem ser explicados pelo fato de que, nestas condições, foi provavelmente outro fator abiótico que serviu de gatilho para a floração.

Em seu trabalho Dantas e colaboradores (2008) encontraram que o pH alcalino, além de outras variáveis bióticas, favoreceu as florações de cianobactérias, no período de seca principalmente.

A correlação positiva entre o pH e a densidade de cianobactérias também foi observada por Jardim (2011) em estudo realizado na bacia do rio das Velhas.

Sabará (1999) em trabalho comparando rios de bacias cobertas por diferentes vegetações, observou que o pH foi mais elevado naqueles rios presentes em bacias agropastoris.

Uma possível explicação para o aumento do pH em um rio é dada por Carvalho *et al.* (2000), que afirma que uma provável causa deste aumento é a diluição de ácidos orgânicos liberados pelos trechos de solo alagadiço.

Segundo Twist *et al* (1998), que estudaram o rio Dee no nordeste da Escócia, em um ambiente que já se encontra em um estado eutrófico, a adição de nitrogênio ou fósforo não é o fator limitante para o crescimento das cianobactérias. Segundo os autores neste tipo de ambiente fatores químicos da água, como pH por exemplo, se mostram responsáveis por limitar ou permitir o crescimento das cianobactérias.

6.2.4.6 Densidade de Cianobactérias X Nitrato

Para ilustrar o que foi encontrado para a variável nitrato em relação à densidade das cianobactérias seguem as figuras 6.22 e 6.23.

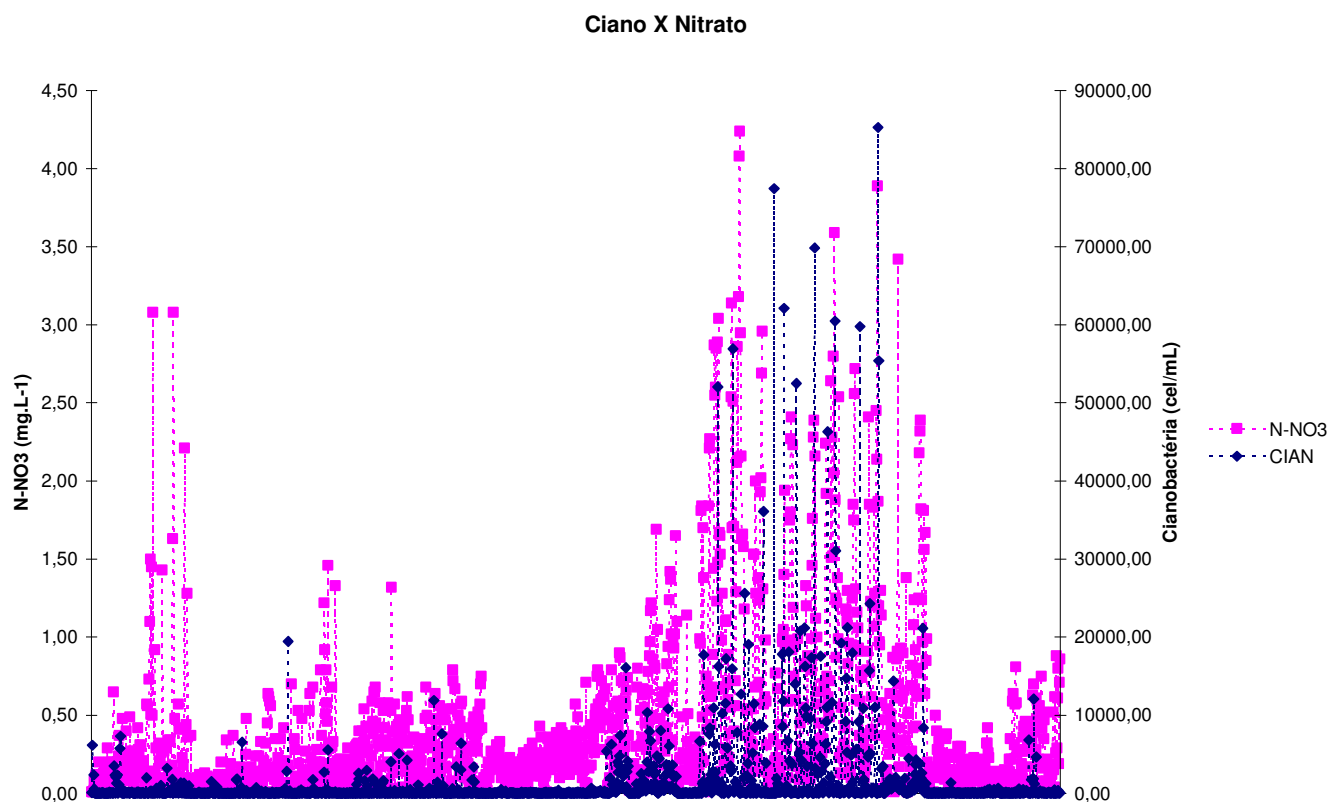


Figura 6.22 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a concentração de nitrato para todos os dados no período de 2007 a 2011.

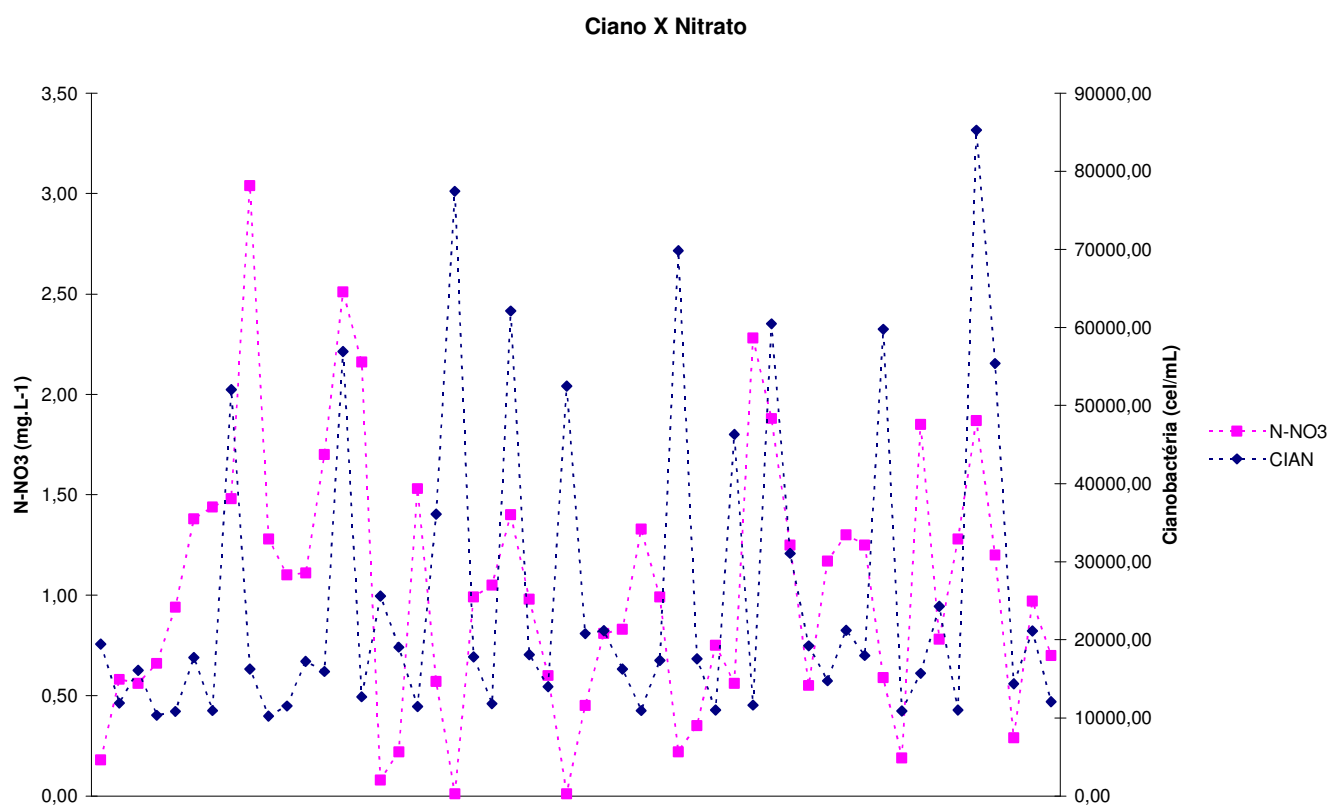


Figura 6.23 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a concentração de nitrato apenas para episódios de densidade acima de 10.000 cel/mL no período de 2007 a 2011.

O nitrato é uma das formas disponíveis de nitrogênio em sistemas aquáticos. No gráfico plotado com a totalidade dos dados estudados, é possível visualizar que, de forma geral, ambos os parâmetros apresentaram o mesmo comportamento. Valores elevados de nitrato são acompanhados pelo aumento das cianobactérias. No entanto, não sendo o único parâmetro responsável pelas florações, nota-se a ocorrência de episódios com altos valores da forma nitrogenada, sem a alta densidade destes organismos.

A correlação positiva entre as variáveis e corroborada pelo p de Spearman, de 0,37. Vale destacar ainda que a correlação com o Nitrogênio Orgânico foi ainda maior que com o nitrato, obtendo o valor de 0,40.

É possível observar que, em alguns momentos, os valores de nitrato caem logo antes (ou durante) episódios de densidade celular alta. Isto pode ocorrer devido ao consumo deste nutriente pelas cianobactérias em seu metabolismo, utilizando o nitrato para seu crescimento.

6.2.4.7 Densidade de Cianobactérias x Fósforo

Silva (2009) afirma que, para um reservatório em Palmas, as variáveis fósforo total e fósforo solúvel foram as principais influências químicas para o padrão de distribuição da comunidade de cianobactérias no sistema estudado.

A relação entre a concentração de fósforo total e a densidade de cianobactérias segue abaixo nas figuras 6.24 e 6.25.

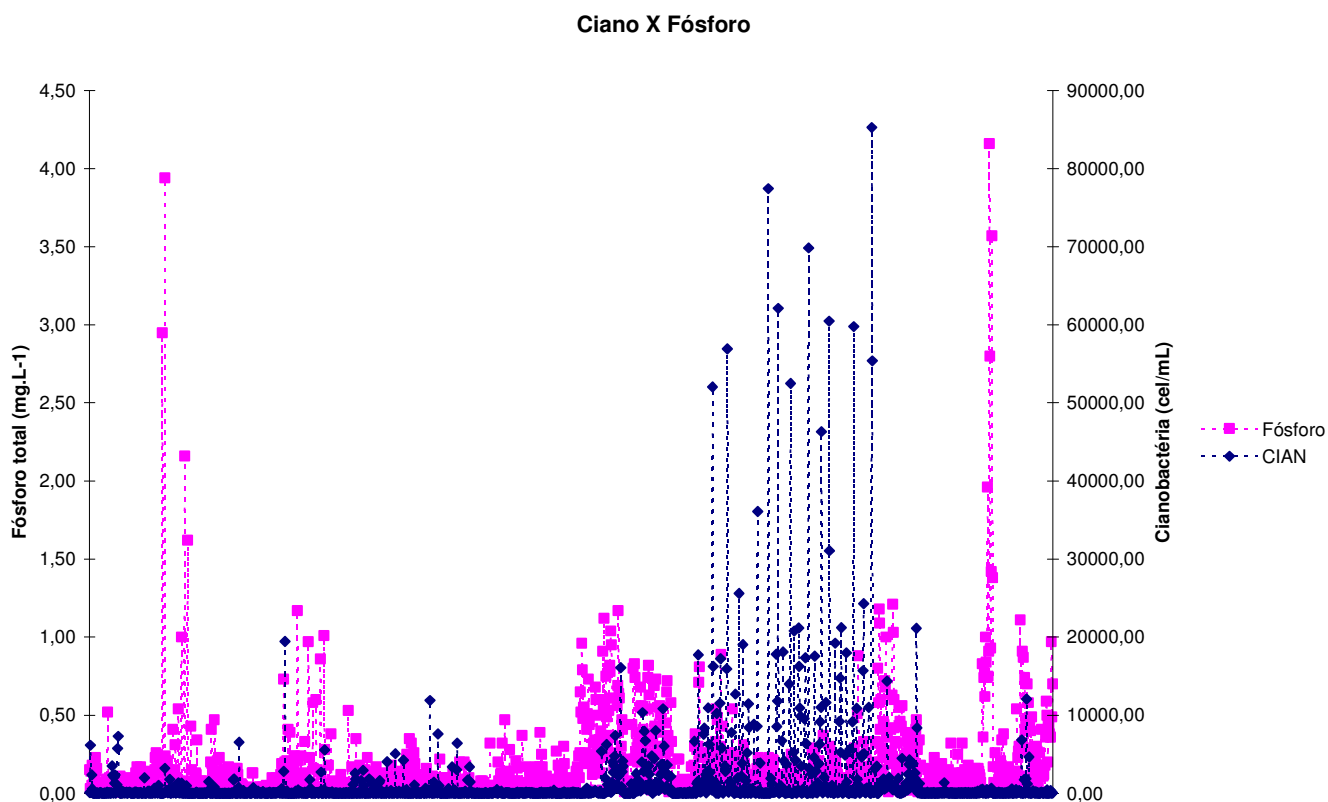


Figura 6.24 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a concentração de fósforo total para todos os dados no período de 2007 a 2011.

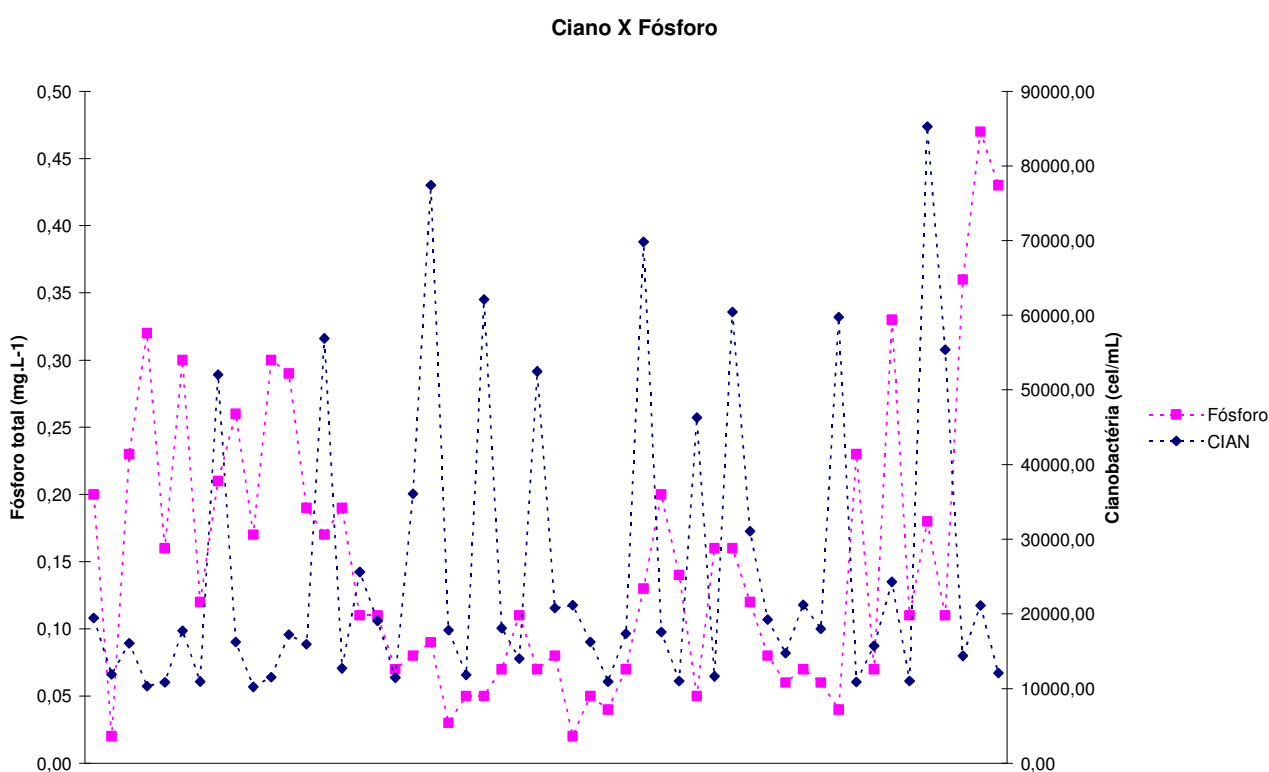


Figura 6.25 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a concentração de fósforo total apenas para episódios de densidade acima de 10.000 cel/mL no período de 2007 a 2011.

Observando-se o gráfico plotado não é possível evidenciar uma relação direta dos valores de fósforo total com os valores de densidade de cianobactérias. É importante esclarecer, no entanto, que a correlação entre ambos é positiva, como foi mostrado na matriz de Spearman ($p = 0.28$)

Como já foi discutido inicialmente as concentrações de fósforo total permaneceram consideravelmente elevadas ao longo de todo o período estudado, ultrapassando algumas vezes inclusive os limites da legislação CONAMA 357. O fósforo total não foi desta forma um fator limitante para o crescimento algal, e funcionou sim como um facilitador, por estar sempre presente no ambiente.

Agujaro (2002), analisando bacias hidrográficas de rios do Estado de São Paulo, também observou que valores altos de fósforo total (valores acima de 0,025mg/L) indicavam que os ambientes com alta prevalência de florações se encontravam intensamente eutrofizados. Billen *et al.* (2001) afirmam que altos níveis de contaminação nos tributários do rio Sena, na França, favoreceram fortemente o desenvolvimento algal a montante da cidade de Paris desde a década de 1960.

6.2.4.8 Densidade de Cianobactérias x Cor

Os gráficos representados nas figuras 6.26 e 6.27 são referentes às variáveis densidade de cianobactérias e cor.

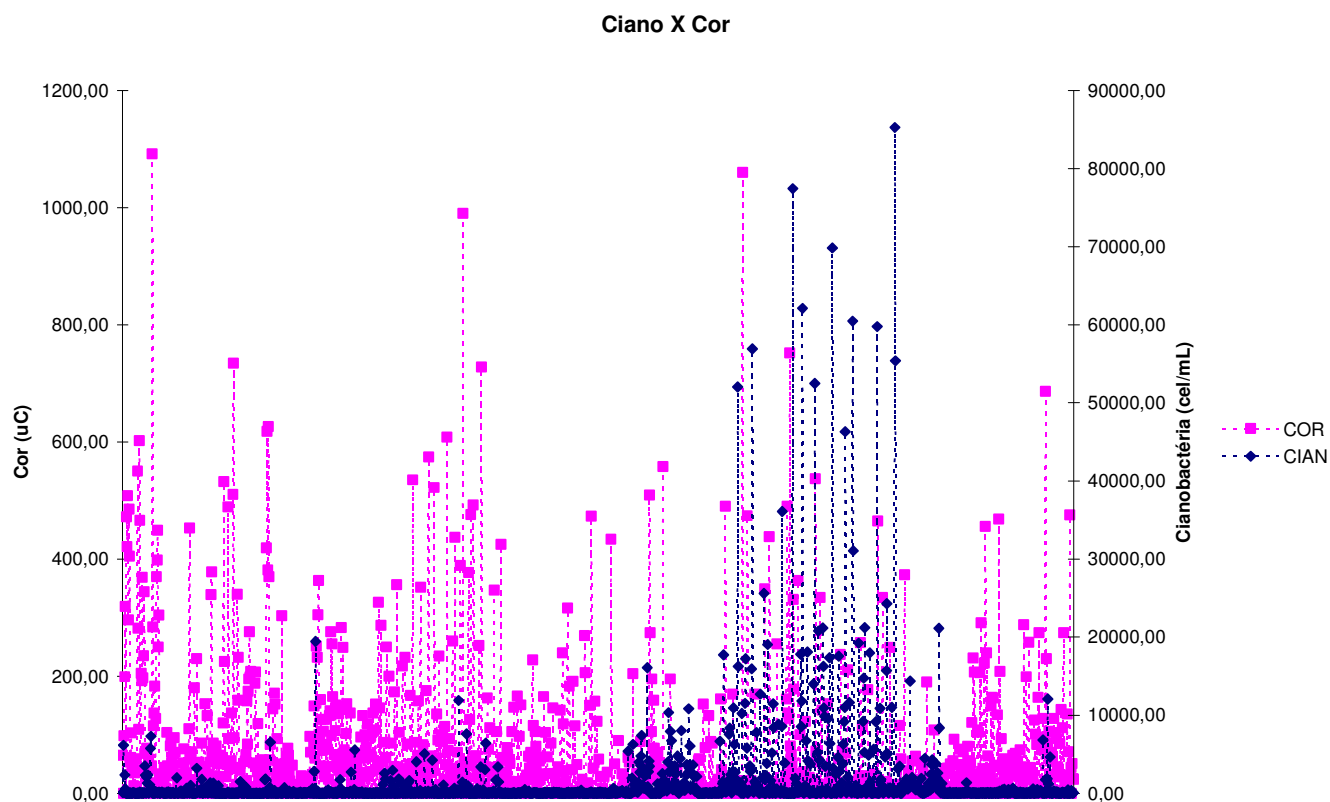


Figura 6.26 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a cor verdadeira para todos os dados no período de 2007 a 2011.

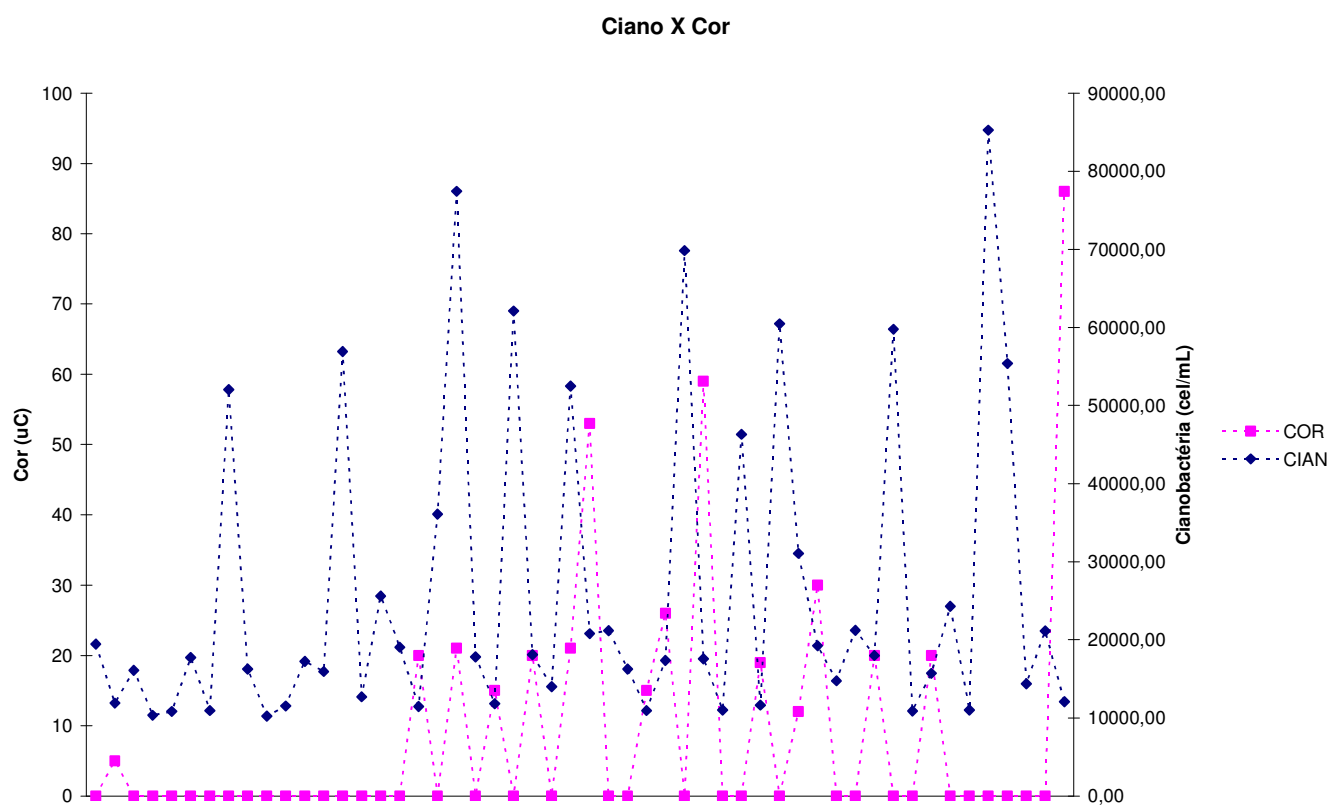


Figura 6.27 – Relação entre a densidade de cianobactérias e a cor apenas para episódios de densidade acima de 10.000 cel/mL no período de 2007 a 2011.

O parâmetro cor (cor verdadeira) é usado para representar a cor da água uma vez que a turbidez foi removida. Ela é causada pela presença de materiais dissolvidos e colóides.

Apesar da figura 6.27, com a totalidade dos dados, a relação entre as duas variáveis não ficar clara, quando observado o gráfico apenas com os episódios de densidade acima de 10.000cel/mL é possível constatar que a média dos valores de cor é baixa, quando comparada aos valores totais.

Em um trabalho com objetivo de modelagem desenvolvido com dados de 134 lagos de Reino Unido Carvalho *et al.* (2011) associam, além da água com pH alcalino, uma relação de baixos valores de cor às florações de cianobactérias.

Uma possível explicação para as diferentes respostas encontradas neste trabalho e no trabalho de Carvalho é a diferença entre os ambientes estudados.

Ainda na Análise de Componente Principal (figura 6.11) discutida anteriormente, pode-se observar uma relação inversa, no entanto fraca, entre a densidade de cianobactérias e a cor. No entanto nos gráficos esta relação não se mostrou clara.

6.3 Descrição do comportamento das variáveis abióticas em cada bacia

Foi observado no item 6.1 *Retrato da ocorrência de cianobactérias em quatro bacias hidrográficas do Estado de Minas Gerais* que a sub-bacia do rio das Velhas, dentre as estudadas, foi a que apresentou um maior número de episódios de floração. Buscando entender qual o parâmetro que foi responsável por esta diferença, a análise de Kruskal-Wallis foi realizada no intuito de verificar diferenças significativas entre as variáveis abióticas nas diversas bacias.

6.3.1 Temperatura

Na Tabela 6.3 pode-se notar que a variável temperatura não foi significativamente diferente entre todas as bacias estudadas.

Tabela 6.3 – Teste de Kruskal-Wallis para a variável Temperatura realizado entre as bacias do Estado, ao nível de significância de 5%.

Temperatura	SFN	SFS	RD	BV	BG
SFN	0	0,01902	0,9523	0,04244	6,05E-26
SFS		0	0,02909	0,4143	7,13E-19
RD			0	0,06231	1,73E-24
BV				0	1,34E-30
BG					0

Ao observar o Box-Whisker da temperatura (FIGURA 6.28) nota-se que, de fato, os valores de temperaturas do rio das Velhas foram semelhante à das demais bacias, não aparentando ser este um parâmetro causador das diferenças no comportamento das cianobactérias no Estado.

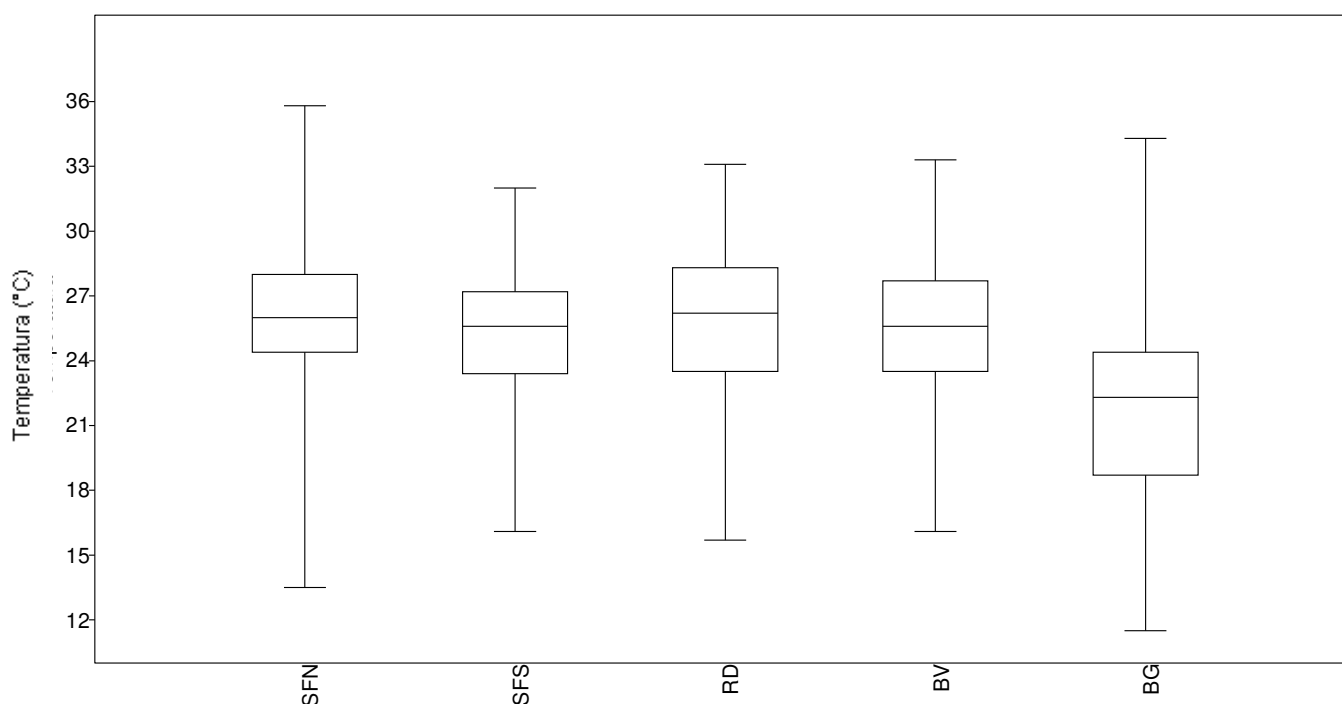


Figura 6.28 - Box-Whisker representando a variação da temperatura da água nas bacias estudadas no período de janeiro de 2007 a março de 2011.

A temperatura é um parâmetro de grande importância no que diz respeito ao comportamento das cianobactérias. O fato deste parâmetro não ter sido o diferencial entre as bacias não significa, no entanto, que ele não afete esta comunidade. Apenas está sendo destacado o fato de que a temperatura não foi o grande responsável pela diferença encontrada no rio das Velhas.

É importante observar, a respeito da temperatura da água, que, com exceção da bacia do rio Grande, que apresentou medianas de temperaturas menores às das demais bacias, a temperatura da água se mostra alta, com sua mediana dentro da faixa ótima de crescimento das cianobactérias.

Desta forma é possível inferir que a temperatura é uma variável constantemente favorável ao crescimento excessivo das cianobactérias, mas que sozinha não se mostrou suficiente para causar um maior número de casos de aumento da densidade de células de cianobactérias em nenhuma das bacias.

6.3.2 pH

O parâmetro pH mostrou uma diferença significativa entre todas as bacias (TABELA 6.4). Desta forma é possível acreditar que este seja um dos parâmetros responsáveis na sub-bacia do rio das Velhas pelos frequentes episódios de alta densidade de cianobactérias.

Tabela 6.4 – Teste de Kruskal-Wallis para a variável pH realizado entre as bacias do Estado, ao o nível de significância de 5%.

pH	SFN	SFS	RD	BV	BG
SFN	0	2,55E-19	3,77E-09	0,04687	2,01E-31
SFS		0	5,02E-09	9,80E-44	0,001169
RD			0	1,02E-27	8,94E-24
BV				0	1,84E-68
BG					0

O Box Whisker revela que o rio das Velhas (FIGURA 6.29) apresentou os maiores valores dentre as bacias estudadas. Destaca-se ainda que a faixa ótima de pH para o crescimento das cianobactérias é alcalino, desta forma justificando a contribuição deste parâmetro para as florações.

O pH das águas continentais costuma ser encontrado na faixa entre 6 e 8. Valores mais baixos de pH são encontrados de forma natural em ambientes com alta concentração de matéria orgânica dissolvida, como rios amazônicos, já ambientes naturalmente alcalinos são frequentemente aqueles com balanço hídrico negativo (época de seca), segundo Esteves (2011).

O pH natural pode no entanto ser alterado por fontes externas. Fritzsons *et al.* (2009), em estudo realizado no rio Capivari no Paraná, observaram que as atividades de mineração na bacia influenciam o pH do mesmo, que tornou-se alcalino em locais próximos às pedreiras.

Em trabalho realizado em um rio na Nigéria, Okogwu e Ugwumba (2008) encontraram que um dos fatores que influenciou diretamente a abundância das cianofíceas foi o aumento do pH da água. A mesma conclusão foi obtida por Fernandes e colaboradores (2009b) para um sistema lântico no Espírito Santo.

Em um estudo comparativo entre cinco represas do Estado de São Paulo, Santanna e colaboradores (2006 b) concluíram que aquela represa com os maiores valores de pH foi o ambiente mais susceptível ao desenvolvimento do maior número de espécies de cianobactérias.

Para o rio das Velhas Almeida *et al.* (2011) observaram que as florações de cianobactérias ocorridas no ano de 2007 estiveram associadas, dentre outros fatores, com os valores de pH nesta bacia.

Pode-se desta forma inferir que o pH dos ambiente lóticos deve ser um fator de preocupação e observação, e fontes poluidoras passíveis de alteração de pH devem ser fiscalizadas com frequência.

Sendo o estado de Minas Gerais um local com alta produtividade nas atividades minerárias, que é um possível fator de alteração de pH, é importante ressaltar a importância do monitoramento, principalmente nos corpos de água presentes nas áreas de influência das mineradoras, possibilitando desta forma a tomada de decisão, caso necessário.

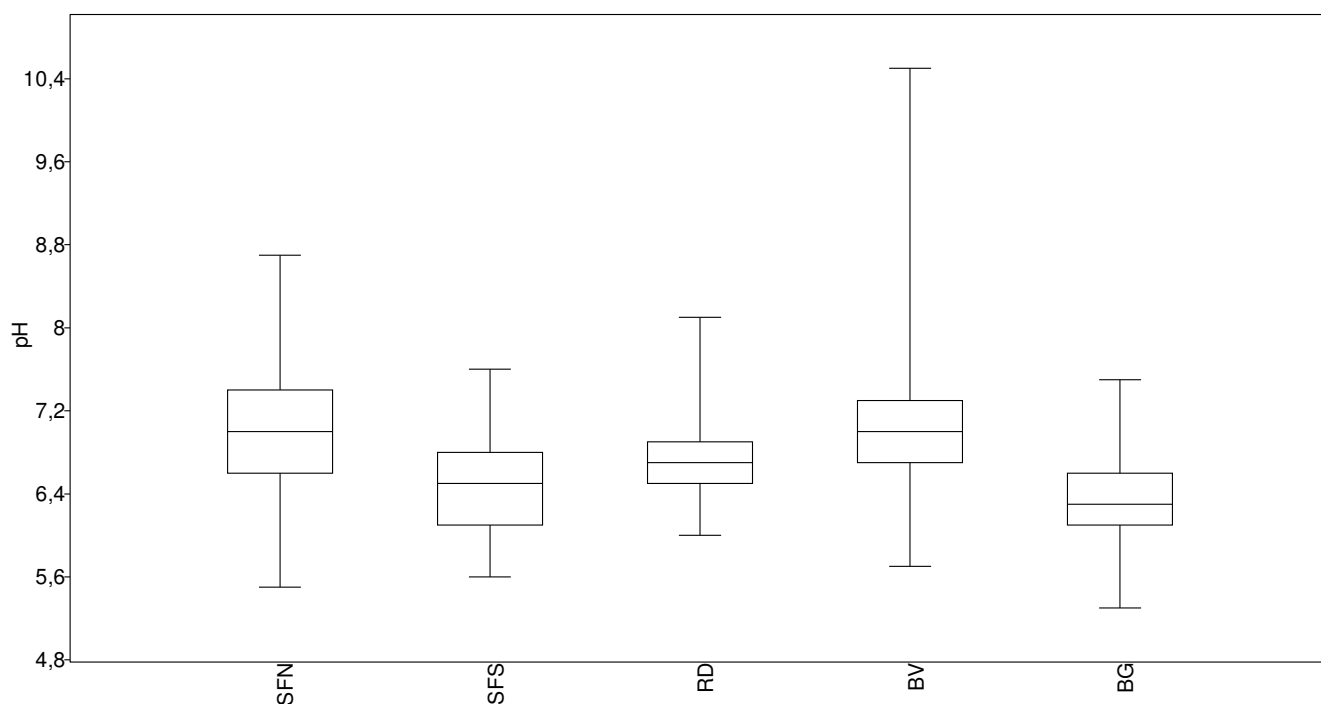


Figura 6.29 - Box-Whisker representando a variação do pH nas bacias estudadas no período de janeiro de 2007 a março de 2011.

6.3.3 Turbidez

A turbidez foi outro parâmetro com diferenças significativas entre a bacia do rio das Velhas e demais bacias, como pode ser visto na Tabela 6.5.

Tabela 6.5 – Teste de Kruskal-Wallis para a variável turbidez realizado entre as bacias do Estado, ao o nível de significância de 5%.

Turbidez	SFN	SFS	RD	BV	BG
SFN	0	0,8921	0,0689	1,95E-07	0,6326
SFS		0	0,1152	4,32E-08	0,3525
RD			0	2,26E-05	0,00527
BV				0	4,24E-12
BG					0

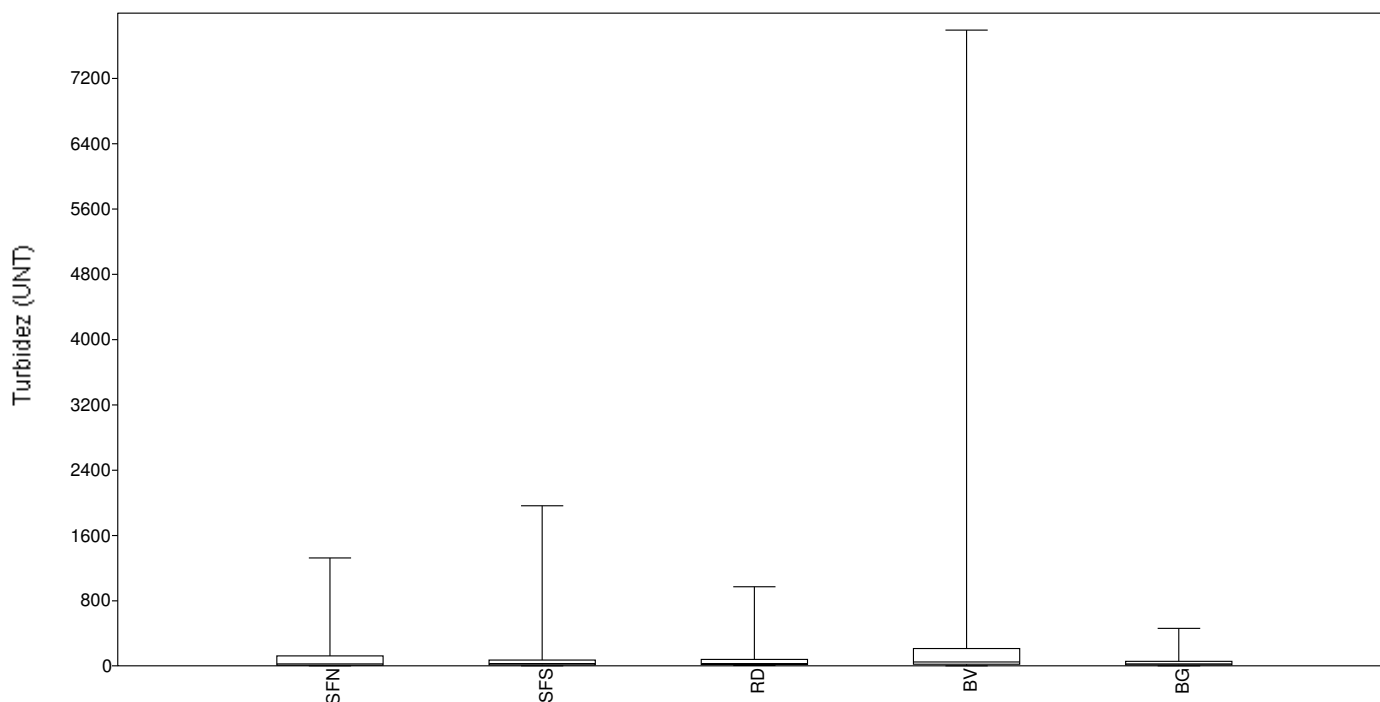


Figura 6.30 - Box Whisker representando a variação da turbidez nas bacias estudadas no período de janeiro de 2007 a março de 2011.

Nota-se, a partir do gráfico Box-Whisker, (FIGURA 6.30) que a sub- bacia do rio das Velhas apresenta, no geral, valores maiores de turbidez que as demais bacias.

A turbidez é, em tese, um parâmetro contrário ao crescimento das cianobactérias. Desta forma, é esperado que a alta turbidez da bacia impeça as florações, a partir do bloqueio da luz solar, diminuindo assim a fotossíntese. Isto não acontece, no entanto por que os altos valores de turbidez estão concentrados nos períodos de chuva, estação a qual não é favorável as cianobactérias.

Nagy *et al.* (2002) afirmam que uma forte limitação pela alta turbidez, assim como a mistura pelo vento permitem que o ambiente absorva uma grande carga de nutrientes sem apresentar como consequência sintomas de eutrofização. Para a bacia do rio das Velhas esta premissa não se fez válida.

Uma explicação para o fato da bacia com os maiores valores de turbidez ser a bacia com maior numero de florações é que, outra variável, como o nitrato, por exemplo, pode ter exercido uma influência maior na comunidade fitoplanctônica que a própria turbidez.

6.3.4 Nitrato

O nitrato é um componente que tem influência direta sobre a comunidade fitoplanctônica, principalmente as Cyanophyceae, já que serve de fonte de nutriente para seu crescimento. Para este parâmetro o teste de Kruskal-Wallis (TABELA 6.6) mostrou que o rio das Velhas obteve valores significativamente diferentes das demais bacias.

Tabela 6.6 – Teste de Kruskal-Wallis para a variável nitrato realizado entre as bacias do Estado, ao o nível de significância de 5%.

Nitrato	SFN	SFS	RD	BV	BG
SFN	0	0,4023	2,60E-11	7,25E-31	0,01078
SFS		0	6,50E-15	6,28E-40	0,000227
RD			0	6,60E-11	4,45E-07
BV				0	1,42E-27
BG					0

As concentrações de Nitrato na bacia do rio das Velhas foram maiores que nas demais bacias (FIGURA 6.31). Este foi provavelmente um dos parâmetros que mais influenciou os episódios de densidade acima de 10.000 cel/mL neste rio.

O íon amônio e o nitrato são as principais fontes de nitrogênio para o fitoplâncton, em ecossistemas aquáticos. Além destes as cianobactérias também podem utilizar o nitrito e o nitrogênio atmosférico como fontes (OLIVER e GANF, 2000).

É interessante notar a relação entre as espécies de cianobactérias presentes nas bacias e a sua relação com o nitrato. Na bacia do rio das Velhas, bacia com os maiores valores de nitrato, as espécies encontradas são aquelas não fixadoras de nitrogênio, enquanto na bacia do rio Doce são encontradas espécies fixadoras e na bacia do rio Grande espécies fixadoras e não fixadoras de nitrogênio.

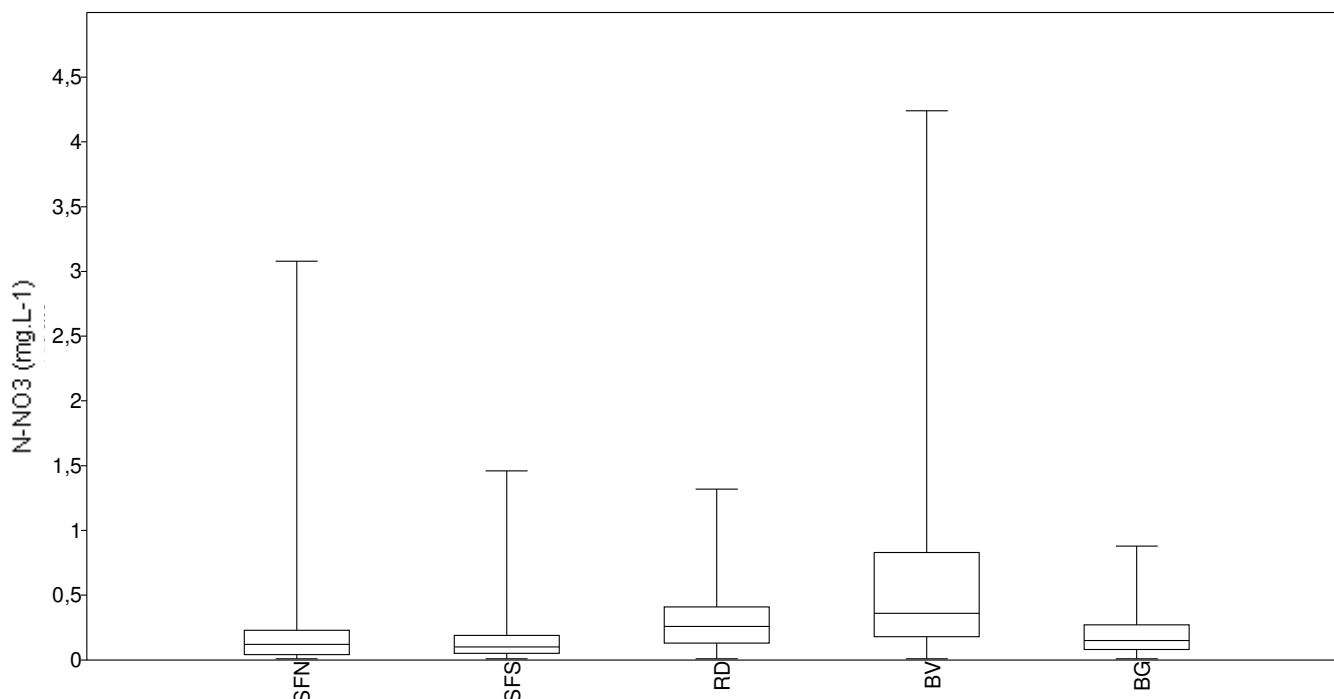


Figura 6.31 - Box-Whisker representando a variação do nitrato nas bacias estudadas no período de janeiro de 2007 a março de 2011.

6.3.5 Fósforo total

O fósforo total, assim como o nitrato, funciona como nutriente para a comunidade algal. Também ele foi uma variável que se mostrou significativamente diferente das demais para a sub-bacia do rio das Velhas (TABELA 6.7).

Tabela 6.7 – Teste de Kruskal-Wallis para a variável fósforo total realizado entre as bacias do Estado, ao o nível de significância de 5%.

Fósforo	SFN	SFS	RD	BV	BG
SFN	0	0,9135	0,2032	1,53E-22	7,38E-14
SFS		0	0,1501	1,58E-24	5,84E-15
RD			0	2,50E-29	8,00E-17
BV				0	0,7928
BG					0

Apesar dos valores máximos não estarem na sub-bacia do rio das Velhas, a grande parte dos valores encontrados são maiores que para os outros ambientes estudados, com exceção da bacia do rio Grande (FIGURA 6.32).

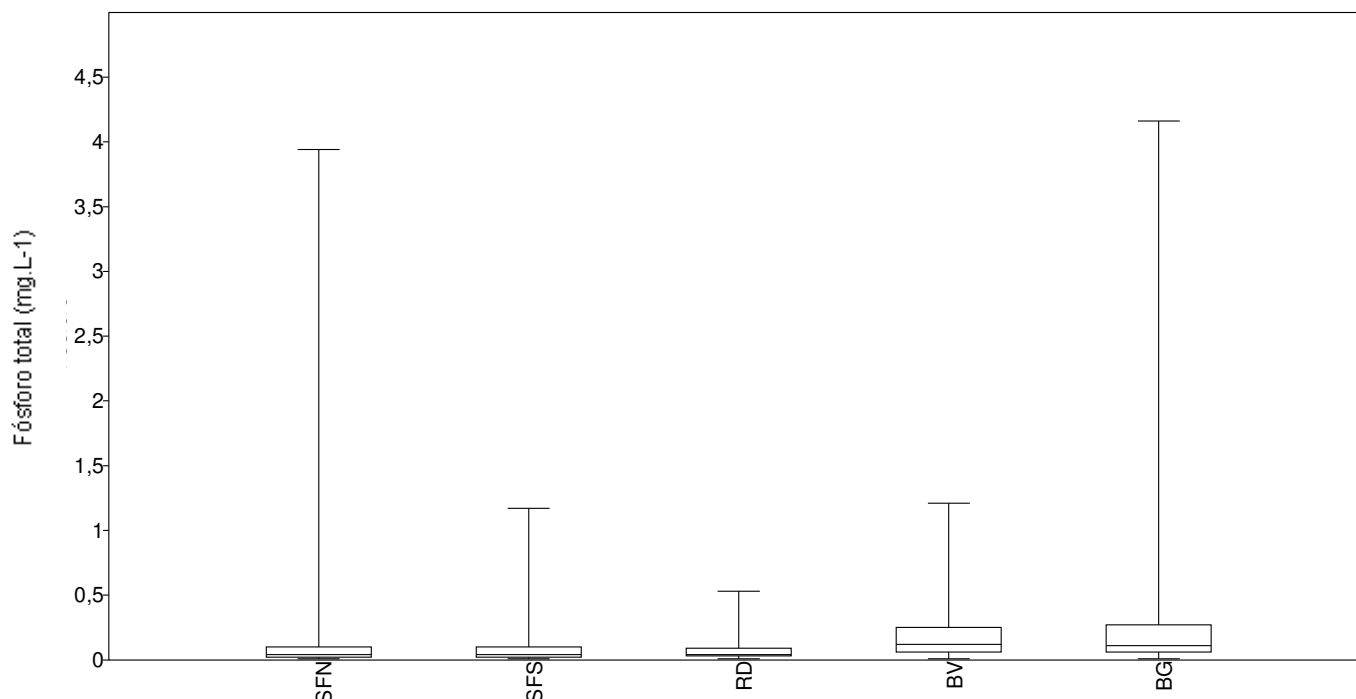


Figura 6.32 - Box-Whisker representando a variação do fósforo total nas bacias estudadas no período de janeiro de 2007 a março de 2011.

Ekholm e Lehtoranta (2012) destacam que a respeito de erosões no solo e eutrofização da água que, os solos erosivos são transportados para a água trazendo consigo grandes quantidades de fósforo, que pode favorecer a eutrofização.

É possível ainda afirmar que a combinação de elevadas concentrações de nutrientes foi o principal fator responsável pelos diversos casos de floração enfrentados no rio das Velhas.

Em trabalho conduzido no oeste da África, no rio Senegal, Quiblier e colaboradores (2008) encontraram em testes de laboratório que os nutrientes nitrogênio e fósforo foram alternadamente os limitantes para o crescimento das cianobactéria na porção de águas doces do rio.

Segundo Mansor e colaboradores (2006), em estudo desenvolvido na bacia do rio Jaguari, São Paulo, mais de 50% da carga de nutrientes anuais (fósforo e nitrogênio totais) transportada pela sub-bacia eram provenientes de fontes difusas. Os autores ainda concluem que o controle destas fontes difusas a partir de áreas rurais deverá contribuir para a diminuição da carga na bacia.

Paerl *et al.* (2011) relatam que, por muitos anos, o controle de nutrientes visando diminuir a eutrofização e conseqüentemente as florações, foi focado no fósforo. No entanto em seu trabalho os autores concluem sobre a importância do controle tanto do fósforo quanto do nitrogênio visando limitar, a longo prazo, a ocorrência de florações.

6.3.6 Cor

A variável cor não se mostrou significativamente diferente entre as bacias estudadas (TABELA 6.8) não representando assim uma possível explicação para o comportamento da comunidade de cianobactérias do rio das Velhas.

Tabela 6.8 – Teste de Kruskal-Wallis para a variável cor realizado entre as bacias do Estado, ao o nível de significância de 5%.

Cor	SFN	SFS	RD	BV	BG
SFN	0	0,08808	0,788	0,02611	0,04139
SFS		0	0,04288	0,8063	0,7512
RD			0	0,005743	0,01459
BV				0	0,9016
BG					0

Vale ainda ressaltar que as variações entre os resultados de cor não foram expressivos para as bacias estudadas (FIGURA 6.33).

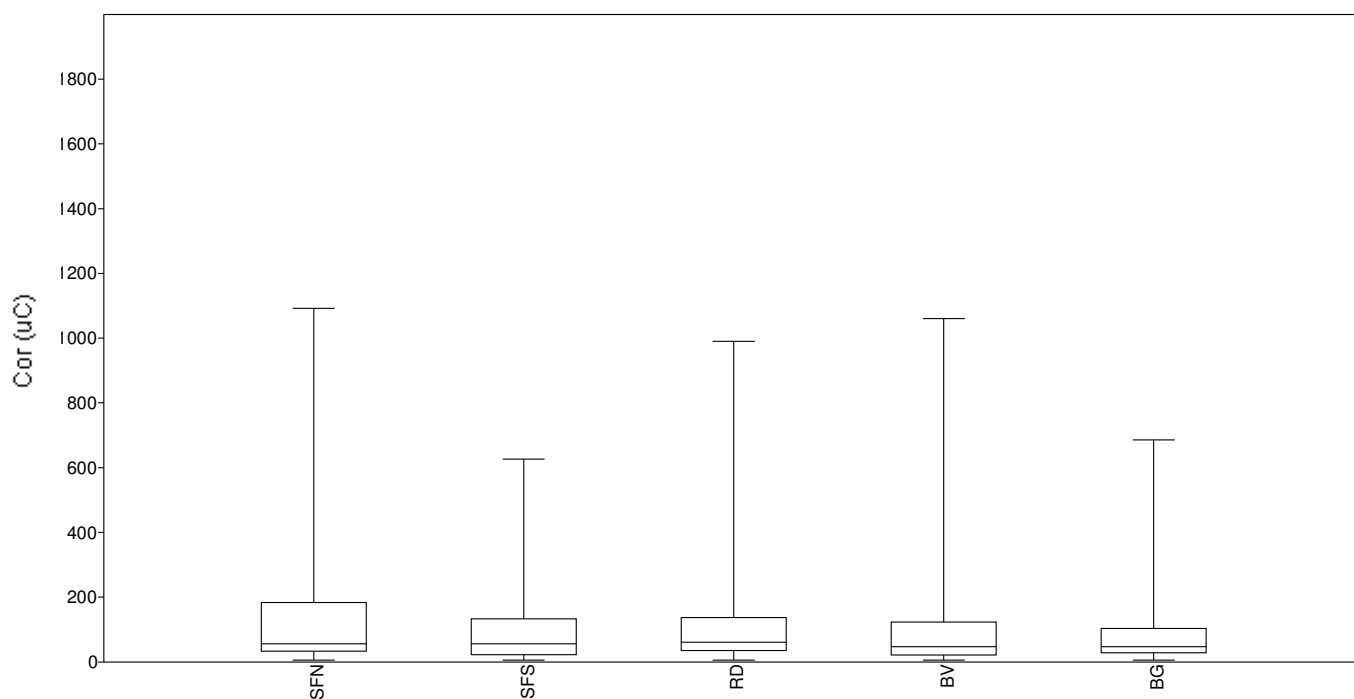


Figura 6.33 - Box-Whisker representando a variação da cor nas bacias estudadas no período de janeiro de 2007 a março de 2011.

7 CONCLUSÕES

- A bacia do rio das Velhas foi, dentre as estudadas no Estado de Minas Gerais, o destaque em relação às cianobactérias, uma vez que apresentou a maior frequência de casos de densidade de cianobactérias acima de 10.000 cel/mL;
- As cianobactérias mais frequentes nos episódios de densidade acima de 10.000 cel/mL no período estudado foram o gênero *Planktothrix* sp. e a espécie *Sphaerocavum brasiliense*, sendo a primeira espécie citada uma possível produtora de cianotoxinas, apesar deste fato nunca ter ocorrido em território nacional;
- Segundo a Análise de Componente Principal é possível afirmar que existe uma correlação positiva entre as variáveis Densidade de Cianobactéria, Nitrato, Temperatura da Água, pH e Clorofila *a.*, e uma correlação negativa com as variáveis Cor, Sólidos Suspensos Totais e Turbidez. Esta correlação foi evidenciada pelas análises realizadas a partir dos gráficos de linha e os valores de Spearman, com exceção apenas para a variável cor, que não demonstrou comportamento claro em relação as cianobactérias;
- A variável fósforo total esteve constantemente elevada, não se mostrando um fator limitante para o crescimento das cianobactérias, e provavelmente por isto não foi correlacionada na ACP;
- A existência de apenas uma variável favorável às cianobactérias não é o suficiente para causar os episódios de densidade de cianobactérias acima de 10.000 cel/mL. Foi possível concluir ao longo do trabalho que a combinação de elevados valores de nitrato com elevados valores de fósforo total, alta temperatura da água, pH alcalino associados ao período estival foram os responsáveis pelo aumento da densidade das cianobactérias;
- A bacia do rio das Velhas apresenta, em comparação às demais bacias valores de nitrato, fósforo total e pH mais elevados, explicando desta forma a maior frequência de casos de densidade de cianobactérias acima de 10.000 cel/mL;
- Existe ainda na literatura mundial uma escassez de pesquisas e publicações dedicadas a ambientes lóticos, principalmente de ambiente tropicais como o Brasil. Esta escassez de

trabalhos infelizmente restringiu a discussão realizada nesta dissertação uma vez que os dados e resultados obtidos não foram sempre ser comparados a ambientes semelhantes;

8 RECOMENDAÇÕES DE TRABALHOS FUTUROS

- Aumento do escopo do estudo para todas as bacias do Estado de Minas Gerais com a utilização do banco de dados do programa Águas de Minas do IGAM, assim como de outras instituições públicas ou particulares dispostas a contribuir.
- Avaliar além das variáveis já abordadas neste estudo, a relação dos outros grupos algais com a densidade de cianobactérias.
- Realização de levantamento dos dados de toxicidade nas florações do Estado de Minas Gerais, buscando a interação entre os dados de toxicidade e as variáveis bióticas e abióticas das bacias.
- Aumentar a frequência de coleta quando observada a ocorrência de uma floração visando o melhor entendimento do comportamento da comunidade durante a floração, observando a sucessão de espécies e a possível alteração de dominância dos organismos.
- Avaliar a influencia dos relevos das bacias em episódios de floração.

9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUJARO, L. F.; ISAAC, R. L. Ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas nas bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí – Estado de São Paulo, Brasil – e avaliação de seus corpos d'água em relação à eutrofização. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL, 2002, Cancun, México. Resumo expandido... México: AIDS, 2002. CD Rom.

ALMEIDA, K.C.B.; BARROS, C.F.A.; LAGE, L.V.; RODRIGUES, T.A.B.; OLIVEIRA, S.M.A.C. avaliação da ocorrência da floração de cianobactérias no rio das Velhas, Minas Gerais, e sua associação com fatores ambientais abióticos. In: 26º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 2011, Porto Alegre, Rio Grande do Sul. *Proceedings...* Porto Alegre: ABES, 2011.

ARAUJO, F.O. Effects of cyanobacteria on drinking water and human health: na epidemiological study in Évora, Portugal. IN Assessing and Managing Health Risks from Drinking Water Contamination: Approaches and Applications. Rome, *proceedings...* Rome Symposium, 1994.

AZEVEDO, S.M.F.O; EVANS, W.R.; CARMICHAEL, W.W. e NAMIKOSHI, M.. First report of microcystins from a Brazilian isolate of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Applied Phycology*, v.6, n.3, p. 261-265, 1994.

AZEVEDO, S.M.F.O., CARMICHAEL, W. W., JOCHIMSEN, E. M., RINEHART, K. L., LAU, S., SHAW, G.R., EAGLESHAM, G. K. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru* Brazil. *Toxicology*, v.181-182, p.441-446, 2002.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357 de 17 de Março de 2005. *Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes*. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 18 de março de 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde. *PORTARIA Nº 2.914, DE 12 DE DEZEMBRO DE 2011, a qual dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade*. 2011.

BILLEN, G., GARNIER, J. FICHT, A. CUN, C. Modeling the response of water quality in the Seine River Estuary to human activity in its watershed over the last 50 years. *Estuaries*, v. 24, n. 6B, p. 977– 993, 2001.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; MOLICA, R. Cianobactéria invasora – Aspectos moleculares e toxicológicos de *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Revista Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento*. ano VI, n.30, p.82-90, 2003.

BOUVY, M., FALCÃO, D., MARINHO, M., PAGANO, M., MOURA, A. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquatic Microbial Ecology*, v.23, p. 13-27, 2000.

BREDA, Luís de Souza. *Avaliação espaço - temporal da qualidade da água do reservatório da usina hidrelétrica de funil – região sul de Minas Gerais*. 2011. 271f. Dissertação

(Mestrado em Saneamento Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

BURFORD M.A., JOHNSON S.A., COOK A.J., PACKER T.V., TAYLOR B.M., TOWNSLEY E.R. Correlations between watershed and reservoir characteristics, and algal blooms in subtropical reservoirs. *Water Research*, v. 41, n. 18, p.4105-4114, 2007.

CAREY, C.C.; IBELINGS, B.W.; HOFFMANN, E.P.; HAMILTON, D.P.; BROOKES, J.D. Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. *Water Research*, n.46, p. 1394-1407, 2012.

CARMICHAEL, W. W., Health effects of Toxin-Producing Cyanobacteria: "The CyanoHABs". *Human and Ecological Risk Assessment*, v. 7, n. 5, p. 1393-1407, 2001.

CARVALHO, A. R.; SCHLITTLER, F.H.M.; TORNISIELO, V.L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. *Química Nova*, São Paulo, v. 23, n. 5, p. 618-622, 2000.

CARVALHO, L.; MILLER, C.A.; SCOTT,M.E.; CODD, G.A.; DAVIES, P. S.; TYLER, A.N. Cyanobacterial blooms: Statistical models describing risk factors for national-scale lake assessment and lake management. *Science of The Total Environment*, v. 409, n. 24, p. 5353-5358, 2011.

CLOOT, A.; ROUX, G.L. Modelling algal blooms in the middle vaal river: A site specific approach. *Water Research*, v. 31, n. 2, p. 271-279, 1997.

Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Doce – CBH Doce- www.riodoce.cbh.gov.br/ acessado em 30-05-2012.

Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Grande – CBH Grande- www.grande.cbh.gov.br/ acessado em 30-05-2012.

Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco – CBH São Francisco- www.saofrancisco.chb.gov.br/ acessado em 30-05-2012.

Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas – CBH Velhas- www.cbhvelhas.org.br/ acessado em 30-05-2012.

CHAVES, P.F., ROCHA, S.B., DUTRA, A.T.M., YUNES, J.S. Ocorrência de cianobactérias produtoras de toxinas no rio dos Sinos (RS) entre os anos de 2005 e 2008. *Oecologia Brasiliense*, v.13, n.2, p.319-328, 2009.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. Toxic cyanobacteria in water: a guide to public health consequences, monitoring and management. *World Health Organization*. London and New York, 416 p, 1999.

CHRISTIANSEN, G., MOLITOR, C., PHILMUS, B., KURMAYER, R. Nontoxic Strains of Cyanobacteria Are the Result of Major Gene Deletion Events Induced by a Transposable Element. *Mol. Biol. Evol.*, v.25, n.8, p. 1695-1704, 2008.

COPASA - Laudos do Laboratório Central da COPASA, 2005 a 2012.

- COSTA, I. A. S., AZEVEDO, S.M.F.O., SENNA, P.A.C., BERNARDO, R.R., COSTA, S.M. e CHELLAPPA, N.T. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian semiarid reservoir. *Braz. J. Biol.*, v. 66, n. 1b, p. 211-219, 2006.
- COSTA, L.S.; BARBOSA, T.R.; CONSOLI, M.A.F. distribuição espacial e temporal de cianobactérias nos afluentes do sistema guandu -CEDAE/RJ. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 2007 Caxambu - MG. *Proceedings...* Caxambu: 2007.
- DANTAS, E. W. Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. *Acta Bot. Bras.*, v. 22, n. 4, p. 970-982, 2008.
- DAVIS, T.W., BERRY, D.L., BOYER, G.L., GOBLER, C.J. The effects of temperature and nutrients on the growth and dynamics of toxic and non-toxic strains of *Microcystis* during cyanobacteria blooms. *Harmful Algae*, v.8, p. 715-725, 2009.
- DZIALOWSKI, A.R.; SMITH, V. H.; WANG, S.H.; MARTIN, M. C.; DENOYELLES Jr, F. Effects of non-algal turbidity on cyanobacterial biomass in seven turbid Kansas reservoirs. *Lake and Reservoir Management*, v. 27, n.1, p. 6-14, 2011.
- EFTING, A.A., SNOW, D.D., FRITZ, S.C. Cyanobacteria and microcystin in the Nebraska (USA) Sand Hills Lakes before and after modern agriculture. *Journal of Paleolimnology*, v. 46, p.17-27, 2011.
- EKHOLM, P.; J. LEHTORANTA. "Does control of soil erosion inhibit aquatic eutrophication?" *Journal of Environmental Management* v. 93, n. 1, p.140-146, 2012.
- 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 Research*. v. 46, n. 5, p. 1364-1371, 2012.
- ESTEVES, F.A. *Fundamentos de limnologia*. 3 ed. Interciência, Rio de Janeiro. Brasil, 2011. 602p.
- FERNANDES, V. O.; CAVATI, B.; OLIVEIRA, L. B.; SOUZA, B. D. Ecologia de cianobactérias: fatores promotores e consequências das florações. *Oecologia Brasiliensis*, v. 13, p. 247-258, 2009.
- FERNANDES, V. de O.; CAVATI, B.; SOUZA, B.A.; MACHADO, R.G.; COSTA, A.G. Lagoa Mãe-Bá (Guarapari-Anchieta, ES): Um ecossistema com potencial de floração de cianobactérias? *Oecologia Brasiliensis*, v. 13, n. 2, p. 366-381, 2009b.
- FERRÃO-FILHO, A.S., MOLICA, R., AZEVEDO, S.M.F.O. Ecologia, Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias. *Oecologia Brasiliense*, v.13, n.2, p.225-228, 2009a.
- FERRÃO-FILHO, A.S., SOARES, M.C., ROCHA, M.I.A., MAGALHÃES, V.F., AZEVEDO, S.M.F.O. Florações de Cianobactérias tóxicas no Reservatório do Funil: dinâmica sazonal e consequências para o zooplâncton. *Oecologia Brasiliense*, v.13, n.2, p.346-365, 2009b.

FRITZSONS, E.; MANTOVANI, L.E.; CHAVES NETO, A.; HINDI, E.C. A influência das atividades mineradoras na alteração do pH e da alcalinidade em águas fluviais: o exemplo do rio Capivari, região do carste paranaense. *Eng. Sanit. Ambient*, v.14, n.3, p.381-390, 2009.

FUNASA – Fundação Nacional de Saúde. Ministério da Saúde. *Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano, na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano*. Brasília, 2003. 56p.

GEIST, J. Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. *Ecological Indicators*, v. 11, n. 6, p. 1507-1516, 2011.

GIORDANINO, M.V.F., STRAUCH, S.M., VILLAFANE, V.E., HELBLING, E.W. Influence of temperature and UVR on photosynthesis and morphology of four species of cyanobacteria. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, v. 103, n. 1, p. 68-77, 2011.

GLIBERT, P. e BURKHOLDER, J. Harmful algal blooms and eutrophication: “strategies” for nutrient uptake and growth outside the Redfield comfort zone. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*. v. 29, n. 4, p.724-738, 2011.

GOMES, Lenora Nunes Ludolf. *Estudo da associação entre parâmetros bióticos e abióticos e a ocorrência de florações de cianobactérias no reservatório de Vargem das Flores – MG*. 2008. 184 f. Teses (Doutorado em Saneamento Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

GOMES, L.N.L, OLIVEIRA, S.M.A.C., GIANI, A., SPERLING, E.von. Association between biotic and abiotic parameters and the occurrence of cyanobacteria in a Brazilian reservoir. *Environ. Monit. Assess*, v.1, p.1-1, 2011.

GUVEN, B. e HOWARD, A. Sensitivity analysis of a cyanobacterial growth and movement model under two different flow regimes. *Environmental Modeling and Assessment*, v. 16, n. 6, p. 577-589, 2011.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., and P. D. Ryan, 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* v. 4, n 1: 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. <http://www.ibge.gov.br/home/> acessado em 10-05-2012

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico*. Brasil, 2008.

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas. *Plano Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais – Relatório Final*. Minas Gerais, 2006, 238p.

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas. *Monitoramento da qualidade das águas superficiais no Estado de Minas Gerais – Relatório Trimestral*. Minas Gerais, 2011. 109p.

ISTVÁNOVICS, V., HONTI, M., VÖRÖS, L., KOZMA, Z. Phytoplankton dynamics in relation to connectivity, flow dynamics and resource availability—the case of a large, lowland river, the Hungarian Tisza. *Hydrobiologia*, v.637, p.121-141, 2010.

IZYDORCZYK, K., CARPENTIER, C., MRÓWCZYŃSKI, J., WAGENVOORT, A., JURCZAK, T.; TARCZYŃSKA, M. Establishment of an Alert Level Framework for cyanobacteria in drinking water resources by using the Algae Online Analyser for monitoring cyanobacterial chlorophyll a. *Water Research*. v. 43, n. 4, p. 989-996. 2009.

JARDIM, Barbara Fernanda de Melo. *Variação dos parâmetros físicos e químicos das águas superficiais da bacia do rio das Velhas-MG e sua associação com as florações de cianobactérias*. 2011. 113 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

JARDIM, F. A.; JARDIM, B. F. M.; RESENDE, R. M. S.; LADEIA, M. M.; CERQUEIRA, D. A.; GIANI, A. 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.

JOUNG, S.H., OH, H.M., KO, S.R., AHN, C.Y. Correlations between environmental factors and toxic and non-toxic *Microcystis* dynamics during bloom in Daechung Reservoir, Korea. *Harmful Algae*, v.10, p.188-193, 2011.

KARDINAAL, W.E.A., JANSE, I., AGTERVELD, M.K., MEIMA, M., SNOEK, J., MUR, L.R., HUISMAN, J., ZWART, G., VISSER, P.M. *Microcystis* genotype succession in relation to microcystin concentrations in freshwater lakes. *Aquatic Microbial Ecology*, v.48, p.1-12, 2007a.

KARDINAAL, W.E.A., TONK, L., JANSE, I., HOL, S., SLOT, P., HUISMAN, J., VISSER, P.M. Competition for Light between Toxic and Nontoxic Strains of the Harmful Cyanobacterium *Microcystis*. *Applied and Environmental Microbiology*, v.73, n. 9, p.2939-2946, 2007b.

KASPRZAK, P.; PADISÁK, J.; KOSCHEL, R.; KRIENITZ, R.; GERVAIS, R. Chlorophyll a concentration across a trophic gradient of lakes: An estimator of phytoplankton biomass? *Limnologia*, v.38, p. 327-338, 2008.

KOMÁREK, J. Coccoid and Colonial Cyanobacteria. In: WEHR, J.D. e SHEATH, R.G. (Ed.) *Freshwater Algae of North America*. EUA: Academic Press, 2003. p. 59-116.

KROGMANN, D.W.; BUTALLA, R.; SPRINKLR, J. Blooms of Cyanobacteria on the Potomac River. *Plant Physiol*, v.80, p. 667-671, 1986.

LAGOS, N. S.; ONODERA, H.; ZAGATTO, P. A.; ANDRINOLO, D. O.; AZEVEDO, S. M. F. Q.; OSHIMA, Y. The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. *Toxicon*, v.37, n.10, p. 1359–1373, 1999.

LEIGH C, BURFORD, M.A.; ROBERTS, D.T.; UDY, J.W. Predicting the vulnerability of reservoirs to poor water quality and cyanobacterial blooms. *Water Research*, v.44, n.15, p.4487-4496, 2010.

- MANSOR, M.T.C.; TEIXEIRA FILHO, J.; ROSTON, D.M. Avaliação preliminar das cargas difusas de origem rural, em uma sub-bacia do Rio Jaguari, SP. *Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental.*, v. 10, n. 3, p. 715-723, 2006
- MEYBECK, M. Man and river interface: multiple impacts on water and particulates chemistry illustrated in the Seine river basin. *Hidrobiologia*. v. 373, p. 1-20, 1998
- MISCHKE, U. Cyanobacteria associations in shallow polytrophic lakes: influence of environmental factors. *Acta Oecologica*. v. 24, p. S11-S23, 2003.
- 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, n.2, p.229-241, 2011.
- MOLICA, R.J.R., OLIVEIRA, E.J.A., CARVALHO, P.V.V.C., COSTA, A.N.S.F., CUNHA, M.C.C., MELO, G.L., AZEVEDO, S.M.F.O. Occurrence of saxitoxins and na anatoxin-a(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply. *Harmful Algae*, v.4, p. 743-753, 2005.
- MOLICA, R.J.R., AZEVEDO, S.M.F.O. Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. *Oecologia Brasiliense*, v.13, n.2, p.229-246, 2009.
- NAGY, G.J., GÓMEZ-ERACHE, M., LÓPEZ, C.H., PERDOMO, A.C. Distribution patterns of nutrients and symptoms of eutrophication in the Río de la Plata estuarine system. *Hydrobiologia* v. 475/476, n. 1, p. 125–139, 2002.
- NOGES, T.; LAUGASTE, R.; LOIGU, E.; NEDOGARKO, I.; SKAKALSKIB.; NOGES, P. Is the destabilisation of Lake Peipsi ecosystem caused by increased phosphorus loading or decreased nitrogen loading? *Water Science and Technology*, v.51, p. 267-274, 2005.
- OKOGWU, O.I. & A.O. UGWUMBA. Cyanobacteria abundance and its relationship to water quality in the Mid-Cross River floodplain, Nigeria. *Rev. Biol. Trop.* v. 57, p. 33-43, 2009.
- OLIVER, R.L., HART, B.T., OLLEY, J., GRACE, M., REES, C. & CAITCHEON, G. (1999) *The Darling River: Algal Growth and the Cycling and Sources of Nutrients*. Final report to the Murray- Darling Basin Commission.
- OLIVER, R.L. & GANF, G.G. 2000. Freshwater blooms. *In The Ecology of Cyanobacteria-Their Diversity in Time and Space*. (B.A. Whitton & M. Potts, editores.). Kluwer Academic Publishers, Londres, p. 149-194
- PAERL, H.W., HUISMAN, J. Blooms like it hot. *Science*, v. 320, p. 57-58, 2008.
- PAERL H.W., XU H., MCCARTHY M.J., ZHU G.W., QIN B.Q., LI Y.P.; GARDNER W.S., Controlling harmful cyanobacterial blooms in a hyper-eutrophic lake (Lake Taihu, China): The need for a dual nutrient (N & P) management strategy. *Water Research* v. 45, n. 5, p. 1973-1983, 2011.
- PAERL, H.W.; PAUL, V.J. Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research*, n.46, p. 1349-1363, 2012.

PAIDERE, J., GRUBERTS, D.; SKUTE, A. Impact of two different flood pulses on planktonic communities of the largest floodplain lakes of the Daugava River (Latvia). *Hydrobiologia*, v. 592, p. 303-314, 2007.

PAZ, A.D., MORENO, P.; CALLISTO, M. Efetividade de áreas protegidas (APs) na conservação da qualidade das águas e biodiversidade aquática em sub-bacias de referência no rio das Velhas (MG). *Neotropical Biology and Conservation*, v.3, n.3, p. 149-158, 2008.

QUIBLIER C, LEBOULANGER C, SANÉ S, DUFOUR P. Phytoplankton growth control and risk of cyanobacterial blooms in the lower Senegal river delta region. *Water Research*; v. 42, n. 4-5, p.1023-1034, 2008.

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.

RIBEIRO, L. H. L.; BRANDIMARTE, A. L.; KISHI, R. T. Formation of the Salto Caxias Reservoir (PR): an approach on the eutrophication process. *Acta Limnologica Brasiliensia*, São Carlos, v.17, n.2, p.155-165, 2005.

RODRIGUES, Luciano Luna. *Biodiversidade de cianobactérias e algas das represas Billings (Braço Taquacetuba) e Guarapiranga, SP, Brasil*. 205 f. 2008. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

SABARA, Millôr Godoy. *Comparação ecológica entre rios de menor ordem, drenando bacias cobertas por plantios agrícolas, pastagens e plantios de Eucalyptus grandis, na região do médio Rio Doce (MG)* 1999. 259 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1999.

SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T. de P.; AGUIJARO, L.F.; CARVALHO, M.C.; CARVALHO, L.R.; SOUZA, R.C.R. *Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras*. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2006. 58 p.

SANT'ANNA, C.L., MELCHER, S.S., CARVALHO, M.C., GELMEGO, M.P., AZEVEDO, M.T.P. Planktic Cyanobacteria from upper Tietê basin reservoirs, SP, Brazil. *Rev. bras. Bot.*, v. 30, n. 1, 2007.

SCHEFFER, M.; RINALDI, S.; GRAGNANI, A.; MUR, L.R.; NES, E.H.V.. On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes. *Ecology* v.78, p.272-282. 1997.

SELHEIM, F.; HERFINDAL, L.; MARTINS, R.; VASCONCELOS, V.; DOSKELAND, S.O. Neuro-apoptogenic and blood platelet targeting toxins in benthic marine cyanobacteria from the Portuguese coast. *Aquatic Toxicology*, v. 74, p. 294-306, 2005.

SEMAD - Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. *Glossário de Termos Relacionados à Gestão de Recursos Hídricos*. Minas Gerais, 2008. 85p.

SILVA, José Roberto Lins da. *Dinâmica de cianobactérias e cianotoxinas em um braço do reservatório da usina hidroelétrica Luiz Eduardo Magalhães e suas implicações para o abastecimento público de Palmas – TO*. 2009. 125 f. Dissertação (Mestrado no Programa de

Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre RS, 2009.

SOARES, M. C. S.; SOPHIA, M. da G.; HUSZAR, V. L. de M.. Phytoplankton flora of two rivers in Southeast Brazil: Paraibuna and Pomba Rivers, Minas Gerais. *Revista Brasileira de Botânica* São Paulo, v. 30, n. 3, p.433-450, 2007.

SPERLING, E. V. e JARDIM, F. A. Influence of climatic conditions on cyanobacteria blooms in a tropical water supply river. In: 34 WEDC CONFERENCE, 2009, ADDIS ABEBA. 34 WEDC CONFERENCE. LOUGHBOROUGH 2009 *Proceedings* Loughborough University, 2009. v. 1. p. 832-836.

Tundisi, J.G. *Água no século XXI: Enfrentando a escassez*. São Carlos: Editora Rima. 248p. 2003.

TUNDISI, JG., RÖRIG, LR., SCHETTINI, CAF., PEREIRA-FILHO, J., MENEZES, JT., ALMEIDA, TCM., URBAN, SR., RADETSKI, CM., SPERB, RC., STRAMOSK, CA., MACEDO, RS., CASTRO-SILVA, MA e PEREZ, JAA. From a water resource to a point pollution source: the daily journey of a coastal urban stream. *Braz. J. Biol.*, v. 67, n. 4, p. 597-609, 2007.

TWIST, H.; EDWARDS, A. C.; COD, G. A. Algal Growth responses to waters of Contrasting Tributaries of the River Dee, North-East Scotland. *Water Research*, v. 32, p.2471-2479. 1998.

YOSHIDA, M., YOSHIDA, T., TAKASHIMA, Y., HOSODA, N., HIROISHI, S. Dynamics of microcystin-producing and non microcystinproducing *Microcystis* populations is correlatedwith nitrate concentration ina Japanese lake. *FEMS Microbiol Lett*, v.266, p. 49-53, 2007.

ANEXO 1

Descrição das estações de amostragem contempladas no estudo

Estações de amostragem São Francisco Norte	
PT005	Córrego RICO a jusante da cidade de Paracatu
PT010	Rio da CAATINGA a montante da sua confluência com rio Paracatu
SF019	Rio SÃO FRANCISCO a montante da foz do rio das Velhas
SF021	Rio JEQUITAIÁ próximo a sua foz rio São Francisco
SF023	Rio SÃO FRANCISCO a jusante da cidade de Ibiaí
SF029	Rio SÃO FRANCISCO a jusante da cidade de Januária
SF031	Rio SÃO FRANCISCO a jusante da cidade de Itacarambi
SF033	Rio SÃO FRANCISCO a jusante da cidade de Manga e a montante da foz do rio Verde Grande.
UR001	Rio URUCUIA na cidade de Buritis
UR014	Rio SÃO MIGUEL à jusante da cidade de Uruana de Minas
VG003	Ribeirão dos VIEIRAS a jusante da cidade de Montes Claros
VG005	Rio VERDE GRANDE a jusante da cidade de Jaíba
VG007	Rio GORUTUBA a jusante da cidade de Janaúba e da Barragem da ASSIEG.
VG009	Rio GORUTUBA a montante da confluência com o rio Pacuí
VG011	Rio VERDE GRANDE a jusante da confluência com o rio Gorutuba

Quadro A1 - Estações de amostragem localizadas na porção norte do rio São Francisco

Estações de amostragem São Francisco Sul	
PA005	Rio PARÁ a montante da foz do Rio Itapecerica, próximo da UHE de Gafanhoto
PA011	Rio SÃO JOÃO na localidade de Vargem do Santiago, próximo de sua foz no rio Pará
PA026	Rio DO PEIXE a jusante do município de Piracema
PA031	Rio ITAPECERICA a jusante do município de Itapecerica
PA034	Rio PARÁ a jusante do município de São Gonçalo do Pará
PA036	Rio SÃO JOÃO na localidade de São João
SF001	Rio SÃO FRANCISCO a montante da cidade de Vargem Bonita
SF003	Rio SÃO FRANCISCO na cidade de Iguatama
SF005	Rio SÃO FRANCISCO a montante da foz do rio Pará
SF006	Rio SÃO FRANCISCO a jusante da foz do rio Pará
SF008	Rio SANTANA próximo de sua foz no rio São Francisco
SF010	Rio SÃO FRANCISCO na BR-262
SF015	Rio SÃO FRANCISCO a jusante do Reservatório de Três Marias
SF054	Rio SÃO FRANCISCO, sobre a BR 040, a jusante da Represa de Três Marias

Quadro A2 - Estações de amostragem localizadas na porção Sul do rio São Francisco

Estações de amostragem bacia do rio Doce	
RD001	Rio PIRANGA no município de Piranga
RD007	Rio PIRANGA no município de Porto Firme
RD019	Rio DOCE a montante da foz do rio Casca
RD023	Rio DOCE a montante da Cachoeira dos Óculos
RD033	Rio DOCE a jusante da Cachoeira Escura e confluência com o rio Piracicaba
RD035	Rio DOCE a jusante do ribeirão Ipanema
RD044	Rio DOCE a montante da cidade de Governador Valadares
RD045	Rio DOCE a jusante da cidade de Governador Valadares
RD053	Rio DOCE a jusante do Rio Suaçuí Grande, em Tumiritinga
RD056	Rio CARATINGA a jusante da cidade de Caratinga
RD057	Rio CARATINGA no Distrito de Barra do Cuieté
RD058	Rio DOCE na cidade de Conselheiro Pena
RD059	Rio DOCE a jusante de Resplendor
RD064	Rio MANHUAÇU em Santana do Manhuaçu
RD067	Rio DOCE em Baixo Guandú - ES
RD072	Rio DOCE, logo após sua formação, depois da confluência dos rios Piranga e do Carmo
RD083	Rio DOCE, após a foz do rio Santo Antônio
RD093	Rio CARATINGA, próximo à sua nascente

Quadro A3 - Estações de amostragem localizadas na bacia do rio Doce

Estações de amostragem bacia do rio das Velhas	
BV013	Rio das VELHAS logo a montante da foz do Rio Itabirito
BV035	Rio ITABIRITO a jusante da cidade de Itabirito
BV037	Rio das VELHAS logo a jusante da foz do Rio Itabirito
BV063	Rio das VELHAS logo a jusante do Ribeirão Água Suja
BV067	Rio das VELHAS a montante do ribeirão Sabará
BV083	Rio das VELHAS logo a jusante do Ribeirão Arrudas
BV105	Rio das VELHAS logo a jusante do Ribeirão do Onça
BV135	Rio TAQUARAÇU próximo de sua foz no Rio das Velhas
BV137	Rio das VELHAS na Ponte Raul Soares
BV138	Rio das VELHAS no Parque do Sumidouro
BV139	Rio das VELHAS a montante da ETA/COPASA, em Bela Fama
BV141	Rio das VELHAS na cidade de Santana do Pirapama
BV142	Rio das VELHAS a jusante do ribeirão Santo Antônio
BV146	Rio das VELHAS a jusante do rio Pardo Grande
BV147	Rio BICUDO próximo de sua foz no Rio das Velhas
BV148	Rio das VELHAS na cidade de Várzea da Palma
BV149	Rio das VELHAS, a montante da sua foz no rio S.Francisco, em Guaicuí
BV150	Rio das VELHAS a jusante do rio Paraúna, na localidade de Senhora da Glória
BV151	Rio das VELHAS a jusante do correjo do Vinho em Lassance
BV152	Rio das VELHAS entre os Rios Paraúna e Pardo Grande
BV153	Rio das VELHAS a jusante do Ribeirão da Mata
BV156	Rio das VELHAS logo a jusante do Rio Jabuticatubas

Quadro A4 - Estações de amostragem localizadas na bacia do rio das Velhas

Estações de amostragem bacia do rio Grande	
BG023	Rio FORMIGA a jusante da cidade de Formiga
BG024	Rio BAEPENDI a montante de Baependi
BG026	Rio VERDE no município de Conceição do Rio Verde
BG038	Rio LAMBARI na divisa de município Cambuquira/ Lambari
BG040	Rio do PEIXE a jusante de São Tomé das Letras
BG042	Ribeirão do MANDU a montante de Pouso Alegre
BG046	Rio do CERVO a montante da cidade de Congonhal
BG048	Rio do CERVO a jusante de Congonhal
BG050	Rio DOURADO a montante do rio Sapucaí
BG052	Rio SAPUCAÍ MIRIM a montante do rio Sapucaí
BG057	Córrego da GAMELEIRA a montante do Reservatório de Volta Grande
BG058	Rio UBERABA a montante da cidade de Uberaba
BG059	Rio UBERABA a montante do Reservatório de Porto Colômbia
BG063	Ribeirão das ANTAS a jusante da cidade de Poços de Caldas
BG071	Córrego LISO à jusante da cidade de São Sebastião do Paraíso
BG085	
BG086	Ribeirão SANTA ROSA a jusante a cidade de Iturama
BG087	Ribeirão TRONQUEIRA à jusante de Iturama
BG089	Rio MUZAMBINHO na cidade de Muzambinho
BG091	Rio PIRAPETINGA a jusante da cidade de Andradas

Quadro A5 - Estações de amostragem localizadas na bacia do rio Grande