

**UNIVERSIDADE VILA VELHA – ES**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE ECOSISTEMAS**

**BIOMONITORAMENTO DA CRIAÇÃO DE TILÁPIA (*Oreochromis niloticus* L.) EM TANQUES-REDE EM PARQUES AQUÍCOLAS DO BRASIL, COM ÊNFASE EM TOXICIDADE E DETECÇÃO DE OFF-FLAVOR**

**TACIANA ONESORGE MIRANDA LOPES**

**VILA VELHA**

**JUNHO / 2018**

**UNIVERSIDADE VILA VELHA – ES**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE ECOSISTEMAS**

**BIOMONITORAMENTO DA CRIAÇÃO DE TILÁPIA (*Oreochromis niloticus* L.) EM TANQUES-REDE EM PARQUES AQUÍCOLAS DO BRASIL, COM ÊNFASE EM TOXICIDADE E DETECÇÃO DE OFF-FLAVOR**

Tese apresentada a Universidade Vila Velha, como pré-requisito do Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ecossistemas, para a obtenção do título de Doutora em Ecologia.

**TACIANA ONESORGE MIRANDA LOPES**

**VILA VELHA**

**JUNHO / 2018**

Catálogo na publicação elaborada pela Biblioteca Central / UVV-ES

L864b      Lopes, Taciana Onesorge Miranda.  
              Biomonitoramento da criação de tilápia (*Oreochromis niloticus* L.) em tanques-rede em parques aquícolas do Brasil, com ênfase em toxicidade e detecção de off-flavor / Taciana Onesorge Miranda Lopes – 2018.  
              146 f.: il.

              Orientador: Levy de Carvalho Gomes.  
              Tese (doutorado em Ecologia de Ecossistemas) -  
              Universidade Vila Velha, 2018.  
              Inclui bibliografias.

              1. Ecologia. 2. Aquicultura. 2. Tilápia (peixe). I. Gomes, Levy de Carvalho. II. Universidade Vila Velha. III. Título.

CDD 577

TACIANA ONESORGE MIRANDA LOPES

**BIOMONITORAMENTO DA CRIAÇÃO DE TILÁPIA (*Oreochromis niloticus* L.) EM TANQUES-REDE EM PARQUES AQUÍCOLAS DO BRASIL, COM ÊNFASE EM TOXICIDADE E DETECÇÃO DE OFF-FLAVOR**

Tese apresentada a Universidade Vila Velha, como pré-requisito do Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ecossistemas, para a obtenção do título de Doutor em Ecologia.

Aprovada em 29 de junho de 2018,

Banca Examinadora:



---

**Dr. Guilherme Wolff Bueno (UNESP)**



---

**Dr. Maik dos Santos Cividanes da Hora (UFES)**



---

**Dra. Valéria de Oliveira Fernandes (UFES)**



---

**Dr. Levy de Carvalho Gomes (UVV)**  
**(Orientador)**

Dedico este trabalho à Deus, minha rocha e minha fortaleza.

Aos meus pais, Maurilo e Zenir, que dignamente me apresentaram à importância da família, e ao caminho da honestidade e persistência.

Dedico, também, ao homem da minha vida Jhonson, pelo apoio incondicional em todos os momentos, principalmente nos de incerteza. Nada disso seria possível sem você.

“Porque Deus amou o mundo de tal maneira,  
que deu seu filho unigênito,  
para que todo aquele que nele crer,  
não pereça, mas tenha a vida eterna.” João 3:16.

## **AGRADECIMENTOS**

À Deus, meu criador e mantenedor, por ter me concedido a oportunidade de estudar e me dedicar a este projeto, pela benção da vitória desta conquista e por Seu amor que é sem medidas.

Ao meu orientador Dr. Levy de Carvalho Gomes, pela amizade, profissionalismo, apoio, incentivo, e por longas conversas, profissionais e particulares, que me ajudaram a crescer e entender os desafios de se realizar pesquisa e de fazer doutorado. Muito obrigada por acreditar em mim e neste projeto. Aprendi e cresci muito durante esses anos. Muito obrigada por acreditar em tudo isso e fazer se tornar real! Agradeço a Prof. Adriana, pelas conversas de “mulheres”, pelo apoio em momentos difíceis, e pelo auxílio durante todos esses anos.

Aos meus pais, Maurilo e Zenir, que sempre me apoiaram em minhas escolhas. Sempre estiveram ao meu lado, com incentivo, carinho, amor, me recebendo depois das coletas... Nada disso seria possível sem vocês em minha vida. Vocês são minha base, minhas referências. Amo vocês!

Ao Jhonson, meu esposo, amigo e companheiro, que desde o início sempre acreditou em mim, me dando coragem e seu apoio, dizendo que eu era capaz, viajando o Brasil comigo para as coletas, abrindo peixe, puxando draga, nadando nos lagos, sendo meu estagiário na USP.... enfim, meu parceiro de todas as horas. Obrigada por tudo! Esse projeto também é seu! Amo você para sempre!

Aos meus irmãos, Héctor e Fabíola, e minha cunhada, Deolinda, que sempre estiveram comigo e me deram forças e coragem para seguir em frente nesta conquista. Amo vocês!

Ao prof. Ernani da USP, pelo apoio e amizade imprescindível, hospedagem e auxílio em São Paulo, por acreditar neste projeto e tornar possível as análises que enriquecem este trabalho. À Fabiane, técnica do laboratório de toxinas e produtos naturais de algas, que me ensinou as análises de cromatografia. Você é demais!!!

À prof. Maria Thereza, do LabPetro – UFES, pelas análises de metais, realizadas em tão pouco tempo, mas de forma eficaz. Muito obrigada à Luiza, técnica do laboratório, que me recebeu pacientemente e sempre foi tão disponível e simpática.

À prof. Christiane Mileb, do curso de Nutrição da UVV, pelas análises estatísticas da sensorial, pelo tempo a mim dispensado, pela ajuda para entender tudo o que envolve essa análise. Muito obrigada!!!

Aos amigos do Laboratório de Ictiologia Aplicada – Lab Peixe, que contribuíram e acompanharam de maneira direta e indireta com este trabalho. Meus queridos, Alexandra Frossard, Dandara Cabral, Jéssica Dandara, Andréa Tassis, Aline Gomes, Aline Francisco, Lívia Sperandio, Karla Giavarini, Anderson e Johara. Meu muito obrigado a todos.

Em especial agradeço aos meus queridos, Bárbara, Gabriel, Júlia, Larissa, Marly e Tatiana. Vocês literalmente colocaram a mão na massa durante estes quatro anos. Coletaram comigo, viajaram comigo, analisamos juntos, sorrimos juntos, choramos juntos, enfim, minha família pesquisadora. Adoro vocês, amo vocês, e...sério mesmo??? Muito obrigada!!!

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ecossistemas que contribuíram para minha formação acadêmica, e que de alguma forma contribuíram para o desenvolvimento do trabalho.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Espírito Santo (FAPES), pela concessão da bolsa.

Aos funcionários do complexo Biopráticas, em especial à Clarisse que foi fundamental nas análises dos fungos, ao Jean e a Bianca, nas análises de metais, obrigada por se demonstrarem sempre disponíveis.

## SUMÁRIO

RESUMO.....	10
ABSTRACT.....	12
INTRODUÇÃO GERAL.....	14
REFERÊNCIAS.....	19
<b>CAPÍTULO 1</b>	
Metais, agrotóxicos e microcistina em tilápias ( <i>Oreochromis niloticus</i> ) criados em parques aquícolas no Brasil.....	26
RESUMO.....	27
ABSTRACT.....	29
1.1 INTRODUÇÃO.....	30
1.2 MATERIAL E MÉTODO.....	33
1.2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	33
1.2.2 DESENHO AMOSTRAL.....	33
1.2.3 PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS E ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	34
1.2.3.1 Análise de agrotóxicos.....	34
1.2.3.2 Análises de agrotóxicos por LC-MS/MS.....	35
1.2.3.3 Validação do método.....	35
1.2.3.4 Análise dos tecidos de peixe.....	36
1.2.3.5 Determinação de metais nos tecidos.....	36
1.2.3.6 Avaliação do Risco Humano para metais.....	37
1.2.3.7 Detecção de microcistina.....	37
1.2.3.8 Ingestão diária tolerável de microcistina.....	38
1.2.3.9 Análise estatística.....	38
1.3 RESULTADOS.....	39
1.3.1 Detecção de praguicidas nas amostras de músculo.....	39
1.3.2 Determinação de metais nas amostras de brânquias.....	39
1.3.3 Determinação de metais nas amostras de fígado.....	39

1.3.4 Determinação de metais nas amostras de músculo.....	40
1.3.5 Determinação de metais nas amostras de ração.....	40
1.3.6 Análise de Risco Humano para metais.....	40
1.3.7 Determinação de microcistina nas amostras de tecidos.....	40
1.3.8 Ingestão diária tolerável (TDI) de microcistina.....	41
1.4 DISCUSSÃO.....	41
1.5 CONCLUSÃO.....	47
1.6 REFERÊNCIAS.....	48

## **CAPÍTULO 2**

Biomonitoramento da criação de tilápias ( <i>Oreochromis niloticus</i> ) em tanques-rede em dois lagos de Linhares – ES, com ênfase na detecção de “off flavor” .....	69
RESUMO.....	70
ABSTRACT.....	72
2.1 INTRODUÇÃO.....	73
2.2 MATERIAL E MÉTODO.....	74
2.2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	75
2.2.2 DESENHO AMOSTRAL.....	76
2.3 PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS E ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	77
2.3.1 Análise de água.....	77
2.3.2 Análise de sedimento.....	77
2.3.3 Análise do fitoplâncton.....	77
2.3.4 Análise de compostos voláteis.....	77
2.3.4.1 Detecção de “off flavor” na água, sedimento e tecidos (fígado e músculo).....	78
2.3.5 Isolamento e identificação dos Actinomicetos.....	78
2.3.6 Análise Sensorial.....	79
2.3.7 Análise Estatística.....	79
2.4 RESULTADOS.....	80
2.5 DISCUSSÃO.....	97
2.6 CONCLUSÃO.....	103

2.7 REFERÊNCIAS.....	103
----------------------	-----

### **CAPÍTULO 3**

Acúmulo de metais em tilápias ( <i>Oreochromis niloticus</i> ) cultivadas em tanques-rede no lago de Palminhas em Linhares (ES), antes e depois do rompimento da barragem de Fundão.....	111
--	-----

RESUMO.....	112
-------------	-----

ABSTRACT.....	113
---------------	-----

3.1 INTRODUÇÃO.....	114
---------------------	-----

3.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	115
-----------------------------	-----

3.2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	115
---------------------------	-----

3.2.2 DESENHO AMOSTRAL.....	116
-----------------------------	-----

3.2.3 PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS E ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	116
---	-----

3.2.3.1 Preparo das amostras de água.....	116
---	-----

3.2.3.2 Digestão das amostras de ração, tecido e sedimento.....	117
---	-----

3.2.3.3 Material de Referência.....	117
-------------------------------------	-----

3.2.3.4 Análise de metais na água, ração, sedimento e tecidos.....	118
--	-----

3.2.3.5 Avaliação do Risco Humano para metais.....	118
--	-----

3.2.3.6 Análise Estatística.....	119
----------------------------------	-----

3.3 RESULTADOS.....	119
---------------------	-----

3.3.1 Determinação de metais nas amostras de água.....	119
--	-----

3.3.2 Determinação de metais nas amostras de sedimento.....	121
---	-----

3.3.3 Determinação de metais nas amostras de tecidos.....	123
---	-----

3.3.4 Determinação de metais nas amostras de ração.....	127
---	-----

3.3.5 Análise de Risco Humano.....	128
------------------------------------	-----

3.4 DISCUSSÃO.....	129
--------------------	-----

3.5 CONCLUSÃO.....	132
--------------------	-----

3.6 REFERÊNCIA.....	133
---------------------	-----

CONCLUSÕES FINAIS.....	137
------------------------	-----

## RESUMO

MIRANDA LOPES, TACIANA ONESORGE, D.Sc, Universidade Vila Velha – ES, junho de 2018. **Biomonitoramento da criação de tilápia (*Oreochromis niloticus* L.) em tanques-rede em parques aquícolas do Brasil, com ênfase em toxicidade e detecção de off-flavor.** Orientador: Levy de Carvalho Gomes.

A produção de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus* L.) no Brasil apresenta a maior taxa de crescimento no mundo, para esta espécie. Esta alta produção foi alcançada por meio de sistemas intensivos de aquicultura em tanques-rede, instalados em reservatórios brasileiros, seguindo políticas governamentais que regulam a atribuição de águas públicas à aquicultura. O desenvolvimento acelerado e a exploração excessiva da aquicultura têm efeitos ambientais potencialmente negativos, para toda a dinâmica do ambiente (abiótico e biótico). Geosmina e MIB (2-methylisoborneol) são compostos semi-voláteis, que são produzidas por certas espécies de cianobactérias e fungos (actinomicetos), os quais demonstraram ser a principal causa de “off-flavor”, que produz compostos odoríferos terrosos em águas provenientes de instalações de aquicultura, podendo levar a inviabilidade do empreendimento. O objetivo deste estudo foi avaliar a influência da criação de tilápia em tanques-rede em pisciculturas no Brasil, com ênfase em metais, praguicidas, cianotoxinas (microcistinas) e detecção de “off-flavor”. Os resultados indicaram que, os peixes criados em parques aquícolas no Brasil (Aracoiaba - CE, Castanhão – CE, Orós – CE, Furnas – MG, Três Marias – MG, Ilha Solteira – SP, Juara – ES e Linhares – ES), referenciados como açudes, reservatórios e lagos, para as concentrações de metais (As, Cd, Mn, Ni, Pb, Sn e Zn) e praguicidas apresentaram valores abaixo do tolerado, e não apresentaram risco para consumo humano, porém, em relação as concentrações de microcistina, os valores encontrados foram acima do limite tolerável, o que indica risco para o consumo em função de possível intoxicação por microcistina. Em relação à detecção de “off-flavor”, o lago Palminhas, localizado em Linhares – ES,

onde ficam localizadas as pisciculturas P1 e P2 que apresentaram maior concentração de nutrientes e abundância de Cyanobacteria, com altas concentrações de metabólitos causadores de “off-flavor”. O lago Palmas, localizado em Linhares – ES, onde está a piscicultura PA, apresentou baixas concentrações de nutrientes e abundância de Chlorophyceae, com produção de Geosmina, mas com ausência de MIB, o que representa a ausência de “off-flavor”. Em relação às análises de metais nos tecidos das tilápias, antes e depois do desastre da barragem de Fundão, para as amostras de músculo, os elementos estudados (As, Cd, Cu, Mn, Ni, Pb e Zn) não apresentaram aumento nas concentrações, em relação aos meses antes e depois do rompimento da barragem de Fundão, demonstrando que as pisciculturas instaladas no lago de Palminhas, não sofreram impacto referente a bioacumulação de metais decorrentes do acidente. Os cálculos da análise de risco mostraram que, para uma pessoa brasileira com peso médio corporal de 70 kg, o EDI (Ingestão Diária Estimada) do músculo é inferior às diretrizes do RfD (Dose de Referência) para todos os metais estudados, indicando fortemente que, durante todos os meses de amostras coletadas, não há nenhum risco à saúde.

**Palavras chaves:** Aquicultura, cianobactérias, tilápias, biomonitoramento, metais, praguicidas, off flavor.

## ABSTRACT

MIRANDA LOPES, TACIANA ONESORGE, D.Sc, University of Vila Velha – ES, June de 2018. **Biomonitoring of tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) in tanks in aquaculture parks in Brazil, with emphasis on toxicity and off-flavor detection.** Advisor: Levy de Carvalho Gomes.

The production of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in Brazil has the highest growth rate in the world. This high production was achieved through intensive aquaculture systems in network tanks, installed in Brazilian reservoirs, following government policies that regulate the allocation of public waters to aquaculture. Accelerated development and over-exploitation of aquaculture have potentially negative environmental effects, especially for aquatic communities and fish farming itself. Geosmin and MIB are semi-volatile compounds, which are produced by certain species of cyanophytes and fungi (actinomycetes). These compounds have been shown to be the main cause of "off-flavor", which produces earthy odorous compounds in waters from aquaculture facilities. The objective of this study is to measure the influence of tilapia production on fish tanks in fish farms in Brazil, with emphasis on metals, agrochemicals, toxin (microcystin) and off-flavor detection. The results indicate that fish farmed in aquaculture parks in Brazil, for concentrations of metals and pesticides present values below that tolerated, and present no risk for human consumption, but in relation to microcystin concentrations, the values found are above the limit tolerant, indicating a risk for consumption due to possible microcystin intoxication. Regarding the detection of "off-flavor", the lake Palminhas, where the P1 and P2 fish farms are located, presented a higher concentration of nutrients and abundance of Cyanophyceas, with high concentrations of "off-flavor" metabolites. Lake Palmas, where the fish farm is located, presents low concentrations of nutrients and abundance of Chlorophyceas, with production of Geosmina, but with absence of MIB, which represents the absence of off-flavor. In relation to the metal analysis for Tilapia tissue samples, before and after the dam dam of Fundão, for the muscle samples,

the elements studied showed no increase in concentrations, in relation to the months before and after the rupture, the which characterizes that the fish farms did not suffer impact on the bioaccumulation of metals from the accident. The calculations of the risk analysis showed that, for a Brazilian person with a mean body weight of 70 kg, muscle EDI is lower than RfD guidelines for all metals studied, strongly indicating that during all months of samples collected, there is no risk to health.

**Keywords:** Aquaculture, cyanobacteria, tilapia, biomonitoring, metals, pesticides, off flavor.

## INTRODUÇÃO GERAL

### Aquicultura Mundial

A produção mundial de aquicultura se expandiu rapidamente para atender às demandas dos consumidores. Observa-se que, durante o período de 1981 a 2011, a produção aquícola aumentou (taxa média anual de mais de 8%), passando de 5,2 milhões toneladas em 1981 para 62,7 milhões de toneladas em 2011 (Grealis et al., 2017), sendo o setor de produção animal com maior taxa de crescimento nos últimos 20 anos. Em 2014, a aquicultura era responsável por aproximadamente 44% da produção de peixe em todo o mundo e atualmente representa quase metade de todos os produtos de peixe disponíveis para consumo humano (FAO, 2016).

Existe necessidade de refinamento de tecnologias para garantir o melhoramento genético, a qualidade final do produto e o gerenciamento efetivo dos riscos para a saúde animal, bem como o desenvolvimento de investimentos e infra-estrutura compatível com as políticas e regulamentos governamentais (Lazzari e Baldisserotto, 2008; Asche et al., 2016). A criação de peixes em tanques-rede, em caráter comercial, em alguns países tropicais e subtropicais, utiliza-se de ecossistemas naturais (lagos e lagoas) e reservatórios para a piscicultura, e tem como principal peixe de cultivo a tilápia (*Oreochromis niloticus* L.) (Roriz et al., 2017). Toda esta expansão traz desafios ambientais, como competição por recursos hídricos e efeitos negativos sobre a qualidade da água.

O uso de recursos hídricos públicos existentes para a produção de peixe em tanque-rede é uma maneira fundamental de promover sistemas de produção competitivos e sustentáveis. Esta prática tem crescido em vários países, incluindo China, Indonésia e Brasil (Roriz et al., 2017). O crescimento deste seguimento é atribuído a diversos fatores, incluindo o alto valor de mercado, o aumento da demanda por peixes, a insegurança alimentar de países em desenvolvimento, a melhoria da tecnologia para o cultivo em reservatórios, a disponibilidade de apoio técnico e a alta qualidade das rações disponíveis atualmente (Dejefu et al., 2011).

### Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus* L.)

Tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, (LINNAEUS) é uma espécie atraente para a aquicultura por causa de seu crescimento rápido, alimentação em baixos níveis tróficos e baixos custos de produção (Turker et al., 2003). A produção de tilápia sofreu acelerado crescimento, o que faz com que este, depois de salmão e camarão, seja um dos produtos da aquicultura de sucesso entrando em evidência no comércio internacional.

As tilápias são resistentes, onívoras e sua alimentação ocorre em baixo nível trófico. Dentro dos sistemas, esta espécie pode ser alimentada com dietas contendo uma percentagem elevada de proteínas e óleos vegetais (Garcia et al., 2013).

### Aquicultura no Brasil

A produção de tilápia do Nilo no Brasil apresenta a maior taxa de crescimento no mundo (FAO, 2016), sendo a espécie predominantemente cultivada, principalmente em commodities, e representa cerca de 45,4% (quase 220 mil toneladas) do total da produção de peixe no Brasil (BRASIL, 2015a). Isso foi alcançado através de sistemas intensivos de aquicultura em redes instaladas em reservatórios brasileiros, seguindo políticas governamentais que regulam a atribuição de águas públicas à aquicultura (BRASIL, 2003; BRASIL, 2004; BRASIL, 2009; BRASIL, 2015b, c).

A utilização dos reservatórios para usos múltiplos no Brasil, entre eles a aquicultura, foi estabelecida pela Política Nacional de Recursos Hídricos em 1997 com a lei nº 9.433. Este quadro jurídico foi complementado pelo Decreto nº 4.895, de 2003, e da Instrução Normativa Interministerial nº 6, de 2004, que regulamenta o uso de Águas brasileiras e espaços públicos para a prática da aquicultura. Com base nesse marco regulatório, o Governo Federal forneceu incentivo para a instalação de pisciculturas em reservatórios públicos, como exemplo em represas de usinas hidrelétricas, como meio de aumentar a produção de alimentos e promover desenvolvimento.

Os parques aquícolas são agrupamentos de diversas áreas aquáticas dentro de um contexto de economia ou produção ordenados. A localização de cada parque aquícola é decidida com base em um conjunto de estudos multidisciplinares que identifiquem as melhores áreas, estimam a produção máxima atingível, sem comprometer a estabilidade do ambiente e evitam conflitos com outros utilizadores dos recursos e do ambiente (Bueno et al., 2013).

### Impacto da Aquicultura no ambiente

No entanto, o desenvolvimento acelerado e a exploração excessiva da aquicultura têm efeitos ambientais potencialmente negativos, especialmente para toda a dinâmica do ecossistema. A criação desses animais exige uma grande quantidade de alimento, resultando no aumento da entrada de nutrientes no ambiente, especialmente nitrogênio (N) e fósforo (P) (Jieng et al., 2013). As atividades antropogênicas aumentam o aporte de nitrogênio e fósforo para os ecossistemas de água doce e resultaram em elevados níveis de trofia, o que deverá continuar aumentando nas próximas décadas devido ao crescente aumento populacional, maior desenvolvimento e maior demanda de produção de alimentos e produção de energia. Cargas excessivas de nutrientes para lagos e córregos afetam negativamente a estrutura do ecossistema e funcionam alterando a distribuição do oxigênio dissolvido, biomassa, as comunidades biológicas, redes alimentares e a ciclagem de nutrientes. (Smucker et al., 2013).

Mudanças relacionadas à estrutura e composição das comunidades fitoplanctônicas podem resultar na proliferação de algumas espécies de algas, que podem ser prejudiciais para os ecossistemas aquáticos e para criação em larga escala, levando à degradação dos habitats naturais (Sant'anna & Azevedo, 2000). Além disso, as atividades antrópicas podem aumentar as concentrações de nutrientes na água, em uma proporção que pode afetar significativamente a composição taxonômica e a produção do fitoplâncton e, conseqüentemente, o funcionamento destes ecossistemas (Sidik et al., 2008).

### Cianobactérias e “off flavor”

Vários estudos demonstraram que a aquicultura promove mudanças nos ecossistemas aquáticos como, por exemplo, proliferação de algas, depleção nas concentrações de oxigênio dissolvido, diminuição da transparência da água e alterações nas comunidades de fitoplâncton e zooplâncton. Normalmente, o aumento da entrada de nutrientes proporciona maiores taxas de produção do fitoplâncton, podendo resultar na proliferação de algas indesejáveis, como as cianobactérias (Wu et al., 2012).

As cianobactérias são o grupo taxonômico mais característico de florações potencialmente tóxicas ocorrendo em ecossistemas de água doce. A intensidade dessas florações pode ser influenciada por diversos fatores, incluindo as características biológicas e adaptativas deste grupo, a disponibilidade de nutrientes (N, P) na água e sedimentos, as alterações climáticas e as condições morfológicas dos ecossistemas considerados (Bresciani et al., 2014).

Uma das principais preocupações relacionadas com a proliferação de cianobactérias que podem produzir cianotoxinas, não somente é a integridade dos ecossistemas aquáticos, mas também a saúde humana (Yılmaz et al., 2008). Cilindrospermopsina (CYN) é uma das cianotoxinas mais importantes em termos de qualidade ambiental para a saúde humana (Rogers et al., 2007) e é produzida por algumas espécies de cianobactérias de água doce, como *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Aphanizomenon* sp., *Lyngbya wollei* e *Anabaena bergii*. Microcistinas (MC's) são hepatotoxinas que podem ser encontradas em até 75% de florações de cianobactérias. A intoxicação de organismos de água doce pode ocorrer por absorção de microcistinas dissolvidas na água ou associadas a partículas minerais ou orgânicas, por ingestão de cianobactérias e/ou demais seres aquáticos (Lance et al. 2014).

Outras características preocupantes encontradas nas cianobactérias que as tornam espécies indesejáveis na aquicultura são as seguintes: (1) sua tendência para florações pode levar a problemas de qualidade da água; (2) algumas espécies produzem toxinas; e (3) algumas espécies produzem compostos odoríferos que podem causar "off flavor" nos filés dos peixes. "Gosto de terra" e

"mofo" são os sabores mais descritos por consumidores, sendo ocasionados devido à acumulação no filé de Geosmina e 2-metilisoborneol (MIB), respectivamente. Estes compostos são produzidos por cianobactérias, as quais frequentemente são dominantes na comunidade do fitoplâncton em lagos com aquicultura (Paerl e Tucker, 1995).

### Metais e praguicidas

Outro agravante nos sistemas de piscicultura diz respeito à lixiviação de materiais alóctones, como pesticidas, fertilizantes e metais (Authman e Gaafar, 2012), podendo estes poluentes contaminarem os peixes e seus tecidos com toxinas, e várias substâncias químicas.

Os pesticidas organoclorados (OCPs), utilizados na agricultura, em controle de pragas e redução de mosquitos, são onipresentes, persistentes, potencialmente tóxicos e bioacumuláveis na natureza. Os peixes são amplamente usados para monitoramento ambiental destes agrotóxicos (Lanfranchi et al., 2006), porque absorvem contaminantes diretamente da água como também via alimentação. Geralmente, a capacidade dos peixes de metabolizar os organoclorados é moderada; dessa forma, os estudos de bioacumulação de agrotóxicos em peixes reflete bem o estado de poluição do ambiente (Guo et al., 2008).

Nos últimos anos, existe grande atenção para a contaminação ambiental por metais (Malik et al., 2010; Aktar et al, 2011.; Qadri e Malik, 2011; Maceda-Veiga et al., 2012). Metais são de especial preocupação, devido à sua toxicidade e capacidade de bioacumulação ecossistemas aquáticos, assim como sua persistência no ambiente natural. Entre os metais, alguns são potencialmente tóxicos (As, Cd, Pb, Hg) (Authman e Gaafar, 2012). Essencialmente, peixes assimilam metais por ingestão de partículas em suspensão na água, ingestão de alimentos, troca iônica de metais dissolvidos pelas brânquias, absorção no tecido e superfícies da membrana. A excreção de metais ocorre através das fezes, urina, e membranas respiratórias (Alan et al., 2002).

Resíduos da piscicultura (alimentos não consumidos, fezes, produtos de excreção e materiais químicos como medicamentos) podem se acumular abaixo, sobre o sedimento ou perto dos tanques-rede de peixes. Em geral, este material representa um risco potencial de contaminação para o ambiente, que exibe uma variedade de efeitos de fatores biológicos, químicos e ecológicos (Schendel et al., 2004; Salazar e Saldana, 2007).

Alguns pressupostos devem ser cumpridos, para efetivo controle dos sistemas de piscicultura, como o monitoramento da qualidade da água e sua capacidade de assimilação e dispersão da matéria orgânica. Através da caracterização do ambiente de cultivo é possível indicar futuros níveis de degradação deste pela atividade, além de prever o risco de ocorrência de eventos críticos, como florações de algas tóxicas e mudança de estado trófico (Guo et al., 2009; Wetzel e Likens, 2000).

A avaliação das condições limnológicas é fundamental para indicar a qualidade da água e entender a dinâmica do ambiente. Além disso, o acompanhamento das variáveis limnológicas durante o período de cultivo pode trazer subsídios para adequação técnica de manejo em tanques-rede a curto e longo prazo, assegurando boa produtividade aliada ao baixo impacto ambiental. Estudos das variáveis físicas, químicas e biológicas da água, nos ambientes onde estão instalados tanques-rede para piscicultura, tornam-se imprescindíveis e podem auxiliar no estabelecimento de critérios para evitar degradação ambiental (Alves & Baccarin, 2005).

## **REFERÊNCIAS**

ALAN, M. G. M.; TANAKA, G.; ALLINSON, L. J. B.; LAURENSEN, F.; SNOW, E. T. A comparison of trace element concentrations in cultured and wild carp (*Cyprinus carpio*) of Lake Kasumigaura, Japan. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 53, 348-354, 2002.

ALVES, R. C. P. & BACCARIN, A. E. Efeito da produção de peixes em tanques-rede sobre sedimentação de material em suspensão e de nutrientes no córrego do Arribada (UHE Nova Avanhandava, Baixo Rio Tietê, SP) 2005. In: NOGUEIRA, M. G; HENRY, R.; JORCIN, A. Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata. São Carlos: Rima. p.329-347.

AKTAR, M. D. W.; SENGUNTA, D.; CHOWDHURY, A. Occurrence of heavy metals in fish: a study for impact assessment in industry prone aquatic environment around Kolkata in India. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 181, 51-61, 2011.

ASCHE, F., COJOCARU, A.L., ROTH, B., 2016. The development of large scale aquaculture production: a comparison of the supply chains for chicken and salmon. *Aquaculture*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2016.10.031> (in press).

AUTHMAN, M. M. N.; ABBAS, W. T.; GAAFAR, A. Y. Metals concentrations in Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) from illegal fish farming Al-Minufiya Province, Egypt, and their effects on some tissues structures. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 84, 163-172.

BRASIL, 2003. Decreto nº 4.895, de 25 de novembro de 2003. Dispõe sobre a autorização de uso de espaços físicos de corpos d'água de domínio da União para fins de aquicultura, e dá outras providências, <http://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/2003/decreto-4895-25-novembro-2003-497528-publicacaooriginal-1-pe.html> (Acesso em 26.09.17).

BRASIL, 2004. Instrução Normativa nº 06, de 31 de maio de 2004. Estabelece as normas complementares para a autorização de uso dos espaços físicos em corpos d'água de domínio da União para fins de aquicultura, e dá outras providências. Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca, [http://www.crmvgo.org.br/legislacao/2\\_AQUICULTURA/040531\\_IN\\_inter\\_06.pdf](http://www.crmvgo.org.br/legislacao/2_AQUICULTURA/040531_IN_inter_06.pdf) (Acesso em 26.09.17).

BRASIL, 2009. Resolução Conama nº 413, de 26 de julho de 2009. Estabelece normas e critérios para o licenciamento ambiental da aquicultura,

<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=608> (Acesso em 26.09.17).

BRASIL, 2015a. Produção da Pecuária Municipal, vol. 43. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, pp. 49.

BRASIL, 2015b. Instrução Normativa nº4, de 4 de fevereiro de 2015. Institui o programa nacional de sanidade de animais aquáticos de cultivo – “Aquicultura com sanidade”, Ministério da Pesca e Aquicultura. DOU seção 1, pp. 47–52, <http://www.mpa.gov.br> (acesso em 26.09.17).

BRASIL, 2015c. Instrução Normativa nº 08, de 25 de agosto de 2015. Dispõe sobre procedimentos relativos à autorização da utilização de área da União diversa da inicialmente cedida para fins de aquicultura, decorrentes de alterações das condições locais causadas por motivo de força maior que comprometam a produção aquícola, <http://pesquisa.in.gov.br/imprensa/servlet/INPDFViewer?jornal=1&pagina=32&data=26/08/2015&captchafield=firistAccess> (acesso em 26.09.17).

BRESCIANI, M.; ADAMO, M.; CAROLIS, G. D.; MATTA, E.; PASQUARIELLO, G.; VAICIUTE, D.; GIARDINO, C. Monitoring blooms and surface accumulation of cyanobacteria in the Curonian Lagoon by combining MERIS and ASAR data. *Remote Sensing of Environment*, v. 146, 124-135, 2014.

BUENO, G. W.; OSTRENSKY, A.; CANZI, C.; MATOS, F. T.; ROUBACH, R. Implementation of aquaculture parks in Federal Government waters in Brazil. *Reviews in Aquaculture*, v. 5, 1-12, 2013.

DEJEFU, F.; MENGISTU, S.; SCHARGERL, M. Influence of fish cage farming on water quality and plankton in fish ponds: A case study in the Rift Valley and North Shoa reservoirs, Ethiopia. *Aquaculture*, v. 316, p. 129-135, 2011.

FAO, 2016. The State of World Fisheries and Aquaculture 2016. Contributing to food security and nutrition for all. Rome, 200 pp. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i5555e.pdf>.

GARCIA, F.; ROMERA, D.M.; GOZI, K.S.; ONAKA, E.M.; FONSECA, F.S.; SCHALCH, S.H.C.; CANDEIRA, P.G.; GUERRA, L.O.M.; CARMO, F.J.; CARNEIRO, D.J.; MARTINS, M.I.E.G.; PORTELLA, M.C. Stocking density of Nile tilapia in cages placed in a hydroelectric reservoir. *Aquaculture*, v. 410-411, p. 51-56, 2013.

GREALIS, E.; HYNES, S.; O'DONOGHUE, C.; VEGA, A.; VAN OSCH, S.; TWOMEY, C. The economic impact of aquaculture expansion: An input-output approach. *Marine Policy*, v. 81, p. 29-36, 2017.

GUO, Y.; MENG, X. Z.; TANG, H. L.; ZENG, E. Y. Tissue distribution of organochlorine pesticides in fish collected from the Pearl River Delta, China: Implications for fishery input source and bioaccumulation. *Environmental Pollution*, v. 155, 150-156, 2008.

GUO, L.; LI, Z.; XIE, P.; NI, L. Assessment effects of cage culture on nitrogen and phosphorus dynamics in relation to fallowing in a shallow lake in China. *Aquaculture International (Springer Netherlands)*, v. 17, 219-241, 2009.

JIENG, Z.; LIAO, Y.; LIU, J.; SHOU, L.; CHEN, Q.; YAN, X.; ZHU, G.; ZENG, J. Effects of fish farming on phytoplankton community under the thermal stress caused by a power plant in a eutrophic, semi-enclosed bay: Induce toxic dinoflagellate (*Prorocentrum minimum*) blooms in cold seasons. *Marine Pollution Bulletin*, v. 76, p. 315-324, 2013.

LANCE, E.; PETIT, A.; WILFRIED, S.; PATY, C.; GE'RARD, C.; BORMANS, M. Evidence of trophic transfer of microcystins from the gastropod *Lymnaea stagnalis* to the fish *Gasterosteus aculeatus*. *Harmful Algae*, v. 31, 9-17, 2014.

LANFRANCHI, A. L.; MENONE, M. L.; MIGLIORANZA, K. S. B.; JANISOT, L. J.; AIZPU'N, J. E.; MORENO, V. J. Striped weakfish (*Cynoscion guatucupa*): a biomonitor of organochlorine pesticides in estuarine and near-coastal zones. *Marine Pollution Bulletin*, v. 52, 74-80, 2006.

LAZZARI, R.; BALDISSEROTTO, B. Nitrogen and phosphorus waste in fish farming. *Instituto de Pesca*, v. 34 (4), 591-600, 2008.

MACEDA-VEIGA, A.; MONROY, M.; SOSTOA, A. Metal bioaccumulation in the Mediterranean barbell (*Barbus meridionalis*) in a Mediterranean River receiving effluents from urban and industrial waste water treatment plants. *Ecotoxicology Environmental Safety*, v. 76, 93-101, 2012.

MALIK, N.; BISWAS, A. K.; BORANA, K.; VIRHA, R. Bioaccumulation of heavy metals in fish tissues of a freshwater lake of Bhopal. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 160, 267-276, 2010.

PAERL, H. W.; TUCKER, C. S. Ecology of blue-green algae in aquaculture ponds. *Journal of the World Aquaculture Society*, v. 26, 109-131, 1995.

QADIR, A.; MALIK, R. N. Heavy metals in eight edible fish species from two polluted tributaries (Aik and Palkhu) of the River Chenab, Pakistan. *Biological Trace Element Research*, v. 143, 1524-1540, 2011.

ROGERS, E. H.; ZEHR, R. D.; GAGE, M. I.; HUMPAGE, A. R.; FALCONER, I. R.; MARR, M.; CHERNOFF, N. The cyanobacterial toxin, cylindrospermopsin, induces fetal toxicity in the mouse after exposure late in gestation. *Toxicology*, v. 49, 885-864, 2007.

RORIZ, G. D.; DELPHINO, M. K. G. C.; GARDNER, I. A.; GONÇALVES, V. S. P. Characterization of tilapia farming in net cages at a tropical reservoir in Brazil. *Aquaculture Reports*, v. 6, 43-48, 2017.

SALAZAR, F. J.; SALDANA, R. C. Characterization of manures from fish cage farming in Chile. *Bioresource Technology*, v. 98(17), 3322-3327, 2007.

SANT'ANNA, C. L.; e AZEVEDO, M. T. P. Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia*, v. 71, 359-385, 2000.

SCHENDEL, E. K.; NORDSTROM, S. E.; LAYKULICH, L. M. Floc and sediment properties and their environmental distribution from a marine fish farm. *Aquaculture Research*, v. 35(5), 483-493, 2004.

SIDIK, M. J.; RASHED-UN-NABI, M.; HOQUE, M. A. Distribution of phytoplankton community in relation to environmental parameters in cage culture area of

Sepanggar Bay, Sabah, Malaysia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 80, 251-260, 2008.

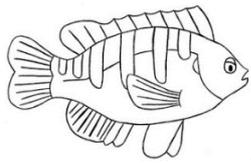
SMUCKER, N.J.; BECKER, M.; DETENBECK, N.E.; MORRISON, A.C. Using algal metrics and biomass to evaluate multiple ways of defining concentration-based nutrient criteria in streams and their ecological relevance. *Ecological Indicators*, v. 32, p. 51–61, 2013.

TURKER, H.; EVERSOLE, A.G.; BRUNE, D.E. Filtration of green algae and cyanobacteria by Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, in the Partitioned Aquaculture System. *Aquaculture*, v. 215, p. 93-101, 2003.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. *Limnological Analyses*. 3rd ed. Springer-Verlag, New York: New York Inc; 2000.

WU, M.; HUANG, S.; ZANG, C.; DU, S.; SCHOLZ, M. Release of nutrient from fish food and effects on *Microcystis aeruginosa* growth. *Aquaculture Research*, v. 43, 1460-1470, 2012.

YILMAZ, M.; PHILIPS, E. J.; SZABOB, N. J.; BADYLAK, S. A comparative study of Florida strains of *Cylindrospermopsis* and *Aphanizomenon* for cylindrospermopsin production. *Toxicon*, v. 51, 130-139, 2008.



## **CAPÍTULO 1**

---

**Metais, praguicidas e microcistinas em tilápias (*Oreochromis niloticus* L.) criados em 8 parques aquícolas no Brasil.**

**Autores:** Taciana O. Miranda Lopes<sup>a</sup>, Larissa Souza Passos<sup>a</sup>, Luiza Valli Vieira<sup>d</sup>, Ernani Pinto<sup>b</sup>, Fabiane Dorr<sup>b</sup>, Rodrigo Scherer<sup>c</sup>, Nathacha de Andrade Salustriano<sup>c</sup>, Maria Tereza W. D. Carneiro<sup>d</sup>, Levy de Carvalho Gomes<sup>a</sup>.

**Endereço dos autores – de acordo com a norma da revista**

<sup>a</sup> Laboratório de Ictiologia Aplicada – LABPEIXE, Universidade Vila Velha, Complexo Biopráticas – Rua Comissário José Dantas de Melo, 21, Boa Vista, CEP 29102-770, Vila Velha, ES. [taci\\_miranda@yahoo.com.br](mailto:taci_miranda@yahoo.com.br); [larissa-sp-10@hotmail.com](mailto:larissa-sp-10@hotmail.com); [levy.gomes@uvv.br](mailto:levy.gomes@uvv.br).

<sup>b</sup> Departamento de Análises Clínicas e Toxicológicas, Faculdade de Ciências Farmacêuticas, Universidade de São Paulo – FCF-USP, Av. Professor Lineu Prestes, 580 - Bloco 17, CEP 05508-000, São Paulo – SP. [fabidorr@usp.br](mailto:fabidorr@usp.br); [ernani@usp.br](mailto:ernani@usp.br).

<sup>c</sup> Programa de Pós-graduação em Ciências Farmacêuticas, Universidade Vila Velha - Rua Comissário José Dantas de Melo, 21, Boa Vista, CEP 29102-770 - Vila Velha, ES. [nathacha888@hotmail.com](mailto:nathacha888@hotmail.com); [rodrigo.scherer@uvv.br](mailto:rodrigo.scherer@uvv.br);

<sup>d</sup> LEA – Laboratório de Espectrometria Atômica, LABPETRO – UFES, Av. Fernando Ferrari, 514 - Goiabeiras, CEP 29075-910, Vitória – ES. [luizavalli@hotmail.com](mailto:luizavalli@hotmail.com); [mariacarneiro@hotmail.com](mailto:mariacarneiro@hotmail.com).

Este capítulo será submetido para publicação na revista Environmental Pollution. A sequência do texto, bem como as referências estão de acordo com a norma da revista.

## RESUMO

A produção de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus* L.) no Brasil apresenta a maior taxa de crescimento no mundo. Esta alta produção foi alcançada por meio de sistemas intensivos de aquicultura em tanques-rede, instalados em açudes, lagos e reservatórios brasileiros, seguindo políticas governamentais que regulam a atribuição de águas públicas à aquicultura. O objetivo deste estudo foi avaliar as concentrações de praguicidas, metais (As, Cd, Mn, Ni, Pb, Sn e Zn) e microcistinas em tilápias cultivadas em tanques-rede em oito parques aquícolas no Brasil, que apresentam concessão do Governo Federal para a produção em açudes, lagos e reservatórios. Com relação aos agrotóxicos analisados, piraclostrobina e fentiona foram os únicos compostos que apresentaram valores acima do limite de quantificação, encontrados em Aracoiaba - CE, Castanhão - CE e Ilha Solteira - SP. As concentrações médias dos metais para as amostras de brânquia, fígado, músculo de peixes e ração demonstraram padrão de acúmulo de Cd, Pb e Sn nos tecidos sendo que a concentração no músculo < brânquia < fígado em todos os locais amostrados; para Mn, Ni e Zn a sequência de acúmulo foi músculo < fígado < brânquia, diferentemente do que foi observado para o As, em que a ordem de acúmulo foi brânquia < fígado < músculo. Juara – ES apresentou as maiores concentrações de As e Mn nos tecidos dos peixes. Aracoiaba - CE apresentou as maiores concentrações nos tecidos para Zn, Ni e Sn. Furnas - MG, Três Marias - MG, Ilha Solteira - SP e Linhares - ES apresentaram as menores concentrações dos metais nos diferentes tecidos de peixe. Em relação à análise de risco humano, os cálculos mostraram que, para um brasileiro com peso corporal médio de 70 kg, a ingestão diária estimada (EDI) do músculo é inferior à dose de referência (RfD) para todos os metais estudados e em todos os parques aquícolas. As concentrações de microcistinas nas amostras de brânquias, fígado e músculo dos peixes apresentaram um padrão de acúmulo semelhantes a outros estudos realizados (músculo < brânquias < fígado), sendo mais alto no Castanhão - CE e mais baixo em Ilha Solteira - SP. Os valores de ingestão diária tolerável de microcistinas (TDI) para os peixes de todos os parques estudados estão acima do limite máximo recomendado pela World Health

Organization (WHO). Os resultados indicam que, os peixes criados em parques aquícolas no Brasil, para as concentrações de metais e praguicidas apresentam valores abaixo do tolerado ou do permitido, e não apresentaram risco para consumo humano; porém, em relação as concentrações de microcistinas, os valores encontrados estão acima do limite tolerável, o que indica risco para o consumo em função de uma possível intoxicação por esta cianotoxina.

## ABSTRACT

The production of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in Brazil has the highest growth rate in the world. This high production was achieved through intensive aquaculture systems in network tanks, installed in Brazilian reservoirs, following government policies that regulate the allocation of public waters to aquaculture. The objective of this study is to evaluate the concentrations of pesticides, metals and cyanotoxins (microcystins) in tilapia cultivated in tanks at eight aquaculture parks in Brazil, which present a concession from the Federal Government for the production of reservoirs. Regarding the agrochemicals analyzed, pyraclostrobin and fentiona were the only compounds that presented values above the limit of quantification, found in Aracoiaba, Castanhão and Ilha Solteira. The mean concentrations of the metals for the gill, liver, fish muscle and feed samples showed a pattern of accumulation of Cd, Pb and Sn in the tissues, with the concentration in the liverwortchus muscle at all sites sampled for the Mn, Ni and Zn the accumulation sequence was muscle <liver <gill, unlike what was observed for As, in which the accumulation order was gill< liver <. Juara - ES presented the highest concentrations of As and Mn in fish tissues. Aracoiaba shows the highest tissue concentrations for Zn, Ni and Sn. Furnas, Três Marias, Ilha Solteira and Linhares presented the lowest concentrations of metals in different fish tissues. Regarding human risk analysis, the calculations showed that, for a Brazilian with a mean body weight of 70 kg, the estimated daily EDI intake of the muscle is lower than the reference dose (RfD) for all metals studied and in all the aquaculture parks. The concentrations of microcystins in the gills, liver and muscle samples of the fish present a pattern of accumulation similar to other studies (muscle <gills <liver), being higher in Castanhão and lower in Ilha Solteira. Tolerable daily intake of microcystin (TDI) for fish from all parks studied is above the maximum recommended by the World Health Organization (WHO). The results indicate that fish farmed in aquaculture parks in Brazil, for concentrations of metals and pesticides present values below that tolerated, and present no risk for human consumption, but in relation to microcystin concentrations, the values found are

above the limit tolerant, indicating a risk for consumption due to possible microcystin intoxication.

## 1.1 INTRODUÇÃO

O uso de recursos hídricos públicos existentes para a produção de peixes em tanques-rede é uma maneira de promover sistemas de produção competitivos e, de certa forma sustentáveis. Esta prática tem crescido em vários países, incluindo China, Indonésia e Brasil (Sampaio et al., 2013; Roriz et al., 2017).

A produção de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) no Brasil apresenta a maior taxa de crescimento no mundo (FAO, 2016). Esta espécie é predominantemente cultivada em tanques-rede e representa cerca de 45,4% (quase 220 mil toneladas) da produção total de peixe no Brasil (BRASIL, 2015a). Esta alta produção foi alcançada por meio de sistemas intensivos de aquicultura em tanques-rede, instalados em açudes, lagos e reservatórios brasileiros, seguindo políticas governamentais que regulam a atribuição de águas públicas à aquicultura (BRASIL, 2003; BRASIL, 2004; BRASIL, 2009; BRASIL, 2015c, d).

O Brasil possui cerca de 10 milhões de água doce em reservatórios, rios e lagos. O uso planejado de reservatórios públicos para aquicultura ampliou as criações em tanques-rede, criando polos aquícolas em várias regiões do país (BRASIL, 2012; BRASIL, 2015b). A utilização dos reservatórios para usos múltiplos no Brasil, entre eles a aquicultura, foi estabelecida pela Política Nacional de Recursos Hídricos em 1997 com a lei nº 9.433. Este quadro jurídico foi complementado pelo Decreto nº 4.895, de 2003, e da Resolução Normativa Interministerial nº 6, de 2004, que regulamenta o uso de águas brasileiras e espaços públicos para a prática da aquicultura. Com base nesse marco regulatório, o Governo Federal forneceu um incentivo para a instalação de pisciculturas em açudes, lagos e reservatórios públicos, como exemplo em represas de usinas hidrelétricas, como meio de aumentar a produção de alimentos e promover desenvolvimento.

Os parques aquícolas são agrupamentos de diversas áreas aquáticas dentro de um contexto de economia ou produção ordenados. A localização de cada parque aquícola foi decidida com base em um conjunto de estudos

multidisciplinares que identifiquem as melhores áreas, estimam a produção máxima atingível e evitam conflitos com outros utilizadores dos recursos e do ambiente (Bueno et al., 2015).

Contudo, por estarem em áreas sem possibilidade de manejo da água, os peixes criados em tanques-rede nos parques aquícolas estão sujeitos aos contaminantes ambientais, tanto de origem autóctone quanto de origem alóctone. Os praguicidas atingem os ecossistemas aquáticos por aplicação direta, pulverização aérea e deriva promovida pelo vento, lixiviação, escoamento das fábricas e efluentes (Campos-Garcia et al., 2015).

A contaminação de corpos d'água, como lagos e reservatórios, por praguicidas tem sido fonte de preocupação, pois estes compostos podem se acumular em tecidos de peixes e outros organismos aquáticos. O consumo de peixe pode, portanto, ser considerado como uma das principais fontes de exposição humana a este contaminante ambiental (Storelli, 2008, Yahia & Elsharkawy, 2014). As concentrações de resíduos de praguicidas em espécies podem representar riscos para a saúde humana e numerosas espécies são comestíveis e consideradas de interesse econômico. A entrada de praguicidas no meio ambiente pode ser promovida durante os eventos de inundação e lixiviação com potenciais impactos ambientais e humanos, com consequências para a saúde humana, e uma possível abordagem para minimizar o risco é identificar essas potenciais fontes de praguicidas antes dos eventos sazonais (Rodrigues et al., 2018).

Assim como os praguicidas, a presença de metais também causa grande preocupação em ambientes aquáticos em razão do seu efeito ecotoxicológico e risco de acumulação na cadeia alimentar, podendo causar, da mesma forma, risco para a saúde em espécies de peixes importantes para o consumo humano (Ahmad et al., 2010; Marcussen et al., 2014). Pelo fato de serem persistentes no meio ambiente, os metais podem ser acumulados em organismos de diferentes níveis tróficos (Rajkowska e Protasowucki, 2013; Zhang et al., 2016).

Além da preocupação com a contaminação dos peixes produzidos por praguicidas e metais, a aquicultura intensiva potencialmente promove mudanças na estrutura e dinâmica dos ecossistemas aquáticos como, por exemplo, favorecendo a proliferação de cianobactérias, depleção nas concentrações de oxigênio dissolvido nas camadas inferiores da coluna d'água, diminuição da transparência da água e alterações em todos os níveis tróficos. Normalmente, o aumento da entrada de nutrientes proporciona maiores taxas de produção do fitoplâncton, podendo resultar na proliferação intensa de microrganismos indesejáveis, como as cianobactérias (Wu et al., 2012).

As cianobactérias são organismos comumente responsáveis por florações potencialmente tóxicas ocorrendo em ecossistemas de água doce. A intensidade dessas florações pode ser influenciada por diversos fatores, incluindo as características biológicas e adaptativas deste grupo, a disponibilidade de nutrientes (N e P) na água e sedimentos, as alterações climáticas e as condições morfológicas dos ecossistemas considerados (Bresciani et al., 2014). Microcistinas (MCs) são hepatotoxinas capazes de inibir irreversivelmente fosfatases do tipo 1 e 2A em mamíferos e que podem ser encontradas em até 75% de florações de cianobactérias. O acúmulo em organismos de água doce pode ocorrer por absorção de microcistinas dissolvidas na água ou associadas a partículas minerais ou orgânicas, por ingestão de cianobactérias e/ou intoxicação por presas e alimentos (Lance et al., 2014). Uma variedade de organismos aquáticos incluindo moluscos, camarão e peixes podem acumular MCs em seus tecidos (Smith et al., 2008; Gurbuz et al., 2016).

A Organização Mundial de Saúde (OMS) definiu o valor de ingestão diária aceitável (IDA) para exposição crônica à microcistina-LR (MC-LR - variante mais comum dessa classe de cianotoxinas) de 0,04 µg/kg de peso corporal, e estabeleceu um valor de referência para MC-LR em água potável de 1 µg/L, com base no pressuposto de que 80% da exposição é atribuível ao consumo de água. Embora a bioacumulação de MCs em peixes e outros organismos aquáticos é de ocorrência amplamente conhecida, não há diretrizes totalmente estabelecidas e

aceitas para as concentrações de MCs no tecido dos peixes. Além disso, os cenários de acúmulo de MCs não consideram que a maior exposição ocorra por meio do consumo de peixe (Poste et al., 2011).

O objetivo deste estudo foi avaliar as concentrações de metais, praguicidas e microcistinas em tilápias do Nilo cultivadas em tanques-rede em 8 parques aquícolas no Brasil, que apresentam concessão do Governo Federal para a produção de pescado em açudes, lagos e reservatórios.

## **1.2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **1.2.1 ÁREA DE ESTUDO**

Os parques aquícolas estudados estão listados a seguir (Fig. 1, Tabela 1): Castanhão (Jaguaribara, CE); Orós (Orós, CE); Aracoiaba (Caucaia, CE); Palminhas (Linhares, ES); Juara (Jacaraípe, ES); Furnas (Alfenas, MG); Três Marias (Morada Nova de Minas, MG) e Ilha Solteira (Santa Fé do Sul, SP). Estes locais foram escolhidos devido a alta representatividade de produção frente à suas regiões.

### **1.2.2 DESENHO AMOSTRAL**

As coletas foram realizadas em todos os ambientes, no período de junho a dezembro de 2015. Oito tilápias de tamanho comercial foram obtidas de cada piscicultura, sendo que houve coleta em 2 pisciculturas, totalizando 16 peixes por parque aquícola. Peixes de tamanhos semelhantes, e de tamanho para abate, foram coletados para minimizar eventuais diferenças de concentrações de metais resultantes da diferença nos tamanhos. O peso médio dos peixes variou entre 600 a 800g.

As rações utilizadas em cada piscicultura também foram analisadas quanto à concentração de metais para determinar a contribuição destas para uma

possível contaminação. Todas as rações utilizadas nas análises eram comerciais, e extrusadas.

### 1.2.3 PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS E ANÁLISE ESTATÍSTICA

#### 1.2.3.1 Análise de praguicidas

##### Padrões e reagentes

A acetonitrila grau HPLC foi adquirida da Tedia Brazil (Rio de Janeiro, Brasil). Padrões de agrotóxicos com grau de pureza  $\geq 99\%$  (Tabela 1) foram adquiridos da Accustandard (USA) ou Sigma-Aldrich (USA). O ácido fórmico foi adquirido de Synth (Brasil), enquanto que o ácido acético foi obtido a partir de Cromoline (Brasil). Para a metodologia de QuEChERS, foram adquiridos sulfato de magnésio anidro ( $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ ), amina secundária primária (PSA), e acetato de sódio ( $C_2H_3NaO_2$ ), adquirida a partir de VETEC (Brasil), Sigma Aldrich (EUA), e Panreac (UE), respectivamente. O carbono grafitizado e a sílica C18 foram adquiridos da Sigma-Aldrich (USA).

##### Preparo de padrões

Foi feita uma solução padrão de 0,5 mg/mL e posteriormente uma diluição seriada com acetonitrila na faixa linear de trabalho entre 125,0 a 1,95  $\mu g/mL$ .

##### Extração das amostras

A extração das amostras de músculo das tilápias foi realizada de acordo com o método de QuEChERS (AOAC 2007/01) com algumas modificações. Foram analisadas seis amostras de cada parque, sendo três de cada piscicultura ( $n=48$ ). As amostras foram homogeneizadas em um processador de alimentos e uma porção de 15 g de músculo foi transferida para um tubo Falcon de 50 mL. Foram adicionados 15 mL de acetonitrila acidificada com ácido acético 1%, 6 g de  $MgSO_4$  anidro, 1,5 g de acetato de sódio, e 50 mg de sílica C18. Após homogeneização em agitador automático por 1 min, o conteúdo foi centrifugado

(centrífuga Laborline Omega) a 3000 rpm por 1 min. Uma alíquota de 6 mL do sobrenadante foi transferida para um tubo Falcon de 15 mL, que continha 150 mg de MgSO<sub>4</sub> anidro e 50 mg de PSA. Em seguida, o sistema foi novamente homogeneizado num agitador automático e centrifugado a 3000 rpm por 1 min. O extrato final foi filtrado em membrana de PTFE (0,45 µm) para um vial para análise por cromatografia em fase líquida acoplada à espectrometria de massas (LC-MS/MS).

#### 1.2.3.2 Análises de agrotóxicos por LC-MS/MS

As análises foram realizadas em um cromatógrafo Agilent Technologies 1200 series acoplado a detector de massas do tipo triplo quadrupolo (API 3200, Applied Biosystems, EUA), na Tomasi. A separação cromatográfica foi realizada em uma coluna Cortecs C18 (150 x 4,6 mm; 2,7 µm, Waters Technologies), com um volume de injeção de 20 µL e vazão de 0,7 mL/min. Como fase móvel, foram utilizadas água acidificada 0,1% com ácido fórmico (Fase móvel A) e acetonitrila (Fase móvel B). O gradiente de eluição começou em 20% de B, mantidos por 5 minutos, seguido de crescimento linear até 60% B em 10 minutos, e até 95% de B em 15 minutos, e depois mantida constante durante mais 2 minutos, com tempo reequilíbrio de 5 minutos. A detecção por espectrometria de massas foi realizada por MRM (Multiple Reaction Monitoring), com ionização por electrospray, no modo positivo (+5500 V). A temperatura da fonte de íons foi mantida a 600°C e foi utilizado nitrogênio como gás de colisão. Os dados foram analisados e processados pelo software Analyst™ 4.0. As transições de massa-carga (m/z) dos analitos, selecionadas nos quadrupolos Q1 e Q3, estão representadas na Tabela 2. Como forma de obter a máxima sensibilidade para identificar e quantificar os compostos alvo, a otimização de todos os parâmetros do espectrômetro de massas foi realizada para cada analito numa solução de 0,5 mg/L em acetonitrila. A otimização dos parâmetros está apresentada também na Tabela 2.

#### 1.2.3.3 Validação do método

Para a avaliação de linearidade a curva de calibração foi feita com cinco pontos, sendo que em três deles foram feitas sete replicatas. A precisão e a exatidão foram avaliadas pela repetitividade e precisão intermediária, e pela taxa de recuperação, em três faixas de concentração, respectivamente. A precisão foi avaliada pelo índice de Horrat, considerando valores aprovados menor ou igual a 2,0, e a exatidão, pela taxa de recuperação. O limite de detecção e de quantificação foram definidos como a concentração do analito que produziu um sinal de amplitude 3 e 10 vezes maior que o sinal da amplitude do ruído/branco, respectivamente.

#### 1.2.3.4 Análise dos tecidos de peixe

##### Preparo das amostras de tecidos

A digestão das amostras dos tecidos foi realizada conforme metodologia descrita por Onsanit et al. (2010). Os peixes foram dissecados e os tecidos foram separados e lavados duas vezes com água ultra pura. Para o transporte do parque aquícola até o laboratório, os tecidos foram mantidos em gelo. No laboratório, os tecidos foram armazenados a -20 °C até a análise.

Aproximadamente 1 g de amostra de fígado, brânquia e músculo foi pesado e transferido para tubos, aos quais foram adicionados 4 mL de ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>) ultrapuro (65%) (Sigma-Aldrich, Alemanha). No dia seguinte, as amostras foram levadas ao ultrassom com aquecimento (35°C) (Cristófoli, Brasil). Após o arrefecimento, foi realizada a diluição com 6 mL de água ultrapura (MilliQ, Millipore, país). Para controle do processo, brancos foram preparados usando o mesmo procedimento e o material de referência de tecido de peixe (ERM-BB422™) foi utilizado para avaliar a exatidão do método. Valores de recuperação e os limites de detecção e quantificação estão reportados na Tabela 3.

#### 1.2.3.5 Determinação de metais nos tecidos

A determinação de As, Cd, Mn, Ni, Pb, Sn e Zn foi realizada por espectrometria de massas com plasma indutivamente acoplado (ICP-MS),

aparelho Nexlon 300D - Perkin Elmer, país. As condições operacionais utilizadas foram as estabelecidas pelo fabricante do equipamento: potência da radiofrequência (1500 W), vazão do gás de nebulização, gás auxiliar e do gás de plasma (0,98; 1,2 e 16 L/min), padrão interno (Rh e Ir) e os Isótopos mensurados neste trabalho foram  $^{75}\text{As}$ ,  $^{55}\text{Mn}$ ,  $^{60}\text{Ni}$ ,  $^{66}\text{Zn}$ ,  $^{111}\text{Cd}$ ,  $^{208}\text{Pb}$ ,  $^{118}\text{Sn}$ .

#### 1.2.3.6 Avaliação do Risco Humano para metais

A avaliação do risco humano foi calculada utilizando a ingestão semanal provisória tolerável (PTWI - Provisional Tolerable Weekly Intake), e dose de referência (RfD) previamente estabelecidas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2005). A dose diária (mg/kg de peso corporal/dia) foi estimada utilizando a seguinte equação:

$$\text{EDI} = C_{\text{fish}} \times (\text{dc}_{\text{fish}} / \text{bw})$$

EDI = Ingestão diária estimada;

$C_{\text{fish}}$  = Concentração média do metal no músculo ( $\mu\text{g/g}$  peso úmido);

$\text{dc}_{\text{fish}}$  = Consumo diário de peixe (g/dia) *per capita* e

$\text{bw}$  = Peso corporal médio (kg) da população-alvo.

O quociente de perigo (HQ) foi calculado dividindo-se o EDI pela Rfd estabelecida para avaliar o perigo para a saúde em relação ao consumo dos peixes. Quando  $\text{HQ} < 1$  significa que não há perigo. As concentrações médias dos metais encontradas nos músculos foram usadas para apresentar a avaliação de risco humano para o consumo de peixe. Assumiu-se um peso médio de 70 kg para o brasileiro, de acordo com o IBGE (2008-2009). Segundo a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO) a taxa média de consumo diário de peixes por pessoa no Brasil é de 8,9 kg por ano, ou seja, 24 g/pessoa/dia (FAO, 2010).

#### 1.2.3.7 Detecção de microcistina

Amostras de tecidos (músculo, fígado e brânquias) foram analisadas quanto à presença de microcistinas totais. A metodologia de extração nos tecidos foi realizada conforme descrito por Suchy e Berry (2012). As amostras foram liofilizadas e, posteriormente, 100 mg foram macerados em nitrogênio líquido e extraídos duas vezes com metanol 75%. As amostras foram centrifugadas (4000 rpm, por 5 min, a 4 °C) e o sobrenadante foi seco sob fluxo de N<sub>2</sub> e ressuspendido em tampão PBS (phosphate buffered saline). O volume obtido foi analisado por ensaio imunoenzimático (ELISA) usando kit de placa para microcistinas (Cat # 20-0068, Beacon Analytical Systems Inc.<sup>®</sup>, EUA). Cada amostra foi analisada com réplicas. A sensibilidade e reprodutibilidade do teste foi dada pelo fabricante com limite de detecção (LOD) de 0,1 µg/L a 2,0 µg/L. Os controles negativo e positivo para a análise ELISA foram referenciados de acordo com o certificado do fabricante. As amostras utilizadas para análise apresentam a concentração em peso seco, logo utilizou-se a equação de conversão para peso úmido, expressa em Cresson et al., (2017). O valor adotado de umidade do filé de tilápia foi de 77% (Leonhardt et al., 2006; Rocha et al., 2018).

#### 1.2.3.8 Ingestão diária tolerável de microcistina

Para determinar o valor real de ingestão diária tolerável (TDI) para peixes em relação a presença de microcistinas, são utilizados como parâmetros: valor de referência = 0,04 µg/kg/dia de acordo com World Health Organization (WHO, 2003); Peso médio = 70 kg, de acordo com IBGE (2008-2009); Consumo de peixe diário = 24 g, de acordo com a FAO (2010). Dessa forma, o TDI para o consumo diário de microcistina por um brasileiro foi calculado em 116 µg/kg/dia.

#### 1.2.3.9 Análise estatística

Todos os dados obtidos foram submetidos a um teste de normalidade e as variáveis que não apresentaram distribuição normal foram logaritmizadas.

Os resultados obtidos das concentrações de metais nos tecidos e da análise de microcistinas foram apresentados como média e desvio padrão. As comparações entre os locais, para as concentrações de metais e microcistinas foram verificadas por Análise de variância ANOVA One-way, e teste de Tukey ( $p < 0,05$ ). Todos os testes estatísticos foram feitos no programa SigmaPlot versão 12.0.

## **1.3 RESULTADOS**

### 1.3.1 Detecção de praguicidas nas amostras de músculo

Do total das amostras analisadas, 10,4% apresentaram resultado quantificável para os compostos piraclostrobina e fentiona. Em Aracoiaba (CE), 33,3% das amostras de músculo tiveram resultado positivo para Piraclostrobina, em concentrações entre 0,23 e 0,18 mg/kg de músculo. A presença de Fentiona foi observada no Castanhão (CE), em 33,3% das amostras analisadas, em concentrações que variaram de 0,0037 a 0,0026 mg/kg, e em 16,7% das amostras analisadas de Ilha Solteira (SP), com concentração de 0,0121 mg/kg. Em todas as demais amostras dos parques analisados, todos os compostos apresentaram valores abaixo do limite de quantificação ou não foram detectados.

### 1.3.2 Determinação de metais nas amostras de brânquias

As concentrações As, Cd, Mn, Ni, Pb, Sn e Zn nas amostras de brânquias estão apresentadas na Figura 2. Os metais em maiores concentrações foram Zn e Mn, para todos os locais estudados; Cd apresentou as menores concentrações. As, Mn e Ni apresentaram três diferentes grupos homogêneos de concentrações, com destaque para o Juara, que exibiu os maiores valores. Zn, Pb, Cd, e Sn, contudo, demonstraram diferença significativa entre dois grupos ( $p > 0,05$ ).

### 1.3.3 Determinação de metais nas amostras de fígado

As concentrações de As, Cd, Mn, Ni, Pb, Sn e Zn nas amostras de fígado estão representadas na Figura 3.

Com base na análise da figura 3 é possível observar que Zn e Mn apresentaram as maiores concentrações em todos os locais. As, Zn, Mn, Cd, Pb e Sn apresentaram três ou mais grupos com concentrações significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ). O Ni, por sua vez, se dividiu em dois diferentes grupos homogêneos, com destaque para Aracoiaba, com o maior valor encontrado ( $0,06 \mu\text{g/g}$ ).

#### 1.3.4 Determinação de metais nas amostras de músculo

Para as amostras de músculo, as concentrações de As, Cd, Mn, Ni, Pb, Sn e Zn estão demonstradas na figura 4. Zn, As e Mn apresentaram as maiores concentrações entre todos os metais ( $11,5$ ;  $0,45$  e  $0,21 \mu\text{g/g}$ , respectivamente). O Juara, com concentração de As de  $0,44 \mu\text{g/g}$ , apresentou o maior valor desse metal entre os locais. Pb e Sn exibiram dois grupos distintos, já Cd e Ni não apresentaram diferença significativa entre os locais estudados.

#### 1.3.5 Determinação de metais nas amostras de ração

Nas amostras de ração fornecida aos peixes dos diferentes locais, as concentrações de As, Cd, Mn, Ni, Pb, Sn e Zn estão expressas na figura 5. Zn e Mn apresentaram altos valores de concentração nos diversos locais ( $168$  a  $285 \mu\text{g/g}$ ,  $75$  a  $103 \mu\text{g/g}$ , respectivamente). As concentrações de As são estatisticamente diferentes ( $p < 0,05$ ) entre os locais, com destaque para o grupo com maiores valores ( $0,48$ ;  $0,27$ ;  $0,27$  e  $0,23$ ) em Orós, CE; Aracoiaba, CE; Ilha Solteira, SP; e Três Marias, MG, respectivamente, em relação ao outro grupo que expressaram menor concentração. Juara (ES), Castanhão (CE), Linhares (ES), Ilha Solteira (SP) e Furnas (MG) são os locais que apresentaram as maiores concentrações de Pb, com valores que variaram de  $0,18$  a  $0,53 \mu\text{g/g}$ , com diferença significativa para os demais locais com menor concentração.

#### 1.3.6 Análise de Risco Humano para metais

As concentrações de EDI ( $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dia}$ ) para as amostras de metais nos músculos dos locais estudados estão apresentadas na tabela 4. O HQ ficou abaixo de 0,01 para os peixes de todos os ambientes estudados.

#### 1.3.7 Determinação de microcistina nas amostras de tecidos

As concentrações de microcistinas nos tecidos de cada local estão representadas na figura 6. Nas amostras de brânquias, Castanhão – CE expressou a maior concentração (2015  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ), já em Três Marias - MG foi registrado o menor valor (984  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ). Os resultados apresentaram dois grupos estatisticamente diferentes. Para as amostras de fígado, os maiores valores foram registrados entre os três tecidos, com destaque para o Juara – ES com concentração de 3231,3  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Em contrapartida, assim como nas amostras de brânquias, Três Marias - MG apresentou a menor concentração entre os parques (1468,7  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ). Foi possível identificar também a diferença estatisticamente significativa entre três grupos. As amostras de músculo, expressaram a menor concentração entre os tecidos. A maior concentração, como também nas amostras de brânquias, foi registrada no Castanhão – CE (1043,4  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ), enquanto que Ilha Solteira – SP exibe a menor concentração (363,6  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) de microcistinas.

#### 1.3.8 Ingestão diária tolerável (TDI) de microcistina

As médias das concentrações de microcistina nas amostras de músculo de todos os parques aquícolas estão apresentados na Fig. 6. Castanhão apresenta maior valor encontrado (1043,4  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) e Ilha Solteira o menor valor (363,6  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ). Todos os valores encontrados estão acima do limite tolerável permitido para consumo diário (TDI) que é de 116  $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dia}$ .

### **1.4 DISCUSSÃO**

Com relação aos praguicidas analisados, os resultados obtidos neste estudo mostram que piraclostrobina e fentiona foram os únicos compostos que apresentaram valores acima do limite de quantificação e em poucos ecossistemas.

Piraclostrobina é um fungicida com ampla aplicação em diversas culturas. De acordo com Zhang et al. (2017), esse praguicida é usado ao redor do mundo, porém em razão da ineficácia no processo de aplicação, grande parte do produto é carregado para corpos d'água. A solubilidade em água deste composto é de 2,3 mg/L, e apresenta tempo de meia vida no solo de 83 dias (Deb et al., 2010; Zhang et al., 2012). A contaminação dos ecossistemas aquáticos por este fungicida é de grande preocupação ambiental, o qual pode ser aplicado a diferentes culturas, incluindo cereais, pepino, amendoim e banana (Joshi et al., 2014). Em Aracoiaba – CE, os principais produtos cultivados são o caju, a castanha, cana-de-açúcar e cereais (milho, arroz e feijão).

Fentiona é um organofosforado que atua como inseticida, formicida, acaricida e cupinicida, sendo aplicado nas folhas em diversos tipos de cultivo em grande parte do mundo (Baward et al., 2007). No entorno do Castanhão – CE, há áreas agrícolas com cultivos de banana, castanha de caju, coco, goiaba e mamão, já em Ilha Solteira – SP os cultivos que se destacam no entorno são banana, borracha, café, laranja e manga. Dessa forma podemos considerar, que uma possível fonte de contaminação dos reservatórios se dá pela utilização destes compostos em agriculturas nos entornos.

Devido ao seu uso generalizado e persistência no meio ambiente, pesticidas organoclorados (OCPs) continuam a ser detectados em vários compartimentos ambientais (água, sedimentos, tecidos de vegetais e animais) especialmente ecossistemas aquáticos (Naigaga et al., 2011; Ogbeide et al., 2016). A contaminação das fontes de água é uma das principais fontes de preocupação uma vez que é o habitat de peixes e outros organismos aquáticos consumíveis, como mexilhões, ostras, camarões e lagostas. De fato, a ingestão de água e alimentos contaminados é considerada a fonte mais importante de praguicidas em humanos (Yahia e Elsharkawy, 2014). Ingerir o praguicida a partir do pescado pode ser considerada uma ingestão de fonte indireta, pois o peixe não foi o alvo do praguicida, e sim exposto por meio da contaminação do ambiente em que vive.

Em relação às concentrações de metais no músculo, os resultados encontrados não apresentaram valores acima do permitido pela ANVISA (Resolução nº 42, 2013), o que caracteriza que nos parques aquícolas onde há o cultivo, as tilápias não apresentaram risco de contaminação por metais para os consumidores. A concentração de metais nos tecidos dos peixes, para a maioria dos elementos apresentou maiores valores no fígado, órgão responsável pelos processos de desintoxicação que acumula mais metal, em detrimento do músculo, que determina o risco de contaminação para humanos.

Podemos considerar que uma possível entrada de metais no ambiente se dá pela oferta de rações aos peixes. Neste estudo, foram registradas concentrações de Zn na faixa de 167 a 284 µg/g e de Mn entre 75 a 103 µg/g, para as rações comerciais utilizadas nas pisciculturas. Estas concentrações se dão pelo enriquecimento das rações com esses elementos, por serem essenciais para o desenvolvimento do peixe. Existem muitas rotas para a exposição dos peixes aos metais, incluindo absorção através das brânquias, digestão de alimentos e matéria sedimentar no trato digestivo e consequente entrada dos metais no corpo de peixes (Ju et al., 2017). Rajkowska e Protasowucki (2013) indicam que a distribuição de metais entre os tecidos depende principalmente do teor de metal na água e alimentos e, portanto, podem servir como um indicador de poluição dos ambientes. Geralmente, fígado e rim são considerados órgãos com alto acúmulo de metais, enquanto músculos e brânquias têm concentrações de metais relativamente baixas (Rajkowska e Protasowucki, 2013; Taweel et al., 2013).

Uma possível hipótese para o aumento de Mn nos reservatórios se dá por fontes antrópicas, como indústrias metalúrgicas e uso de fertilizantes e fungicidas. A lagoa Juara – ES está localizada em um município que possui duas indústrias siderúrgicas, além de cultivos agrícolas, e também recebe efluentes urbanos da redondeza. Já nos açudes de Aracobaia e Orós – CE, é possível verificar, nos entornos, agricultura expressiva, que utiliza água do açude para irrigação, como também despejo de efluentes domésticos. Duarte et al. (2017), em estudo

realizado em 2012, registraram Fe e Mn acima do limite máximo permitido nas amostras de água, e valores abaixo do limite de quantificação para os demais metais.

Embora manganês (Mn), zinco (Zn), cobre (Cu), ferro (Fe) e níquel (Ni) sejam elementos essenciais aos organismos e que desempenham papel importante nas atividades biológicas, eles podem ser tóxicos para as espécies e suas atividades se encontrados acima de certas concentrações (Jiang et al., 2012; Merciai et al., 2014; Zhang et al., 2016). Neste estudo, verificamos que as concentrações registradas destes metais, não apresentam interferência no hábitat das tilápias.

Arsênio (As) e cádmio (Cd) são amplamente encontrados no ambiente, tanto por ocorrência natural como devido à atividade antropogênica. Porém, ambos elementos são potencialmente tóxicos e, se estiverem biodisponíveis, sua presença em ambientes aquáticos pode resultar em efeitos deletérios sobre organismos desses sistemas (Wang et al., 2012; Chen et al., 2015). Em estudo feito no Sri Lanka, Perera et al. (2016) afirmam que o uso de produtos químicos agrícolas foi indicado como a principal fonte antropogênica de As e Cd em ambientes aquáticos.

Vários estudos revelam que os metais pesados são persistentes e, por serem tóxicos (até mesmo cancerígenos) e bioacumuláveis, representam elevado risco ambiental. Metais como Cd, Pb podem bioacumular e biomagnificar em organismos aquáticos (mexilhões, ostras, camarão, peixe) e podem ser transferidos para humanos através da cadeia alimentar, de tal forma que elementos como o cádmio (Cd), o mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) sempre se comportam como elementos tóxicos em organismos (Monroy et al., 2014; Ahmed et al., 2015; Bhuyan et al., 2017).

Em relação à análise de risco humano para os metais, os cálculos mostraram que, para um brasileiro com peso corporal médio de 70 kg, o EDI do músculo é inferior às diretrizes do RfD para todos os metais estudados, indicando

que o consumo das tilápias cultivadas em todos os parques aquícolas avaliados é seguro, pois não foram observadas concentrações de metais nos tecidos de peixes que evidenciem risco. Todos os valores calculados para o HQ (Quociente de perigo) foram inferiores a 0,01. Este índice mostra que se as concentrações encontradas de EDI em relação aos valores estabelecidos de RfD fossem iguais ou maiores que 1, haveria risco de consumo humano, o que não foi obtido neste estudo. Onsanit et al (2010), em estudo feito com duas espécies de peixes marinhos criadas em gaiolas ao longo do litoral de Fujian na China, também encontraram valores menores de EDI, em relação aos estabelecidos de RfD.

As concentrações de microcistinas nas amostras de brânquias, fígado e músculo dos peixes dos diferentes ecossistemas avaliados apresentaram padrão de acúmulo comumente encontrado em outros estudos (Músculo < Brânquias < Fígado). A lagoa Juara – ES, registrou a maior concentração encontrada nas amostras de fígado (3231,3 µg/kg), já em Três Marias – MG, os resultados apontaram a menor concentração de microcistinas. Duarte et al. (2017) afirmam que análises físico-químicas na água do lago Juara – ES expressam altos valores de N e P, indicativos de eutrofização do ambiente, possivelmente pela atividade intensiva de piscicultura, fornecendo matéria orgânica para decomposição e aumento de nutrientes, além dos efluentes sem tratamento, promovendo o aumento de trofia. Tal estudo revelou que a comunidade fitoplanctônica apresentou maior densidade de cianobactérias em relação às demais classes estudadas, levando os autores a apontarem que a qualidade ecológica do lago poderia estar comprometida.

Em relação às amostras de brânquias e músculo, o açude Castanhão – CE exibiu as maiores concentrações (2015 e 1043,4 µg/kg, respectivamente), Três Marias – MG expressou o menor valor para as amostras de brânquias (984 µg/kg), e Ilha Solteira – SP apresentou a menor concentração nas amostras de músculo (363,6 µg/kg). Barroso et al. (2014), em estudo realizado no Castanhão – CE, apontaram que as espécies mais abundantes, a classe cianobactéria apresentou 70% ou mais de ocorrência, em relação às demais classes estudadas, neste

estudo, têm destaque além da dominância de cianobactérias filamentosas, que indicou que o lago possui condições mesotróficas /eutróficas pelas concentrações de nutrientes com alta turbidez no ambiente em razão das secas recorrentes na região.

As concentrações de microcistinas nas amostras de músculo de tilápias de todos os parques aquícolas estudados apresentaram valores acima do limite máximo de ingestão, que é de 167 µg/kg/dia. Dentre os parques estudados, Castanhão apresentou o maior valor (1043,4 µg/kg), e Ilha Solteira o menor valor (363,6 µg/kg).

Os valores de microcistina nos tecidos das tilápias do Castanhão e Palminhas são significativamente maiores que os registrados em Ilha Solteira. Os demais parques aquícolas não apresentam diferença estatística. Este açude é considerado eutrófico apresentando alta produtividade fitoplanctônica e a oferta de nutrientes disponíveis no ambiente, sendo esta explicada pela maior quantidade de rações e excrementos provenientes das pisciculturas.

Ilha Solteira é um reservatório considerado oligotrófico, e de acordo com estudo feito por Rosini et al., (2016), a classe de cianobactérias possui menor representatividade, com total de 34 espécies, já a classe de clorófitas apresenta uma riqueza de 73 espécies. O consumo médio do brasileiro, de acordo com a FAO (2010), é de 8,9 kg por ano, 24 g por pessoa, por dia. Este dado inclui o consumo total de peixes no Brasil. Deve-se considerar que tais valores devem ser interpretados com precaução, pois não refletem a realidade de toda a população brasileira, já que o consumo de pescado não é todo composto por tilápia. De toda forma, é possível considerar que as concentrações de microcistina encontradas nas amostras de músculo estão acima do limite máximo permitido para a realidade de consumo do brasileiro.

Estudo realizado em três lagos chineses, com presença de aquicultura, mostram que os valores de EDI (Ingestão Diária Estimada) para microcistina encontradas em peixes e mariscos estavam de 5 a 148 vezes maiores que o valor

de TDI (0,04 µg/kg) (Peng et al., 2010). Poste et al. (2011), em estudo feito de risco humano para consumo de peixe em diversas espécies em lagos temperados e tropicais, também encontrou valores de EDI acima do permitido para consumo. Wituszynski et al., (2017) apresentam resultados de um estudo feito no lago Erie (Canadá/EUA), com médias de TDI diferenciadas entre consumidores sazonais e consumidores contínuos. Estes autores observaram níveis seguros de consumo para consumidores sazonais, mas para amostras de alguns peixes, identificaram níveis não seguros de microcistina nos tecidos para consumidores contínuos.

Um processo que pode ser utilizado pelos piscicultores para diminuir as concentrações microcistina nas tilápias é a depuração, que consiste em fazer os peixes passarem um determinado período, antes do abate, em sistemas de água corrente. Estudo de exposição à *Mycrocistis aeruginosa* e posterior depuração realizado, por Adamovsky et al., (2007), com duas espécies de carpas, demonstrou que a microcistina é rapidamente removida dos tecidos após a transferência de peixe para água limpa. Em ambas as espécies, o tempo de eliminação calculado era mais curto para músculo (0,7 – 2,8 dias) do que para fígado (3,5 – 8,4 dias). Os resultados deste estudo mostraram que a tilápia pode depurar e excretar microcistinas no ambiente aquático, como uma maneira de evitar a bioacumulação da toxina.

Faz-se necessário também, o monitoramento contínuo das concentrações de microcistina tanto na água quanto nos tecidos dos peixes de uso comercial. Essas avaliações devem ser expandidas para abranger não apenas as épocas de florações de cianobactérias, mas em escala de biomonitoramento para entender o comportamento de acúmulo de microcistina ao longo de todo ano (Michalak et al., 2013; Paerl e Otten, 2013; Wituszynski et al., 2017).

## **1.5 CONCLUSÃO**

Os metais e praguicidas nos tecidos das tilápias cultivadas em tanques-rede nos oito parques aquícolas do Brasil, não apresentaram níveis acima dos

estabelecidos pelos órgãos governamentais, bem como dos limites estabelecidos para consumo humano, o que caracteriza que o pescado apresentou bons níveis de qualidade.

Em relação a concentração de microcistinas analisada nos tecidos das tilápias, os valores encontrados estão acima dos limites toleráveis de consumo, o que indica risco em função de uma possível intoxicação humana por microcistinas.

## 1.6 REFERÊNCIAS

Adamovsky, O., Kopp, R., Hilscherová, K., Babica, P., Palíková, M., Pasková, V., Navrátil, S., Marsálek, B., Bláha, L., 2007. Microcystin kinetics (bioaccumulation and elimination) and biochemical responses in common carp (*Cyprinus carpio*) and silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) exposed to toxic cyanobacterial blooms. *Environmental Toxicology and Chemistry* 26, 2687.

Ahmad, M.K., Islam, S., Rahman, S., Haque, M.R., Islam, M.M., 2010. Heavy metals in water, sediment and some fishes of Buriganga River, Bangladesh. *International Journal of Environmental Research* 4, 321-332.

Ahmed, M.K., Baki, M.A., Islam, M.S., Kundu, G.K., Sarkar, S.K., Hossain, M.M., 2015. Human health risk assessment of heavy metals in tropical fish and shell fish collected from the river Buriganga, Bangladesh. *Environmental Science and Pollution Research* 22, 15880-15890.

Barroso, G.F., Gonçalves, M.A., Garcia, F.D.C., 2014. The Morphometry of Lake Palmas, a Deep Natural Lake in Brazil. *PLoS ONE* 9(11), e111469.

Bawardi, O., Rimoldi, J., Schlenk, D., 2007. Impacts of hypersaline water on the biotransformation and toxicity of fenthion on rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*), striped bass (*Morone saxatilis* X *Morone chrysops*) and tilapia (*Oreochromis mossambicus*). *Pesticide Biochemistry and Physiology* 88, 321–327.

Bhuyan, M.S., Bakar, M.A., Akhtar, A., Hossain, M.B., Ali, M.M., Islam, M.S., 2017. Heavy metal contamination in surface water and sediment of the Meghna River, Bangladesh. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management* 8, 273-279.

BRASIL, 2003. Decreto nº 4.895, de 25 de novembro de 2003. Dispõe sobre a autorização de uso de espaços físicos de corpos d'água de domínio da União para fins de aquicultura, e dá outras providências, <http://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/2003/decreto-4895-25-novembro-2003-497528-publicacaooriginal-1-pe.html> (Acesso em: 09/11/17).

BRASIL, 2004. Instrução Normativa nº 06, de 31 de maio de 2004. Estabelece as normas complementares para a autorização de uso dos espaços físicos em corpos d'água de domínio da União para fins de aquicultura, e dá outras providências. Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca, [http://www.crmvgo.org.br/legislacao/2\\_AQUICULTURA/040531\\_IN\\_inter\\_06.pdf](http://www.crmvgo.org.br/legislacao/2_AQUICULTURA/040531_IN_inter_06.pdf) (Acesso em: 09/11/17).

BRASIL, 2009. Resolução Conama nº 413, de 26 de julho de 2009. Estabelece normas e critérios para o licenciamento ambiental da aquicultura, <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=608> (Acesso em: 09/11/17).

BRASIL, 2012. Ministério da Pesca e Aquicultura – Parques Aquícolas, <http://www.mpa.gov.br/index.php/aquiculturampa/aguas-da-uniao/parquesaquicolas/parquesaquicolas-continentais> (Acesso em: 09/11/17).

BRASIL, 2015a. Produção da Pecuária Municipal, vol. 43. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, pp. 49.

BRASIL, 2015b. Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba – CODEVASF, <http://www.codevasf.gov.br/noticias/2015/relatorio-da-codevasf-divulga-dados-da-producao-em-tanques-rede-do-reservatorio-de-tres-marias-mg/> (Acesso em: 12/11/17).

BRASIL, 2015c. Instrução Normativa nº 4, de 4 de fevereiro de 2015. Institui o programa nacional de sanidade de animais aquáticos de cultivo – “Aquicultura com sanidade”, Ministério da Pesca e Aquicultura. DOU seção 1, pp. 47–52, <http://www.mpa.gov.br> (Acesso em: 12/11/17).

BRASIL, 2015d. Instrução Normativa nº 08, de 25 de agosto de 2015. Dispõe sobre procedimentos relativos à autorização da utilização de área da União diversa da inicialmente cedida para fins de aquicultura, decorrentes de alterações das condições locais causadas por motivo de força maior que comprometam a produção aquícola,

<http://pesquisa.in.gov.br/imprensa/servlet/INPDFViewer?jornal=1&pagina=32&data=26/08/2015&captchafield=firistAccess> (Acesso em: 12/11/17).

Bresciani, M., Adamo, M., Carolis, G.D., Matta, E., Pasquariello, G., Vaiciute, D., Giardino, C., 2014. Monitoring blooms and surface accumulation of cyanobacteria in the Curonian Lagoon by combining MERIS and ASAR data. *Remote Sensing of Environment* 146, 124-135.

Bueno, G.W., Ostrensky, A., Canzi, C., Matos, F.T., Roubach, R., 2015. Implementation of aquaculture parks in Federal Government waters in Brazil. *Reviews in Aquaculture* 5, 1-12.

Campos-Garcia, J., Martinez, D.S.T., Alves, O.L., Leonardo, A.F.G., Barbieri, E., 2015. Ecotoxicological effects of carbofuran and oxidised multiwalled carbon Nanotubes on the freshwater fish Nile tilapia: Nanotubes enhance pesticide ecotoxicity. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 111, 131-137.

Chen, H., Teng, Y., Lu, S., Wang, Y., Wang, J., 2015. Contamination features and health risk of soil heavy metals in China. *Science of the Total Environment* 512–513, 143-153.

Cresson, P., Tavers-Trolet, M., Rouquette, M., Timmerman, C.A., Giraldo, C., Lefebvre, S., Ernande, B., 2017. Underestimation of chemical contamination in marine fish muscle tissue can be reduced by considering variable wet: dry weight ratios. *Marine Pollution Bulletin* 123, 279-285.

Deb, D., Engel, B.A., Harbor, J., Hahn, L., Lim, K.J., Zhai, T., 2010. Investigating Potential Water Quality Impacts of Fungicides Used to Combat Soybean Rust in Indiana. *Water, Air, & Soil Pollution* 207, 273-288.

Duarte, I.D., Silva, N.H.V.F., Souza, I.C., Oliveira, L.B., Rocha, L.D., Morozesk, M., Bonomo, M.M., Pereira, T.A., Dias, M.C., Fernandes, V.O., Matsumoto, S.T., 2017. Water quality of a coastal lagoon (ES, Brazil): abiotic aspects, cytogenetic damage, and phytoplankton dynamics. *Environmental Science and Pollution Research* 24(11), 10855-10868.

FAO, 2010. Aquaculture development. Ecosystem Approach to Aquaculture. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. Rome, vol. 5(4), 53 pp. Disponível em: [www.fao.org/docrep/013/i1750e/i1750e00.htm](http://www.fao.org/docrep/013/i1750e/i1750e00.htm)

FAO, 2016. The State of World Fisheries and Aquaculture 2016. Contributing to food security and nutrition for all. Rome, 200 pp. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i5555e.pdf>.

Gerber, R., Smit, N.J., Van Vuren, J.H.J., Nakayama, S.M.M., Yohannes, Y.B., Ikenaka, Y., Ishizuka, M., Wepener, V., 2016. Bioaccumulation and human health risk assessment of DDT and other organochlorine pesticides in an apex aquatic predator from a premier conservation area. *Science Total Environment* 550, 522-533.

Gurbuz, F., Uzunmehmetoğlu, O.Y., Diler, O., Metcalf, J.S., Codd, G.A., 2016. Occurrence of microcystins in water, bloom, sediment and fish from a public water supply. *Science of the Total Environment* 562, 860-868.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Pesquisa de Orçamentos Familiares 2008-2009: análise do consumo alimentar pessoal no Brasil. <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv50063.pdf>. Acesso em: 26.10.2017

Jiang, W., Chen, W., Chang, A.C., Page, A.L., 2012. Environmental risks of trace elements associated with long-term phosphate fertilizers applications: a review. *Environmental Pollution* 168, 44-53.

Joshi, J., Sharma, S., Guruprasad, K.N., 2014. Foliar application of pyraclostrobin fungicide enhances the growth, rhizobial-nodule formation and nitrogenase activity in soybean (var. JS-335). *Pesticide Biochemistry and Physiology* 114, 61-66.

Ju, Y.R., Chen, C.H., Chen, C.F., Chuang, X.Y., Dong, C.D., 2017. Assessment of heavy metals in aquaculture fishes collected from southwest coast of Taiwan and human consumption risk. *International Biodeterioration & Biodegradation* 124, 314-325.

Leonhardt, J.H., Filho, M.C., Frossard, H., Moreno, A.M., 2006. Características morfológicas, rendimento e composição do filé de tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, da linhagem tailandesa, local e do cruzamento de ambas. Semina: Ciências Agrárias, Londrina 27, 125-132.

Marcussen, H., Alam, M.A., Rahman, M.M., Ali, M.L., Mahmud, S., Jorgensen, N.O.G., 2014. Species-specific content of As, Pb, and other elements in pangas (*Pangasianodon hypophthalmus*) and tilapia (*Oreochromis niloticus*) from aquaculture ponds in southern Bangladesh. Aquaculture 426-427, 85-87.

Merciai, R., Guasch, H., Kumar, A., Sabater, S., 2014. Trace metal concentration and fish size: variation among fish species in a Mediterranean river. Ecotoxicology Environmental Safety 107,154-163.

Michalak, A.M., Anderson, E.J., Beletsky, D., Boland, S., Bosch, N.S., Bridgeman, T.B., Chaffin, J.D., Cho, K., Confesor, R., Daloglu, I., DePinto, J.V., Evans, M.A., Fahnenstiel, G.L., He, L., Ho, J.C., Jenkins, L., Johengen, T.H., Kuo, K.C., LaPorte, E., Liu, X., McWilliams, M.R., Moore, M.R., Posselt, D.J., Richards, R.P., Scavia, D., Steiner, A.L., Verhamme, E., Wright, D.M., Zagorski, M.A., 2013. Record-setting algal bloom in Lake Erie caused by agricultural and meteorological trends consistent with expected future conditions. Proceedings of the National Academy of Sciences 110 (16), 6448-6452.

Naigaga, I., Kaiser, H., Muller, W.J., Ojok, L., Mbabazi, D., Magezi, G., Muhumuza, E., 2011. Fish as bioindicators in aquatic environmental pollution assessment: a case study in Lake Victoria wetlands, Uganda. Physics and Chemistry of the Earth A, B, C 36 (14-15), 918-928.

Ogbeide, O., Tongo, I., Ezemonye, L., 2016. Assessing the distribution and human health risk of organochlorine pesticide residues in sediments from selected rivers. Chemosphere 144, 1319-1326.

Onsanit, S., Ke, C., Wang, X., Wang, K.J., Wang, W.X., 2010. Trace elements in two marine fish cultured in fish cages in Fujian province, China. *Environmental Pollution* 158, 1334-1342.

Paerl, H.W., Otten, T.G., 2013. Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. *Microbiology Ecology* 65, 995-1010.

Peng, L., Liu, Y., Chen, W., Liu, L., Kent, M., Song, L., 2010. Health risks associated with consumption of microcystin-contaminated fish and shell fish in three Chinese lakes: Significance for fresh water aquacultures. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73, 1804-1811.

Perera, P.A.C.T., Sundarabarathy, T.V., Sivananthawerl, T., Kodithuwakku, S.P., Edirisingh, U., 2016. Arsenic and Cadmium Contamination in Water, Sediments and Fish is a Consequence of Paddy Cultivation: Evidence of River Pollution in Sri Lanka. *Achievements in the Life Sciences* 10, 144-160.

Poste, A.E., Hecky, R.E., Guildford, S.J., 2011. Evaluating Microcystin Exposure Risk through Fish Consumption. *Environmental Science Technology* 45, 5806-5811.

Rajkowska, M., Protasowucki, M., 2013. Distribution of metals (Fe, Mn, Zn, Cu) in fish tissues in two lakes of different trophic in Northwestern Poland. *Environmental Monitoring Assessment* 185, 3493-3502.

Rocha, R.L., Ferreira, J.M., Miranda Lopes, T.O., Gomes, L.C., 2018. Morphometric, bromatological, and sensory analysis of Nile tilapia vaccinated against *Streptococcus agalactiae*. *Boletim do Instituto de Pesca* 44(1), 100-104.

Rodrigues, E.T., Alpendurada, M.F., Ramos, F., Pardal, M.A., 2018. Environmental and human health risk indicators for agricultural pesticides in estuaries. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 150, 224-231.

Roriz, G.D., Delphino, M.K.V.C., Gardner, I.A., Gonçalves, V.C.P., 2017. Characterization of tilapia farming in net cages at a tropical reservoir in Brazil. *Aquaculture Reports* 6, 43-48.

Rosini, E.D., Tucci, A., Carmo, C.F., Rojas, N.E.T., Barros, H.P., Mallasen, M., 2016. Changes in phytoplankton spatial and temporal dynamics in a Brazilian tropical oligotrophic reservoir after net cage installation. *Brazilian Journal of Botany* 39, 569-581.

Saldanha, G.C., Bastos, W.R., Torres, J.P.M., Malm, O., 2010. DDT in fishes and soils of lakes from Brazilian Amazon: case study of Puruzinho lake (Amazon, Brazil) *Journal of the Brazilian Chemical Society* 21, 306-311.

Sampaio, F.G., Losekann, M.E., José, A., Luiz, B., Neves, M.C., Frascá-scorvo, C.M.D., 2013. Monitoramento e gestão ambiental da piscicultura em tanques-rede em reservatórios. *Informe Agropecuário* 34, 1-11.

Smith, J.L., Boyer, G.L., Zimba, P.V., 2008. A review of cyanobacterial odorous and bioactive metabolites: impacts and management alternatives in aquaculture. *Aquaculture* 280, 5-20.

Storelli, M.M., 2008. Potential human health risks from metals (Hg, Cd, and Pb) and polychlorinated biphenyls (PCBs) via seafood consumption: estimation of target hazard quotients (THQs) and toxic equivalents (TEQs). *Food and Chemical Toxicology*, 46(8), 2782-2788.

Suchy, P., Berry, J., 2012. Detection of total microcystin in fish tissues based on lemieux oxidation and recovery of 2-methyl-3-methoxy-4-phenylbutanoic acid (MMPB) by solid-phase microextraction gas chromatography-mass spectrometry (SPME-GC/MS). *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 92(12), 1443-1456.

Taweel, A., Shuhaimi-Othman, M., Ahmad, A.K., 2013. Assessment of heavy metals in tilapia fish (*Oreochromis niloticus*) from the langat river and engineering Lake in bangi, Malaysia, and evaluation of the health risk from tilapia consumption. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 93, 45-51.

Wang, S., Xu, L., Zhao, Z., Wang, S., Jia, Y., Wang, H., Wang, X., 2012. Arsenic retention and remobilization in muddy sediments with high iron and sulfur contents from a heavily contaminated estuary in China. *Chemical Geology* 314-317, 57-65.

Wituszynski, D.M., Hub, C., Zhang, F., Chaffin, J.D., Lee, J., Ludsin, S.A., Martin, J.F., 2017. Microcystin in Lake Erie fish: Risk to human health and relationship to cyanobacterial blooms. *Journal of Great Lakes Research* 43, 1084-1090.

Wu, M., Huang, S., Zang, C., Du, S., Scholz, M., 2012. Release of nutrient from fish food and effects on *Microcystis aeruginosa* growth. *Aquaculture Research* 43, 1460-1470.

Yahia, D., Elsharkawy, E.E., 2014. Multi pesticide and PCB residues in Nile tilapia and catfish in Assiut city, Egypt. *Science of the Total Environment* 466-467, 306-314.

Zhang, F., Wang, L., Zhou, L., Wu, D., Pan, H., Pan, C., 2012. Residue dynamics of pyraclostrobin in peanut and field soil by QuEChERS and LC-MS/MS. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 78, 116-122.

Zhang, Y., Lu, X., Wang, N., Xin, M., Geng, S., Jia, J., Meng, Q., 2016. Heavy metals in aquatic organisms of different trophic levels and their potential human health risk in Bohai Bay, China. *Environmental Science Pollution Research* 23, 17801-17810.

Zhang, C., Zhou, T.T., Wang, J., Zhang, S., Zhu, L.S., Wang, J.H., 2017. Acute and chronic toxic effects of fluoxastrobin on zebrafish (*Danio rerio*). *Science Total Environment* 610-611, 769-775.

Tabela 1. Localização, dimensão geográfica, tipo de ambiente, produção das pisciculturas, estado trófico e ração utilizada nos oito diferentes parques aquícolas no Brasil.

Parque	Estado	Coordenadas Geográficas	Capacidade (m <sup>3</sup> )/Área (km <sup>2</sup> )	Tipo	Nº de Pisciculturas	Produção Anual (t/ano)	Peso corporal Média e Desvio Padrão (g)	Estado Trófico	Tipo de Ração	Fonte
Aracoiaba	CE	4°23'7"S 38°44'22"W	162 milhões m <sup>3</sup> / 593 km <sup>2</sup>	A <sup>1</sup>	3	1.080	684 ± 181	Eutrófico	C.E. <sup>5</sup>	Silva et al., 2017
Castanhão	CE	5°29'55"S 38°26'52"W	6.7 bilhões m <sup>3</sup> /325 km <sup>2</sup>	A <sup>1</sup>	81	3.800	874 ± 84	Eutrófico	C.E.	Barroso et al., 2018
Orós	CE	6°14'20"S 38°55'30"W	1.9 bilhões m <sup>3</sup> /25000 km <sup>2</sup>	A <sup>1</sup>	12	8.320	743 ± 60	Eutrófico	C.E.	Rocha et al., 2016
Furnas	MG	20°40'11"S 46°19'05"W	22.95 bilhões m <sup>3</sup> /1440 km <sup>2</sup>	R <sup>2</sup>	126	2.554	660 ± 44	Mesotrófico	C.E.	Bressane et al., 2013
Três Marias	MG	18°12'48"S 45°15'40"W	21 bilhões m <sup>3</sup> /1040 km <sup>2</sup>	R <sup>2</sup>	32	6.600	670 ± 160	Mesotrófico	C.E.	Roriz et al., 2017
Ilha Solteira	SP	20°23'00"S 51°22'00"W	7 bilhões m <sup>3</sup> /1195 km <sup>2</sup>	R <sup>2</sup>	46	30.000	947 ± 58	Oligotrófico	C.E.	Rosini et al., 2016
Juara	ES	20°6'50"S 40°13'20"W	2,71 km <sup>2</sup> *	La <sup>3</sup>	1	65	747 ± 25	Eutrófico	C.E.	Duarte et al., 2017
Linhares	ES	19°25'31"S 40°14'58"W	3280 m <sup>3</sup> /8 km <sup>2</sup>	Lo <sup>4</sup>	3	710	791 ± 71	Mesotrófico	C.E.	Venturoti et al., 2015

1 – Açude (A): Construção usada para represamento e manutenção de água para usos diversos. 2 – Reservatório (R): Represamento de água para fins de obtenção de energia. 3 – Lagoa (La): Ambiente natural com influência marinha. 4 – Lago (Lo): Ambiente natural. 5 - C.E. = comercial extrusada. \*Não foram encontradas informações sobre a capacidade volumétrica.

Tabela 2. Parâmetros de quantificação após otimização e confirmação dos agrotóxicos determinados por LC-MS/MS.

Composto	CAS	MM	Q1	Q3	DP	EP	CEP	CE	CXP
Ametrina	84-12-8	227,33	228,18	68/96	50	5	14	40	4
Azinfos metílico	86-50-0	317,32	318,09	132,1/71	36	12	22	19	4/8
Azoxistrobina	11860--8	403,39	404,21	372,2/329,1	51	6	18	19/37	8
Benalaxil	71626-11-4	325,4	323,23	148,1/91	56	4	24	27/45	4/8
Bentioacarbe	28249-77-6	257,78	258,14	125/89	41	12	14	21/59	4
Buprofezina	6927-76-0	305,44	307,30	57,1/106	11	9,5	12	37/33	4/8
Carbaril	6-25-2	201,22	202,17	145/127,1	6	6,5	16	13/35	4
Carbendazim	10605-21-7	191,19	192,12	160/12,1	76	6	12	23/37	4
Cimoxanil	57966-95-7	198,18	199,16	128,1/111,1	31	6	12	13/13	4
Ciproconazol	05/06/9461	291,72	292,19	125,1/139,1	56	6,5	18	33/31	4
Ciprodinil	121552-61-2	225,29	226,21	108,1/118	71	6,5	14	23/43	4
Ciromazine	66215-27-8	166,18	167,17	85/68	56	5,5	12	25/41	4
Clorimuron	90982-2-4	414,82	415,19	186,1/83	126	6,5	20	23/53	4
Clorpirifós	2921-88-2	350,59	352,01	97/200	51	6	20	37/23	4
Coumafós	56-72-4	362,77	363,10	227,1/131,2	66	8	14	35/69	2/4
Diazinona	3-41-5	304,35	305,20	169,1/15,2	51	5,5	16	27/25	4
Difenconazol	119446-68-3	406,26	408,13	253/75	91	8,5	18	33/111	4
Dimetomorfe	110488-70-5	387,86	388,18	165,2/70	11	4,5	16	41/53	4
Diuron	0-54-1	231,09	233,08	72/160,1	66	6,5	12	33/31	4
Espirodiclofeno	148477-71-8	411,2	412,20	153,1/214,9	91	6,5	16	17/45	8/4
Etiofencarbe	029973-13-5	225,08	226,17	107/77	36	9,5	10	17/55	4
Fenamidona	16126-4-7	311,40	312,28	92/65	80	10	14	50	4
Fenitrotiona	122-14-5	277,2	278,08	124,9/109,1	56	7,5	16	25	4
Fenpropatrina	9515-41-8	349,4	350,30	55/69	80	10	16	50	4
Fentiona	55-8-9	278,33	279,17	219,1/133,2	41	6,5	14	15/27	4
Fluazifope-p-butílico	79241-46-6	383,6	384,20	282,1/328,1	61	6,5	16	25/19	4/6
Imalazil	5554-44-0	296,09	297,09	69/159	66	2	20	29/23	4
Indoxacarbe	17584-44-6	527,07	528,12	218/150,1	56	7	22	29/33	4
Mefenoxam	7060-17-0	279,4	280,16	220,2/192,1	66	3,5	10	15/21	4
Metidationa	950-7-8	302,33	303,00	85/145	25	7	18	20	4
Miclobutanil	88671-89-0	288,11	289,17	125,1/151	56	6	20	39/31	4
Oxadixil	77732-09-3	278,4	279,17	219,2/132,1	36	9	20	15/37	4
Paclobutrazol	7678-62-0	293,79	294,16	70,1/125,1	121	2	32	35/51	4
Pentacloronitrobenzeno	82-68-8	295,33	297,28	280/220,3	16	2	14	13/21	6/4
Piraclostrobina	17501-18-0	387,82	388,16	163,1/164,1	51	7,5	24	29/23	4
pirimifos metílico	29232-93-7	305,3	306,15	67/108,1	56	6	22	55/39	4

Profenofos	41198-08-7	373,6	375,03	304,9/97,1	76	12	16	23/45	6/4
Tiabendazol	148-79-8	200,25	201,87	175,1/131,1	71	9	12	33/41	4
Tiametoxam	15719-2-4	291,71	292,09	211,2/181,2	46	3,5	22	17/27	4
Triadimenol	55219-65-3	295,10	296,15	69,9/70,6	46	5,5	18	49	4

MM: massa molecular; DP: declustering potential; EP: entrance potential; CEP: cell entrance potential; CE: collision energy; CXP: cell exit potential.

Tabela 3: Percentuais de recuperação dos analitos presentes no material de referência certificado (ERM – BB422), limites de quantificação praticável e detecção (mg/kg de peso úmido), e limites de detecção e limite de quantificação dos analitos determinados por ICP-MS.

Metal	Valores certificados (mg/kg)	Valores medidos (mg/kg)	Recuperação (%)	LD (µg/L)	LQ (µg/kg)
As	12,7 ± 0,7	12,34	97,16	0,1	3,34
Cd	0,0075 ± 0,0018	0,0081	108	0,017	1,12
Mn	0,368 ± 0,028	0,341	92,66	0,113	3,76
Zn	16,0 ± 1,1	15,08	94,25	1,248	41,59
Ni				0,093	3,1
Pb				0,033	1,11
Sn				0,0014	0,047

Tabela 4: Análise de risco humano nas amostras dos filés de tilápia do Nilo, coletadas em oito diferentes parques aquícolas no Brasil, com destaque para os valores de ingestão diária estimada (EDI).

Metais	Locais	Concentração Média ( $\mu\text{g/g}$ )	EDI ( $\mu\text{g/kg/dia}$ )	Rfd ( $\mu\text{g/kg/dia}$ )	HQ (Quociente de perigo)
As	Aracoiaba - CE	0,055	0,019	5	<0,01
	Castanhão - CE	0,030	0,010	5	<0,01
	Furnas - MG	0,066	0,023	5	<0,01
	Ilha Solteira - SP	0,022	0,008	5	<0,01
	Juara - ES	0,446	0,153	5	0,03
	Linhares - ES	0,118	0,041	5	<0,01
	Orós - CE	0,092	0,032	5	<0,01
	Três Marias - MG	0,035	0,012	5	<0,01
Cd	Aracoiaba - CE	0,001	0,0004	0,3	<0,01
	Castanhão - CE	0,001	0,0004	0,3	<0,01
	Furnas - MG	0,001	0,0004	0,3	<0,01
	Ilha Solteira - SP	0,001	0,0004	0,3	<0,01
	Juara - ES	0,001	0,0004	0,3	<0,01
	Linhares - ES	0,001	0,0004	0,3	<0,01
	Orós - CE	0,001	0,0004	0,3	<0,01
	Três Marias - MG	0,001	0,0004	0,3	<0,01
Mn	Aracoiaba - CE	0,176	0,060	140	<0,01
	Castanhão - CE	0,211	0,072	140	<0,01
	Furnas - MG	0,104	0,036	140	<0,01
	Ilha Solteira - SP	0,115	0,039	140	<0,01
	Juara - ES	0,166	0,057	140	<0,01
	Linhares - ES	0,151	0,052	140	<0,01
	Orós - CE	0,196	0,067	140	<0,01
	Três Marias - MG	0,104	0,036	140	<0,01
Ni	Aracoiaba - CE	0,029	0,010	20	<0,01
	Castanhão - CE	0,026	0,009	20	<0,01
	Furnas - MG	0,024	0,008	20	<0,01
	Ilha Solteira - SP	0,033	0,011	20	<0,01
	Juara - ES	0,024	0,008	20	<0,01
	Linhares - ES	0,029	0,010	20	<0,01
	Orós - CE	0,024	0,008	20	<0,01
	Três Marias - MG	0,022	0,008	20	<0,01
Pb	Aracoiaba - CE	0,092	0,031	250	<0,01
	Castanhão - CE	0,103	0,035	250	<0,01
	Furnas - MG	0,079	0,027	250	<0,01
	Ilha Solteira - SP	0,080	0,027	250	<0,01
	Juara - ES	0,090	0,031	250	<0,01
	Linhares - ES	0,079	0,027	250	<0,01
	Orós - CE	0,088	0,030	250	<0,01
	Três Marias - MG	0,088	0,030	250	<0,01

	Aracoiaba - CE	0,050	0,017	14	<0,01
	Castanhão - CE	0,053	0,018	14	<0,01
	Furnas - MG	0,062	0,021	14	<0,01
Sn	Ilha Solteira - SP	0,075	0,026	14	<0,01
	Juara - ES	0,047	0,016	14	<0,01
	Linhares - ES	0,049	0,017	14	<0,01
	Orós - CE	0,056	0,019	14	<0,01
	Três Marias - MG	0,064	0,022	14	<0,01
	Aracoiaba - CE	6,64	2,28	300	<0,01
	Castanhão - CE	7,33	2,51	300	<0,01
	Furnas - MG	9,08	3,11	300	0,01
Zn	Ilha Solteira - SP	8,87	3,04	300	0,01
	Juara - ES	7,27	2,49	300	<0,01
	Linhares - ES	7,87	2,70	300	<0,01
	Orós - CE	6,28	2,15	300	<0,01
	Três Marias - MG	11,48	3,94	300	0,01

EDI (estimativa de consumo diário); RfD, doses de referência de metais, conforme estabelecido pela USEPA (2005); Quociente de risco = EDI / RfD. Se a proporção for <1, não há risco.

## Legenda de figuras

Figura 1: Área de Estudo com destaque para os municípios com parques aquícolas no Brasil.

Figura 2: Concentrações de As, Cd, Mn, Ni, Pb, Sn e Zn, determinadas por ICP-MS, nas amostras de brânquias de tilápias do Nilo, coletadas em oito diferentes parques aquícolas no Brasil. As barras de erro indicam as médias  $\pm$  desvio padrão ( $n = 16$ ) e as letras representam a diferença significativa ( $p < 0,05$ ) entre os locais.

Figura 3: Concentrações de As, Cd, Mn, Ni, Pb, Sn e Zn, determinadas por ICP-MS, nas amostras de fígado, de tilápias do Nilo, coletadas em oito diferentes parques aquícolas no Brasil. As barras de erro indicam as médias  $\pm$  desvio padrão ( $n = 16$ ) e as letras representam a diferença significativa ( $p < 0,05$ ) entre os locais.

Figura 4: Concentrações de As, Cd, Mn, Ni, Pb, Sn e Zn, determinadas por ICP-MS, nas amostras de músculo de tilápias do Nilo, coletadas em oito diferentes parques aquícolas no Brasil. As barras de erro indicam as médias  $\pm$  desvio padrão ( $n = 16$ ) e as letras representam a diferença significativa ( $p < 0,05$ ) entre os locais.

Figura 5: Concentrações de As, Cd, Mn, Ni, Pb, Sn e Zn, determinadas por ICP-MS, nas amostras de ração utilizadas em oito diferentes parques aquícolas no Brasil. As barras de erro indicam as médias  $\pm$  desvio padrão ( $n = 5$ ) e as letras representam a diferença significativa ( $p < 0,05$ ) entre os locais.

Figura 6: Concentração de microcistinas, determinadas por ensaio imunoenzimático (ELISA), nas amostras de tecidos de tilápia do Nilo, coletadas em oito diferentes parques aquícolas no Brasil. As barras de erro indicam as médias  $\pm$  desvio padrão ( $n = 6$ ) e as letras representam a diferença significativa ( $p < 0,05$ ) entre os locais. A linha em vermelho representa a tolerância máxima permitida (116  $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dia}$  para uma pessoa com peso médio de 70 kg, e consumo diário de 24 g).

Fig. 1

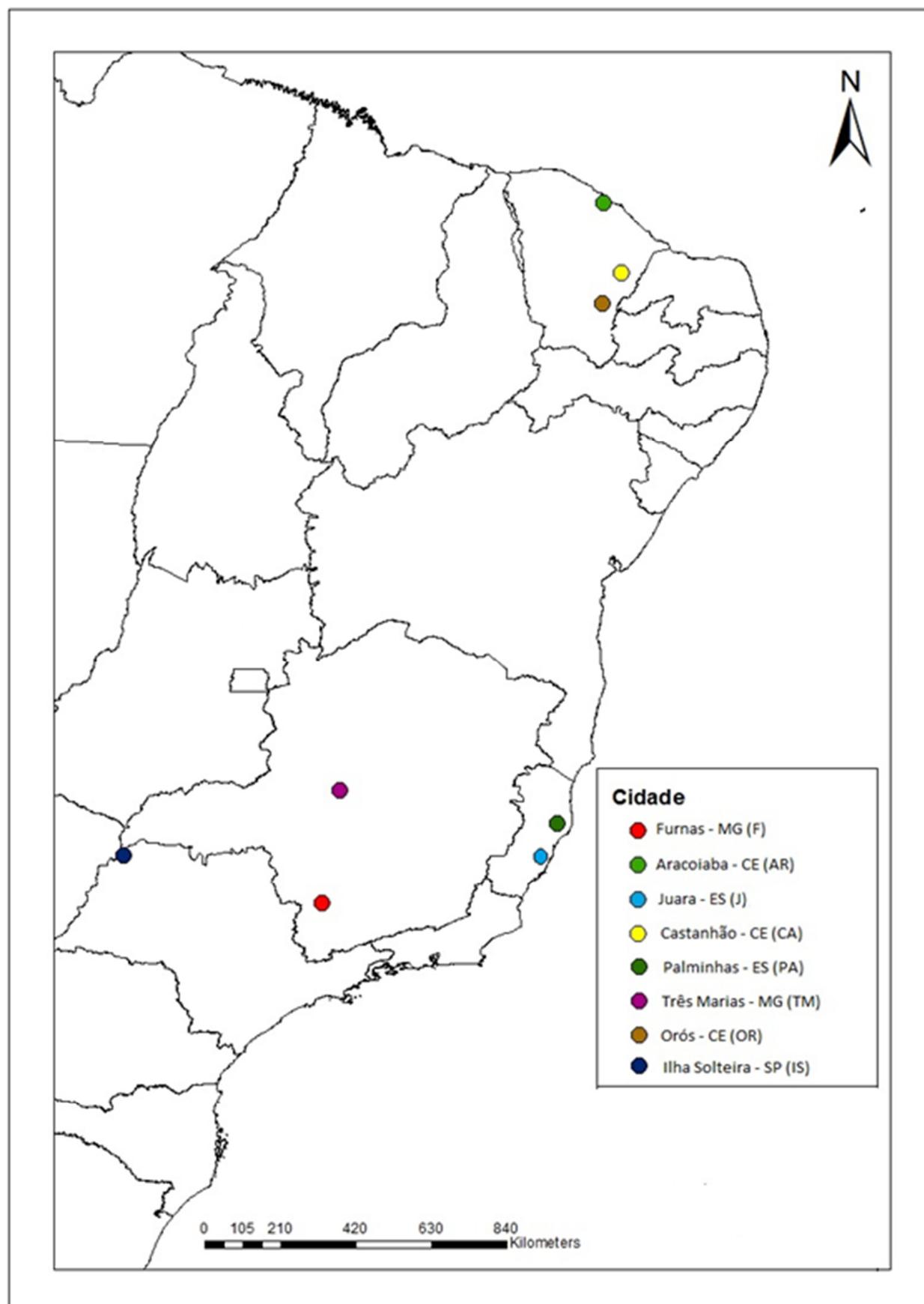


Fig. 2

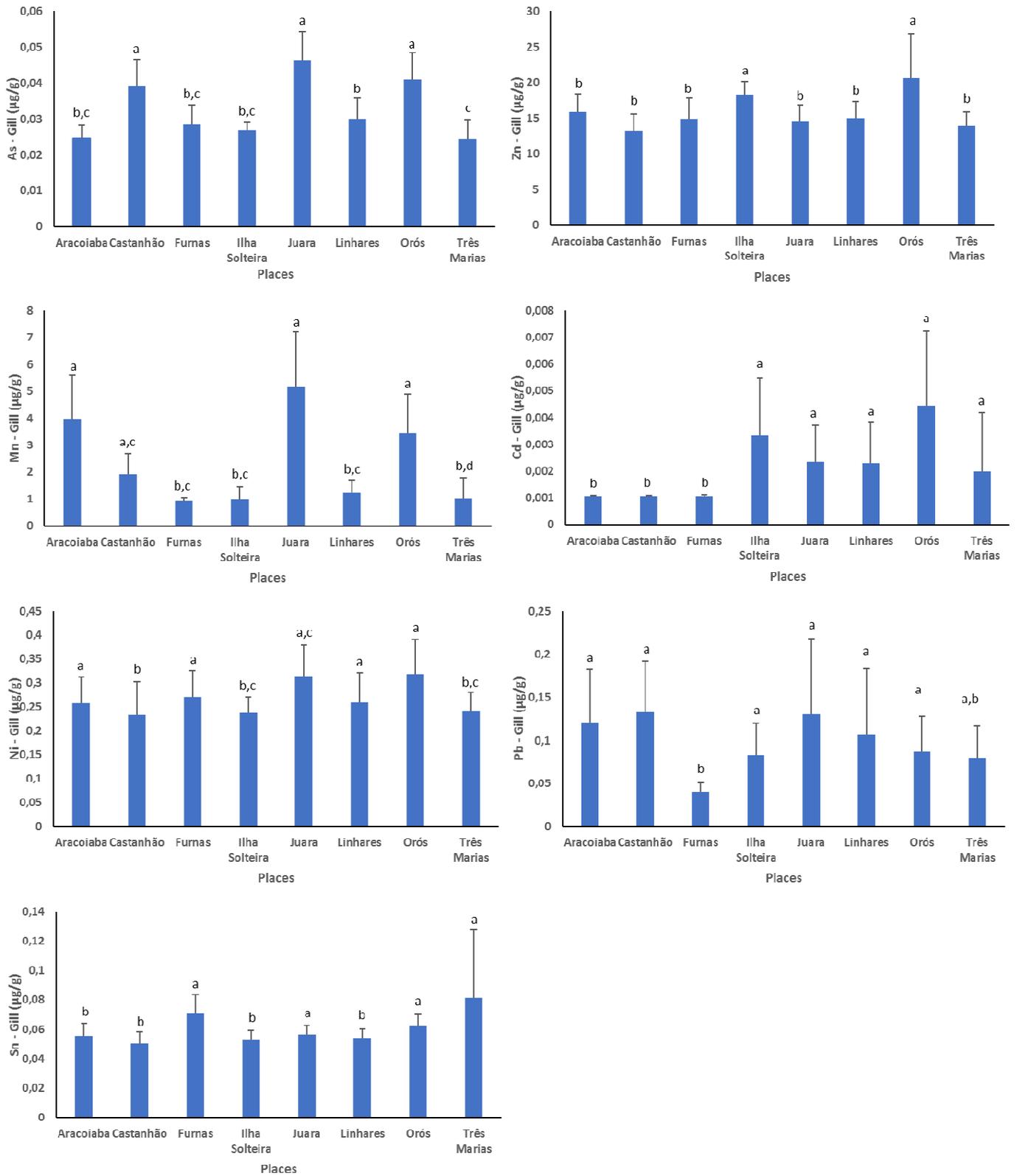


Fig. 3

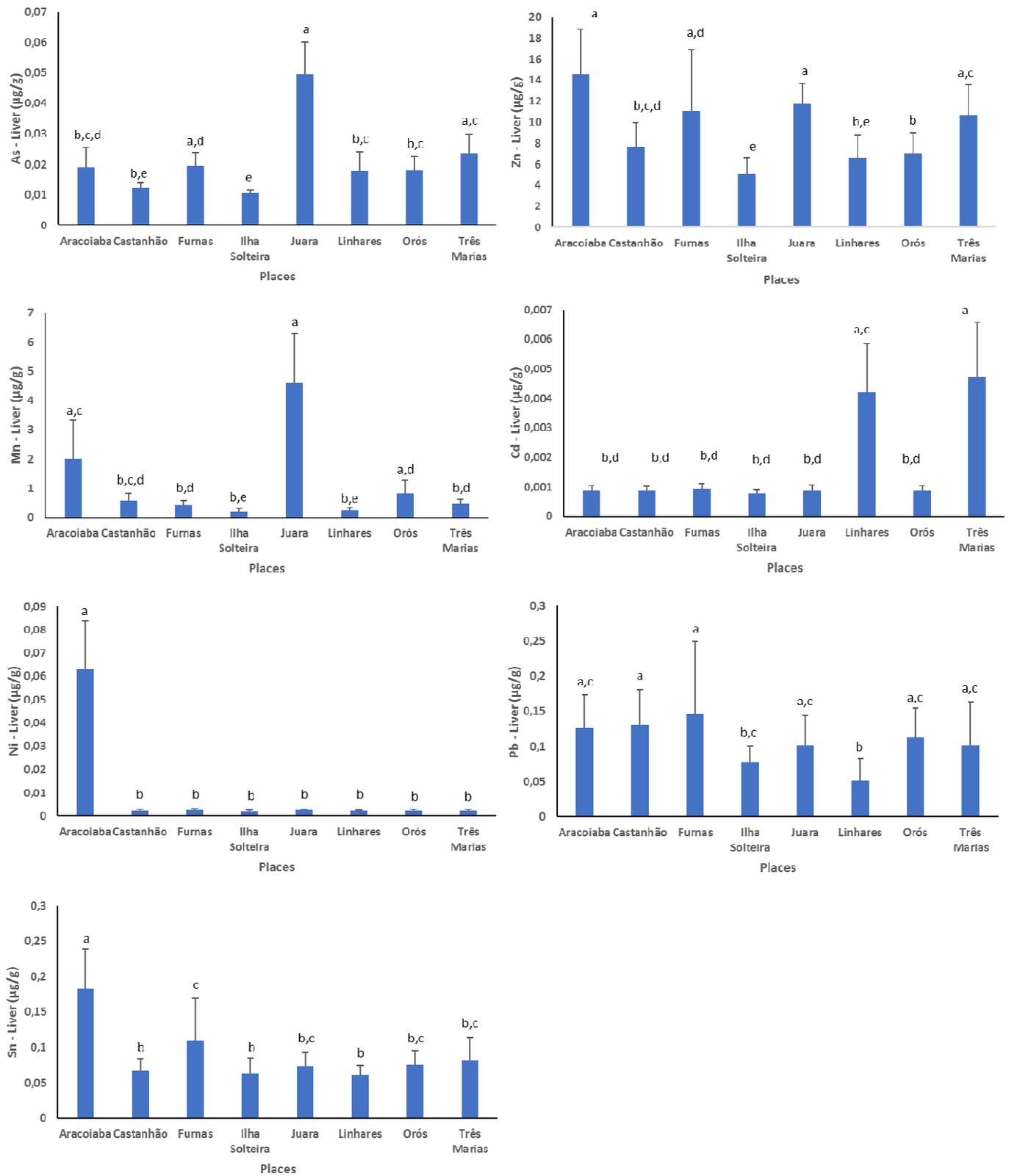


Fig. 4

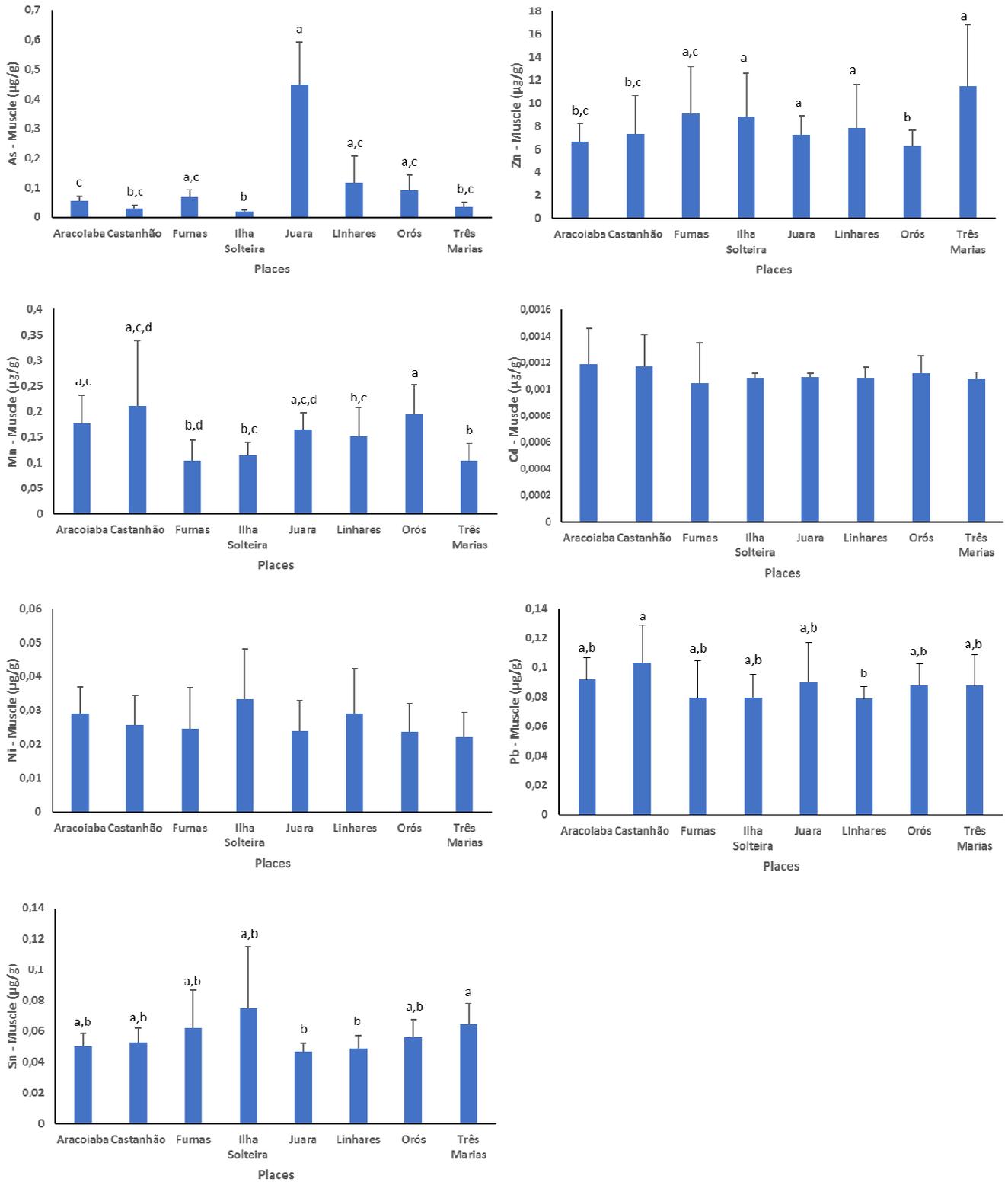


Fig. 5

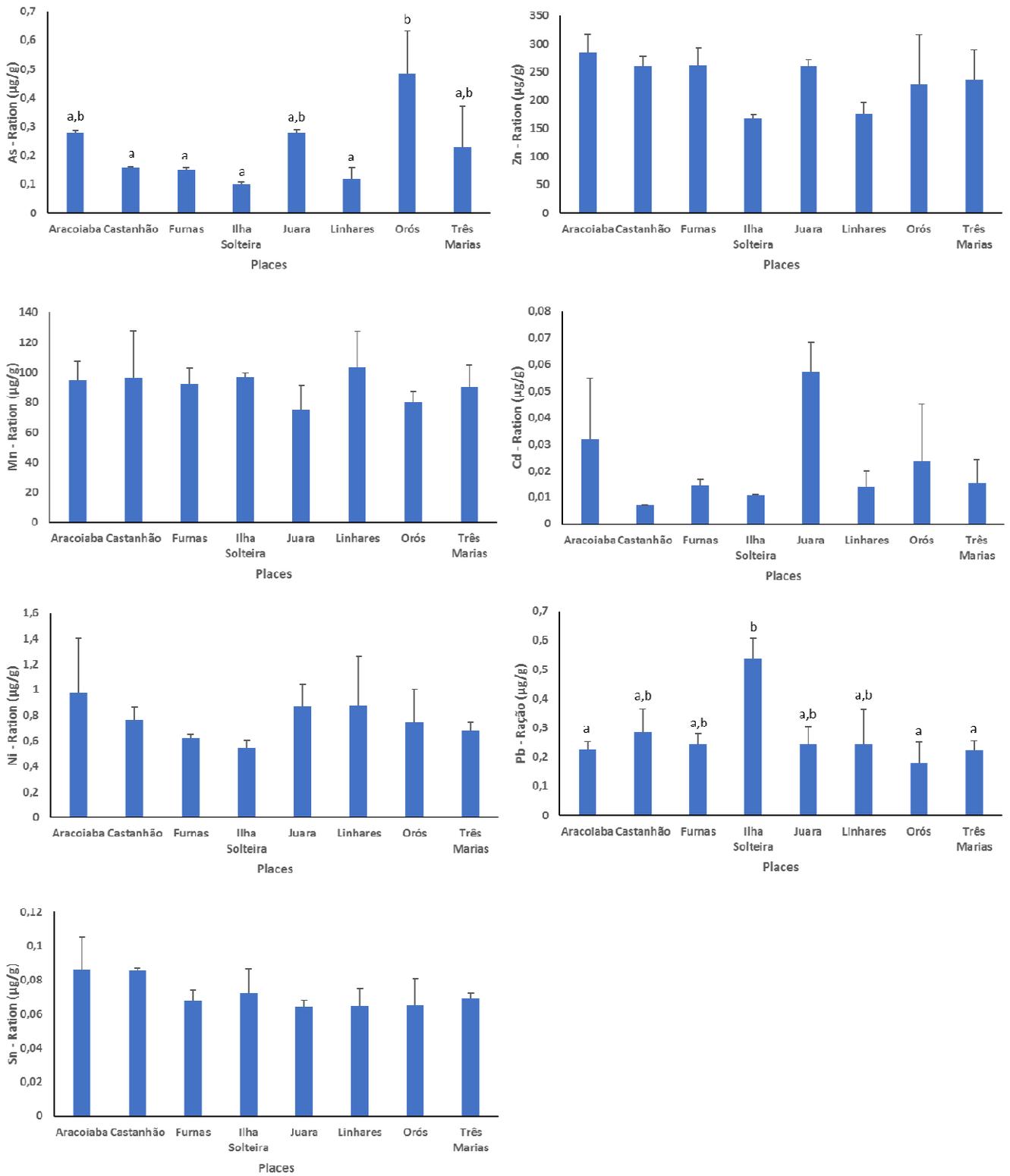
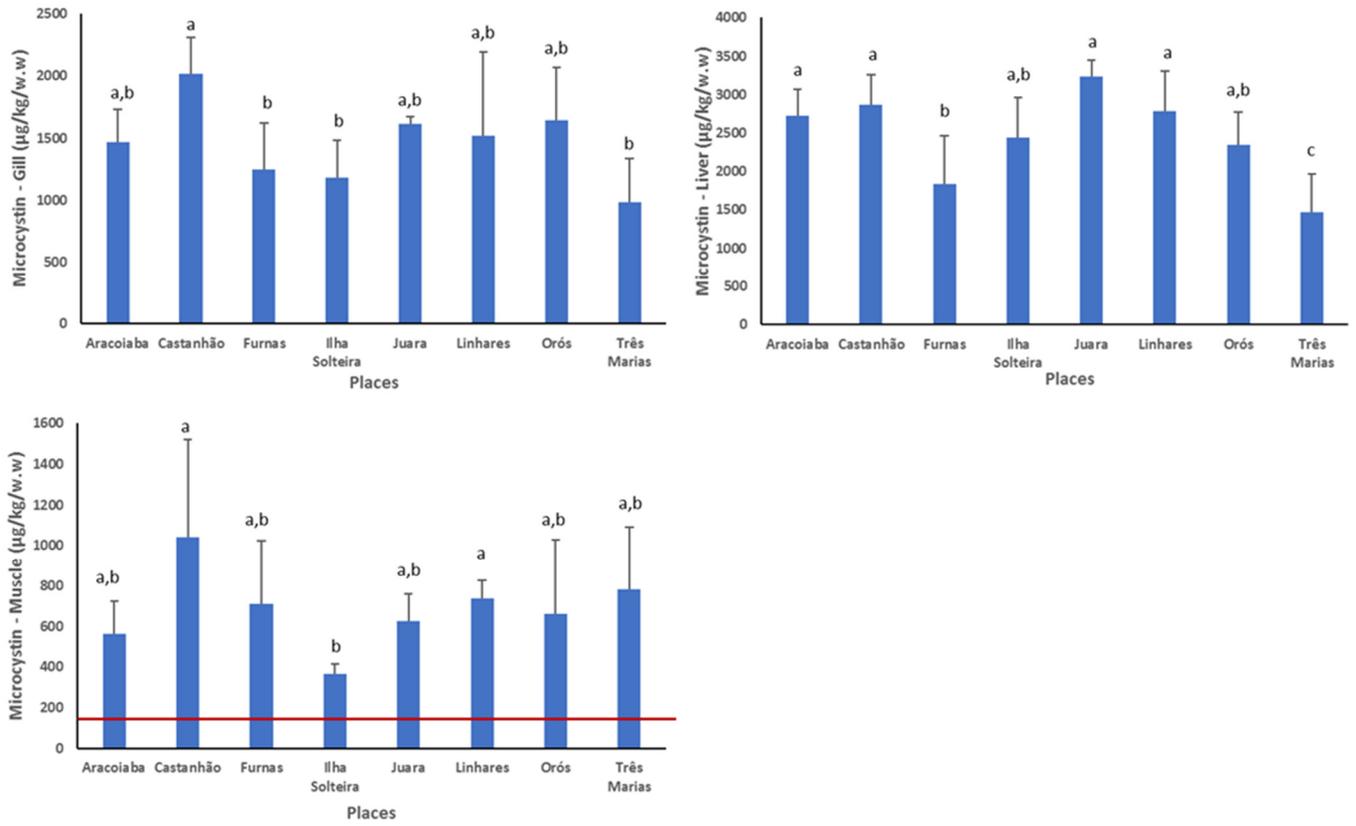
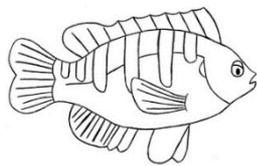


Fig. 6





## CAPÍTULO 2

---

**Biomonitoramento da criação de tilápias em tanques-rede em dois lagos de Linhares – ES, com ênfase na detecção de “off-flavor”.**

**Autores:** Taciana O. Miranda Lopes<sup>1</sup>, Ernani Pinto<sup>2</sup>, Fabiane Dorr<sup>2</sup>, Christiane Mileb<sup>3</sup>, Clarisse Arpini<sup>4</sup>, Marli de Oliveira Silva<sup>1</sup>, Larissa Souza Passos<sup>1</sup>, Tatiana Miura Pereira<sup>1</sup>, Gabriel Carvalho Coppo<sup>1</sup>, Julia Merçon<sup>1</sup>, Levy de Carvalho Gomes<sup>1</sup>.

**Endereço dos autores:**

<sup>1</sup> Laboratório de Ictiologia Aplicada – LABPEIXE, Universidade Vila Velha, Complexo Biopráticas – Rua Comissário José Dantas de Melo, 21, Boa Vista, CEP 29102-770, Vila Velha – ES.

<sup>2</sup> Departamento de Análises Clínicas e Toxicológicas, Faculdade de Ciências Farmacêuticas, Universidade de São Paulo – FCF-USP, Av. Professor Lineu Prestes, 580 - Bloco 17, CEP 05508-000, São Paulo – SP.

<sup>3</sup> Curso de Nutrição – Universidade Vila Velha.

<sup>4</sup> Laboratório de Microbiologia – Universidade Vila Velha, Complexo Biopráticas – Rua Comissário José Dantas de Melo, 21, Boa Vista, CEP 29102-770, Vila Velha – ES.

## RESUMO

A aquicultura é o setor de produção animal com maior taxa de crescimento nos últimos 20 anos. O desenvolvimento acelerado e a exploração excessiva da aquicultura têm efeitos ambientais potencialmente negativos, especialmente para as comunidades aquáticas e a própria criação de peixes. Geosmina e MIB (2-metilisoborneol) são compostos semi-voláteis, que são produzidas por certas espécies de cianobactérias e fungos (actinomicetos). Estes compostos demonstraram ser a principal causa de “Off-flavor”, que produz compostos odoríferos terrosos em águas com sistemas de aquicultura. O objetivo deste estudo foi avaliar a influência da criação de tilápia em tanques-rede nos lagos de Palmas e Palminhas, no município de Linhares – ES na disponibilidade de compostos que são precursores para o desenvolvimento e produção dos metabólitos Geosmina e MIB, causadores de “off-flavor”, numa escala temporal. As coletas foram realizadas em meses alternados: setembro e novembro do ano de 2016, e janeiro, março, maio e julho do ano de 2017, em duas pisciculturas em Palminhas e uma em Palmas. Os meses de coleta foram divididos em dois períodos: Seco e Chuvoso. Foram monitorados in situ Oxigênio dissolvido, temperatura, pH e condutividade elétrica; amônia total, fósforo total, clorofila a, ficocianina foram analisados em laboratório; foram coletadas também amostras de água para análise quantitativa da comunidade fitoplanctônica, e dez unidades de tilápia frescas para análise de voláteis (“off flavor”), por cromatografia gasosa (GC/MS). A classe Cyanophyceae apresentou a maior representatividade para as pisciculturas P1 e P2, no lago Palminhas, tanto para o período chuvoso quanto o seco (67 e 73%; 77 e 78%, respectivamente). No lago Palmas, a piscicultura PA apresentou a classe Chlorophyceae como a mais representativa, no período chuvoso e seco (56 e 55%, respectivamente). *Cylindrospermopsis raciborskii* se destacou como mais abundante, em todos os locais estudados. As pisciculturas P1 e P2, no lago Palminhas, apresentaram as maiores concentrações de Geosmina e MIB. Nos tecidos dos peixes (Fígado e Músculo); em todas as amostras coletadas para água, sedimento e tecidos dos peixes (fígado e músculo) no lago de Palmas, não foi identificado a presença do metabólito MIB. Na análise sensorial as amostras dos filés das pisciculturas P1 e P2, do lago de Palminhas, apresentaram as maiores médias para os atributos que se correlacionam com a presença de “off-flavor”; as amostras da piscicultura PA apresentaram as maiores médias para atributos correlacionados a ausência de “off-flavor”. O lago Palminhas, onde ficam localizadas as pisciculturas P1 e P2 apresentaram maior concentração de nutrientes (N e P) e abundância de Cyanophyceae, com altas concentrações de metabólitos causadores de “off-flavor”. O lago Palmas, onde está a piscicultura PA, apresentou baixas concentrações

de nutrientes (N e P) e abundância de Chlorophyceae, com produção de geosmina, mas com ausência de MIB, o que representa a ausência de “off-flavor”.

## ABSTRACT

Aquaculture is the fastest growing animal production sector in the last 20 years. Accelerated development and over-exploitation of aquaculture have potentially negative environmental effects, especially for aquatic communities and fish farming itself. Geosmin and MIB are semi-volatile compounds, which are produced by certain species of cyanophytes and fungi (actinomycetes). These compounds have been shown to be the main cause of "Off-flavor", which produces earthy odor compounds in water from aquaculture facilities. The objective of this study is to measure the influence of the creation of tilapia in net tanks in Palmas and Palminhas lakes, in the municipality of Linhares - ES, in the availability of compounds that are precursors for the development and production of the metabolites Geosmina and MIB, off-flavor ". The collections were carried out in alternate months: September and November of 2016, and January, March, May and July of the year 2017, in two fish farms in Palminhas and one in Palmas. The collection months were divided into two periods: Dry and Rainy. Dissolved oxygen, temperature, pH and electrical conductivity were monitored in situ; total ammonia, total phosphorus, chlorophyll a, phycocyanin were analyzed in the laboratory, water samples were also collected for quantitative analysis of the phytoplankton community, and ten fresh tilapia units were used for the analysis of volatiles (off flavor), by gas chromatography / MS). The Cyanophyceae class has the highest representativity for the P1 and P2 fishery in the Palminhas lake, both for the rainy and dry periods (67 and 73%, 77 and 78%, respectively). The Palmas lake, the fish farm PA presents the class Chlorophyceae as the most representative, in the rainy and dry period (56 and 55%, respectively). *Cylindrospermopsis raciborskii* stands out as the most abundant species in all sites studied. The P1 and P2 fishery in the Palminhas lake, according to the results showed the highest concentrations of Geosmin and MIB, in fish tissues (Liver and Muscle), a relevant factor was that in all samples collected for water, sediment and tissues of fish (liver and muscle) in Lake Palmas, the presence of the MIB metabolite was not identified. In the sensory analysis, the samples of the fish farms P1 and P2, from Lake Palminhas, presented the highest mean values for the attributes that correlate with the presence of off-flavor, the samples from the fish culture presented the highest mean values for correlated attributes the absence of "off-flavor". The Palminhas lake, where the P1 and P2 fish farms are located, presented a higher concentration of nutrients and abundance of Cyanophyceas, with high concentrations of off-flavor metabolites. Lake Palmas, where the fish farm is located, presents low concentrations of nutrients and abundance of Chlorophyceas, with production of Geosmina, but with absence of MIB, which represents the absence of off-flavor.

## 2.1 INTRODUÇÃO

A produção mundial de aquicultura se expandiu rapidamente para atender às demandas dos consumidores. Observa-se que, durante o período de 1981 a 2011, a produção aquícola aumentou a uma taxa média anual de mais de 8%, passando de 5,2 milhões toneladas em 1981 para 62,7 milhões de toneladas em 2011 (Grealis et al., 2017). A aquicultura é o setor de produção animal com maior taxa de crescimento nos últimos 20 anos. Em 2014, a aquicultura era responsável por aproximadamente 44% da produção de peixe em todo o mundo e atualmente representa quase metade de todos os produtos de peixe disponíveis para consumo humano (FAO, 2016).

No entanto, o desenvolvimento acelerado e a exploração excessiva da aquicultura têm efeitos ambientais potencialmente negativos, especialmente para as comunidades aquáticas e a própria criação de peixes. A criação desses animais exige uma grande quantidade de alimento, resultando no aumento da entrada de nutrientes no ambiente, que acabam sendo digeridos e são excretados na forma de fezes, especialmente nitrogênio (N) e fósforo (P) (Jieng et al., 2013). O excesso destes nutrientes nos ambientes aquáticos pode causar a eutrofização dos locais de criação e, conseqüentemente, uma sucessão de graves perdas nos benefícios ecológicos, econômicos e sociais dos ecossistemas aquáticos (Bricker et al., 2008).

Vários estudos demonstraram que a aquicultura promove mudanças nos ecossistemas aquáticos como, por exemplo, proliferação de algas, depleção nas concentrações de oxigênio dissolvido, diminuição da transparência da água e alterações nas comunidades de fitoplâncton e zooplâncton. Normalmente, o aumento da entrada de nutrientes resulta na proliferação de algas indesejáveis, como as cianofíceas (Wu et al., 2012).

As cianobactérias são o grupo taxonômico mais característico de florações potencialmente tóxicas ocorrendo em ecossistemas de água doce. A intensidade dessas florações pode ser influenciada por diversos fatores, incluindo as características biológicas e adaptativas deste grupo, as alterações climáticas e as condições morfológicas dos ecossistemas considerados (Bresciani et al., 2014).

Geosmina (1a, 10h-dimetil-9a-decalol, GSM) e 2-metilisoborneol (1-R-exo-1,2,7,7-tetrametilbicyclo- [2,2,1] -heptan-2-ol\_ MIB) são compostos semi-voláteis, considerados metabólitos secundários, com estruturas químicas semelhantes que são produzidas por certas espécies de cianobactérias e bactérias (actinomicetos), encontrados no sedimento

(Auffret et al., 2011; Ruan et al., 2013). Estes compostos demonstraram ser a principal causa de “Off-flavor”, que produz compostos odoríferos terrosos em águas com instalações de aquicultura. MIB e Geosmina tendem a se acumular em peixes dependendo da concentração do composto na água, temperatura, teor de lipídeo no músculo, e outros fatores abióticos e bióticos. Embora os compostos odoríferos sejam inofensivos para a saúde humana, os níveis elevados nos tecidos dos peixes conduzem a um gosto indesejável que, dependendo da concentração, é considerado de qualidade não comercializável para o consumo (Ruan et al., 2013; Davidson et al., 2014; Zamyadi et al., 2015). Metabólitos adicionais associados ao “Off-flavor” foram descobertos a partir de cianofíceas. São produtos denominados carotenoides, por exemplo,  $\beta$ -ciclocitral e  $\beta$ -ionona, e sua presença em corpos d’água foi associada a florações de cianobactérias (Deng et al., 2011; Suurnakki et al., 2015).

Outra ferramenta utilizada para verificar a presença de “Off-flavor” de forma indireta em peixes é a análise sensorial. A análise Sensorial é uma ciência que busca informações quantitativas e qualitativas a respeito das características dos alimentos. Por meio dessa ciência, características ou propriedades de interesse relativas à qualidade do alimento são identificadas e estudadas de forma a atender aos anseios, desejos e a satisfação do consumidor. Tradicionalmente, consumidores são recrutados para participarem de testes afetivos visando a obtenção da opinião em relação a determinado produto, porém recentes estudos constataram que a avaliação de consumidores pode ser útil em testes descritivos, além de relatarem emoções e percepções que os guiam na escolha, na satisfação e na disposição ao consumo de determinado alimento (Ares et al., 2011; Ares et al., 2013).

Os lagos tropicais são sistemas lênticos com estabilidade térmica específica e tem sido utilizado de forma crescente para criação de peixes em tanque-rede, como por exemplo os lagos de Palmas e Palminhas no Baixo Rio Doce, ES (Venturoti et al., 2015). Em geral, o tempo de retenção, ou tempo de residência da água nos lagos é longo e o escoamento é lento. O efeito do fluxo é muito significativo para a estrutura ecológica e funcionamento dos lagos e tem efeito direto na criação de peixes nesses ambientes. Lagos com elevado tempo de retenção de água e entrada de nutrientes provenientes da piscicultura, podem com o passar do tempo sofrer o processo de eutrofização (Straskraba, 1998; Ryanzhin, 1999; Barroso et al., 2014). A renovação de água dos lagos Palmas (tempo de retenção 19,4 anos - Barroso, et al., 2014) e Palminhas é baixa, e com a entrada de nutrientes da piscicultura e de fontes externas, pode favorecer o aumento de

biomassa de cianobactérias, e consequentemente aumento da produção de metabolitos causadores de “off-flavor”. Dessa forma, o objetivo deste estudo visa mensurar a influência da criação de tilápia em tanques-rede nos lagos de Palmas e Palminhas, no município de Linhares – ES na disponibilidade de compostos que são precursores para o desenvolvimento e produção dos metabólitos Geosmina e MIB, causadores de “off-flavor”, por meio de análises de parâmetros físico-químicos da água e sedimentos, análises qualitativas e quantitativas da comunidade fitoplanctônica, análise dos compostos voláteis por cromatografia gasosa e análise sensorial dos filés da tilápia.

## 2.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.2.1 ÁREA DE ESTUDO

O lago das Palminhas e Palmas (Figura 1), fazem parte de um complexo lagunar do baixo rio Doce composto por 69 lagoas, podendo ser localizadas pelas coordenadas geográficas  $19^{\circ}25'31''\text{S}$  e  $40^{\circ}14'58''\text{O}$  e  $19^{\circ}25'31''\text{S}$  e  $40^{\circ}14'58''\text{O}$ , respectivamente. Estes lagos são cavados nas camadas terciárias da formação Barreiras e têm o formato dendrítico (Esteves et al., 1995), sendo abastecidos por diversos tributários de portes diferenciados e por água da chuva. A saída de água é feita por canais de escoamento próprios que drenam para o rio Doce.



Figura 1. Área de Estudo com destaque para os lagos estudados, no Município de Linhares, ES.

Palminhas é um lago, adjacente ao rio Doce, que tem sido utilizado para a criação de tilápia desde 2005. Este lago possui cerca de 800 ha de área e profundidade máxima de cerca de 24 metros, contém quatro pisciculturas com produção de tilápia, com cerca de 3.280 m<sup>3</sup> de volume e uma produção anual estimada de 710 t (Venturoti et al., 2015). O lago de Palmas possui cerca de 1.030 ha (10,3 km<sup>2</sup>), e profundidade máxima observada de aproximadamente 50,7 metros e volume de 2.26 x 10<sup>8</sup> m<sup>3</sup> (0,2 km<sup>3</sup>) (Barroso et al., 2014). Este lago possui uma piscicultura instalada, com início da produção em 2011, outorgada para 1.117,5 m<sup>3</sup> de tanque-rede e produção anual de 161 ton. A ocupação das margens desses lagos possui poucas residências e algumas áreas de lazer de uso individual e coletivo, além de haver, no que tange à cobertura vegetal, pastagens, silvicultura/heveicultura e plantações de café e banana, além de vegetação florestal nativa ainda preservada, mas em menor proporção. Estes lagos são amplamente utilizados para recreação, balneabilidade e pesca artesanal, mas também para a criação de peixes em tanque-rede.

### 2.2.2 DESENHO AMOSTRAL

As coletas foram realizadas em meses alternados: setembro e novembro de 2016, e janeiro, março, maio e julho de 2017, totalizando seis coletas. Foram amostradas duas pisciculturas em Palminhas e uma em Palmas. As amostragens foram realizadas em triplicata em cada piscicultura (9 amostras por coleta), totalizando 54 amostras ao final do estudo.

Os meses de coleta foram divididos em dois períodos: Seco e Chuvoso, de acordo com o índice pluviométrico da região estimado pelo INCAPER (Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural). Os meses de setembro/2016, maio e julho/2017 apresentaram os menores índices pluviométricos (30, 60 e 70 mm, respectivamente), sendo considerados como período Seco. Os meses de novembro/16, janeiro e março/17 apresentaram maiores índices (250, 90 e 120 mm, respectivamente), dessa forma consideramos como período Chuvoso.

Foram determinados in situ Oxigênio dissolvido, temperatura, pH e condutividade elétrica com auxílio do Horiba; foram coletadas amostras de água a 1 metro de profundidade para análise de amônia total, fósforo total, clorofila a, ficocianina, e para

análises de voláteis (“off-flavor”) por cromatografia gasosa (GC/MS). Foram coletadas também amostras de água para análise quantitativa da comunidade fitoplanctônica. Por fim, dez unidades de tilápia frescas foram coletadas em cada piscicultura, provenientes do mesmo tanque, alimentadas com ração comercial extrusada, com peso entre 600 a 800g, e armazenadas em caixas plásticas com gelo para retirada de tecido (fígado e músculo) para posterior análise de voláteis (“off flavor”), por cromatografia gasosa (GC/MS).

## **2.3 PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS E ANÁLISE ESTATÍSTICA**

### 2.3.1 Análise de água

O oxigênio dissolvido, a temperatura, o pH e a condutividade foram medidos com um oxímetro digital (HORIBA Model: U-52G). O N-amoniacoal foi medida pelo método do endofenol e o fósforo total pelo método do ácido ascórbico. Clorofila A foi determinada pelo método de extração por acetona/metanol e leitura no fluorímetro digital (Aquafluor Model:8000-010), e a ficocianina foi também medida no fluorímetro digital (Aquafluor Model:8000-010). A metodologia de preparo de vidrarias para coleta e armazenamento da água seguiu rigorosamente os métodos descritos em APHA (1998).

### 2.3.2 Análise do sedimento

Foi coletado sedimento(n=9) com draga Van Veen, nos mesmos pontos de coleta de água, e armazenados em sacos plásticos para posterior análise laboratorial. Foram determinadas as concentrações de fósforo total, matéria orgânica e carbono orgânico no sedimento.

### 2.3.3 Análise do fitoplâncton

Para as análises qualitativas (riqueza de espécies), amostras foram coletadas a 1 m de profundidade com embalagens plásticas sem exposição a luminosidade, e fixadas com solução de formalina a 4%. A identificação das espécies foi feita sob microscópio óptico em aumentos de 400 e 1000 vezes. O sistema de classificação adotado para as classes taxonômicas foi o de Round (1983). Os organismos foram identificados até o menor nível taxonômico possível, com auxílio de bibliografia específica: Bicudo & Menezes (2006). As amostras para análise quantitativa do fitoplâncton foram coletadas na profundidade de 1 metro. As amostras foram fixadas com solução de lugol acético (5%) e armazenadas ao abrigo da luz. As contagens foram realizadas sob microscópio invertido

pelo método de Utermöhl (1958). Foram contados a enumeração de 100 indivíduos da espécie mais abundante, o que significa precisão de  $\pm 20$  ( $p < 0,05$ ; Lund *et al*, 1958).

#### 2.3.4 Análise de compostos voláteis

##### 2.3.4.1 Detecção de “off flavor” na água, sedimento e tecidos (fígado e músculo)

As amostras de água foram coletadas e acondicionadas em frascos tipo OD, com vedação para nenhuma saída dos voláteis. No laboratório, as amostras foram transferidas para vials e adicionados 3g de NaCl. As amostras de sedimento foram coletadas com draga e armazenadas em sacos plásticos para posterior análise laboratorial.

A metodologia para a extração dos metabólitos no sedimento seguiu a descrita por Zuo *et al.* (2010). Em laboratório, o sedimento foi centrifugado em tubos falcon a 4000 rpm a 4° C durante 20 minutos para obter água intersticial. 10 mL de água intersticial ou sobrenadante foi suplementada com 3 g de NaCl e colocado em vials.

Para as amostras de tecidos, 5g de fígado e músculo foram macerados e homogeneizados em nitrogênio líquido e transferidos para vials de headspace de 20 mL, contendo uma solução salina superconcentrada, totalizando 10g de peso. Antes da análise, para todas as amostras, foram adicionados 20  $\mu$ L de uma solução de 10 ng/mL de padrão interno (2- isobutil- 3- metoxipirazina, 100  $\mu$ g/mL em metanol, Supelco). A quantificação dos compostos foi realizada por cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massa (GC/MS). Estas análises foram realizadas no laboratório de toxinas e produtos naturais, na Faculdade de Ciências Farmacêuticas da USP.

##### 2.3.5 Isolamento e identificação dos Actinomicetos

A metodologia empregada seguiu Zuo *et al.* (2010); as amostras de sedimento foram armazenadas a 4° C, e analisadas no prazo de 48 horas. Alíquotas de 1g de sedimento (peso úmido) foram diluídas em 9 ml de água deionizada, em seguida, dispostas em mesa agitadora onde permaneceram a 100 rpm durante 15 minutos para assegurar uniformidade. 100  $\mu$ l das diluições foram inoculadas, pelo método de espalhamento, em Agar Gause No. 1 (segundo Zhao e He, 2002), em triplicada e incubadas a 28°C durante 7 dias. Após este período as colônias foram selecionadas com base em suas características morfológicas e purificadas em novas placas com Agar Gause No 1. O isolamento e identificação dos Actinomicetos foi realizado com base em suas características morfológicas, no laboratório de Microbiologia da UVV – Universidade

Vila Velha. As colônias são rugosas, com odor característico de bolor e terra úmida e sob microscopia se apresentam ramificadas e se fragmentam em cocos e bacilos gram positivos, sua morfologia assemelha-se a dos fungos filamentosos, porém seus filamentos são menores (McCarthy e Willians, 1992; Sant'Anna, 2005).

### 2.3.6 Análise Sensorial

O levantamento de atributos referentes a aparência, odor, textura e sabor dos filés de tilápia foi realizada através da técnica de Grupo de Foco (Minin, 2013). Esta técnica é baseada em dinâmicas de grupo, em que a discussão é estimulada pela troca de comentários, possibilitando a obtenção de informações qualitativas, permitindo que o grupo expresse livremente sua opinião sobre o assunto explorado. Neste estudo, o Grupo de Foco foi realizado em duas reuniões, com alunos do curso de Nutrição da Universidade Vila Velha, num total de 15 alunos por reunião. Depois do levantamento dos atributos, foi elaborado um questionário, com um teste de avaliação – RATA. As amostras foram divididas por período (Chuvoso e Seco) e por piscicultura (P1 – Piscicultura de Palminhas 1; P2 – Piscicultura de Palminhas 2; PA – Piscicultura de Palmas). Os testes foram aplicados para 100 pessoas aleatórias, sem prévio conhecimento das amostras. Os atributos selecionados expressavam as características dos filés para odor, textura, sabor e gosto. Foram analisadas, no total, 1788 amostras, decorrentes dos três locais estudados, ao longo dos dois períodos.

### 2.3.7 Análise Estatística

As análises da comunidade fitoplanctônica foram apresentadas por abundância relativa (%) das classes, densidade total (nº de indivíduos/colônia contados) dos principais gêneros produtores dos metabólitos causadores de “off-flavor”, abundância relativa e riqueza das espécies encontradas.

As amostras de água, sedimento e tecidos (fígado e músculo) foram analisadas separadamente para períodos determinados como seco e chuvoso. Os resultados para as análises físico químicas da água e sedimento são expressos como média, porém as análises dos metabólitos para os tecidos (fígado e músculo) foram expressos em dados brutos. Os métodos estatísticos foram aplicados para identificar as variáveis ambientais que mais influenciaram nos pontos de amostragem. Esses métodos estatísticos enfatizaram a similaridade ou não entre as variáveis ambientais de acordo com o local amostrado e o período. Na análise de componentes principais (PCA), a planilha com os

valores encontrados para cada variável ambiental foi normalizada para construir uma matriz de distância Euclidiana, utilizando o local como fator principal.

A análise hierárquica de Cluster foi utilizada para demonstrar o agrupamento de amostras com semelhança, em relação aos diferentes locais. As amostras que são similares mostram um grupo separado, o que evidencia a diferença entre as amostras dos locais. A escala multidimensional não métrica (MDS) foi usada para detectar semelhanças na distribuição das amostras em relação às variáveis ambientais nos diferentes locais (Clarke e Warwick, 1994). A Similaridade das Percentagens (SIMPER) permitiu indicar quais variáveis foram as principais responsáveis pela similaridade entre os locais, e os diferentes períodos. Essa análise permite decompor as similaridades dentro dos grupos, e calcula a contribuição de cada variável através de sua ocorrência relativa. A análise de PERMANOVA foi então usada para testar diferenças significativas entre os valores das diferentes variáveis por local, período e indivíduos. Foi considerado um nível de significância de 0,05 para todos os testes estatísticos e as análises foram realizadas utilizando o software PRIMER 6 (MDS e PERMANOVA).

Os dados coletados na análise sensorial referente aos atributos dos filés de tilápia foram submetidos ao teste F de análise de variância (PROC GLM) através do programa R, e posteriormente as médias foram comparadas pelo teste de Duncan, ao nível de significância de 5% contendo local e período como fontes de variação. O gráfico aranha apresenta um mapa de preferências dos consumidores, para cada atributo correlacionado.

## **2.4 RESULTADOS**

A abundância relativa, calculada com base na soma de todas as espécies encontradas de cada classe da comunidade fitoplanctônica está representada na figura 2. De acordo com os resultados, a classe Cyanophyceae apresentou a maior representatividade para as pisciculturas P1 e P2, no lago Palminhas, tanto para o período chuvoso quanto o seco (67 e 73%; 77 e 78%, respectivamente). Diferentemente, no lago Palmas, a piscicultura PA apresentou a classe Chlorophyceae como a mais representativa, no período chuvoso e seco (56 e 55%, respectivamente). As classes Euglenophyceae, Dinophyceae, Crysophyceae representaram as classes com menor número de espécies, para os locais estudados, nos diferentes períodos.

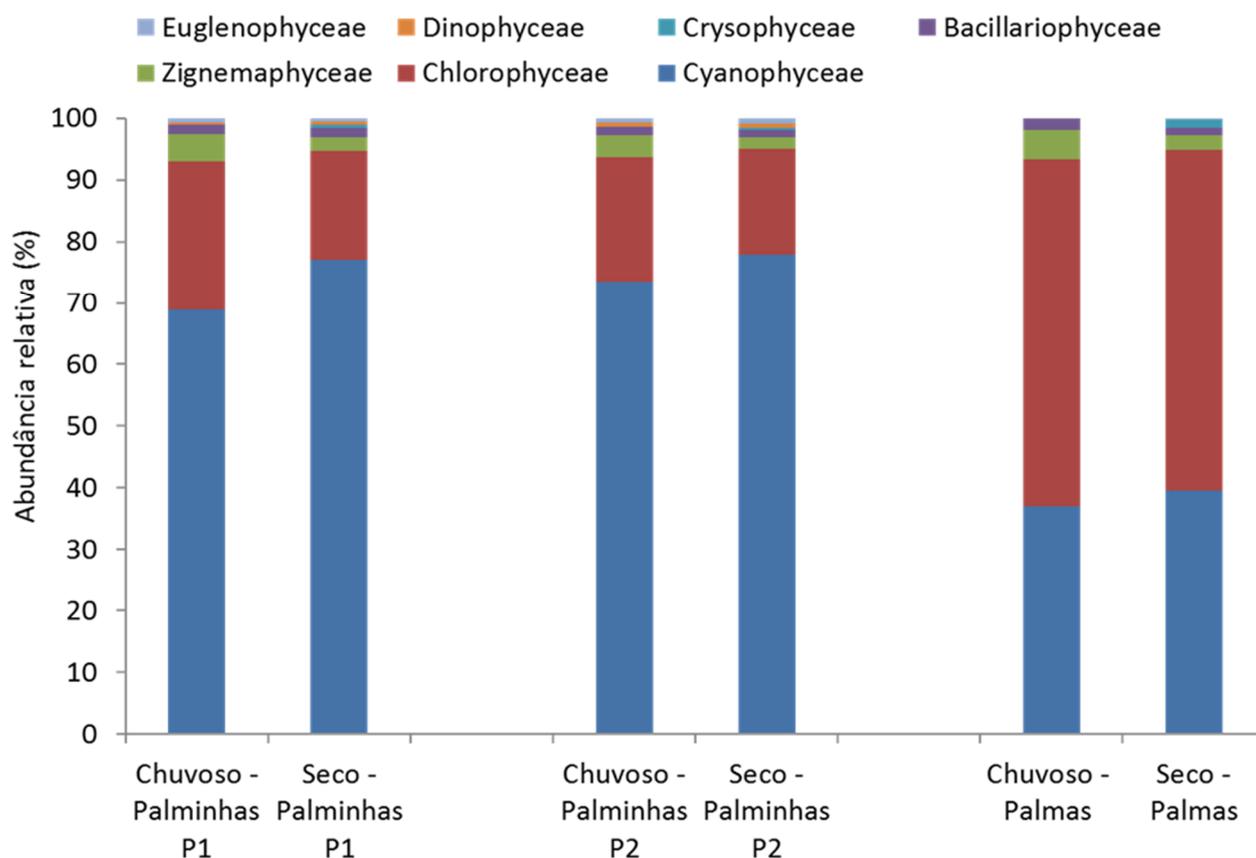


Figura 2: Abundância relativa (%) das classes da comunidade fitoplanctônica dos lagos de Palminhas e Palmas com criação de tilápias em tanques-rede, coletados em dois períodos, chuvoso e seco.

A abundância total, calculada com base na soma de todas as espécies potencialmente produtoras dos metabólitos causadores de “off-flavor” estão expressas na figura 3. *Cylindrospermopsis raciborskii* se destacou como a espécie mais abundante, em todos os locais estudados. Nas pisciculturas P1 e P2, a abundância desta espécie foi de 363 e 365 indivíduos, no período chuvoso, já no período seco ficou entre 337 e 344 indivíduos. Na piscicultura PA, *C. raciborskii* apresentou maior abundância no período seco, com 254 indivíduos contabilizados. Entre os períodos, *C. raciborskii* teve maior abundância no período seco. O gênero *Anabaena* sp. representou a menor abundância total entre as espécies, nos diferentes locais e nos diferentes períodos.

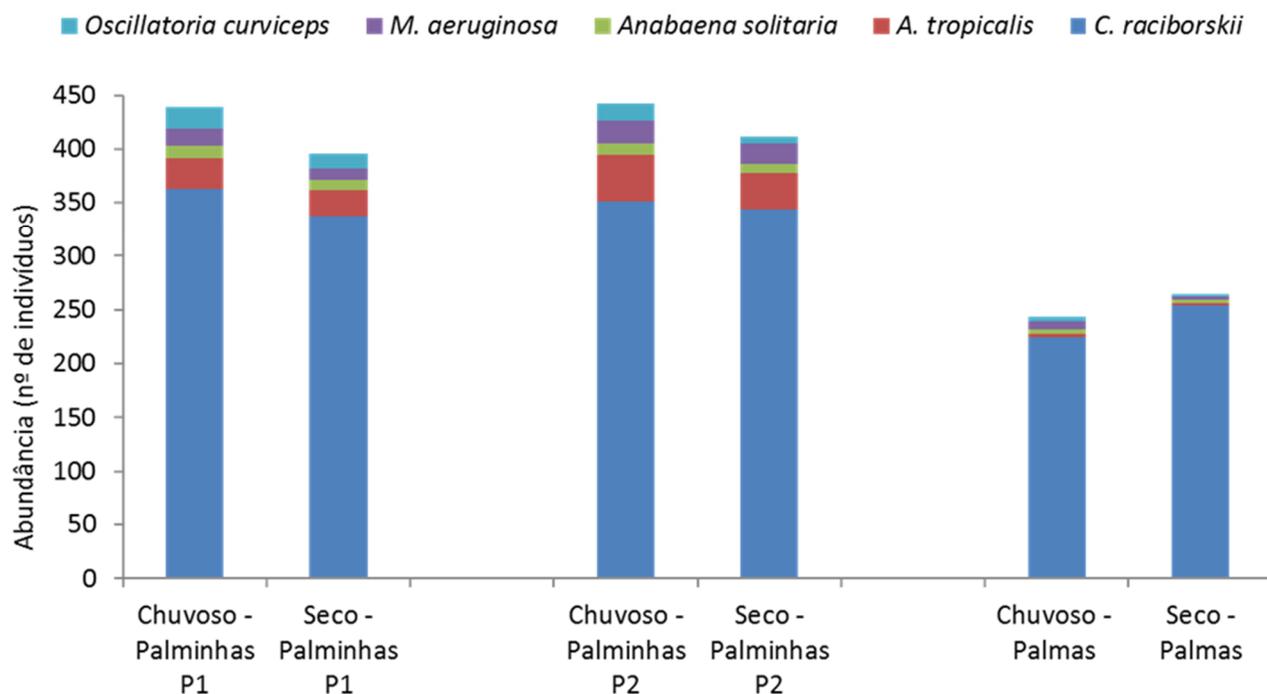


Figura 3: Abundância total das espécies e gêneros potencialmente produtores dos metabólitos causadores de “off-flavor”, dos lagos de Palminhas e Palmas com criação de tilápias em tanques-rede, coletados em dois períodos, chuvoso e seco.

Na Tabela 1 estão apresentadas as classes da comunidade fitoplanctônica, com as espécies e os valores relativos para cada piscicultura estudada nos dois lagos, nos períodos chuvoso e seco. No lago de Palminhas, a classe Cyanophyceae apresentou maior riqueza de espécies (13), *Cylindrospermopsis raciborskii* apresentou maior abundância nas pisciculturas P1 e P2 (51 e 55% para o período chuvoso; 66 e 63,3% para o período seco). No lago de Palmas, a classe Chlorophyceae apresentou maior riqueza de espécies (14), sendo a espécie *Chlorella vulgaris* com a maior abundância encontrada (58 e 56%, para os períodos chuvoso e seco, respectivamente).

Tabela 1: Abundância relativa e riqueza de espécies da comunidade fitoplanctônica, dos lagos de Palminhas e Palmas com criação de tilápias em tanques-rede, coletados em dois períodos, chuvoso e seco.

Espécie	Lago					
	Palminhas				Palmas	
	P1		P2		P1	
	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco
<b>Bacillariophyceae</b>						
<i>Navicula cryptotenella</i>	1,4	0,3	0,4	0,4	0,5	0,5
<i>Synedra acus</i>	0,3	0,2	0,3	0,2	0,1	0,1
<b>Chlorophyceae</b>						
<i>Ankistrodesmus bernardii</i>	0,6	0,6	0,6	0,2	0,4	0,3
<i>Ankistrodesmus gracilis</i>	0,3	0,2	0,2	0,2	0,3	0,2
<i>Chlorella vulgaris</i>	17,2	12,5	15	12,2	58	56
<i>Coelastrum reticulatum</i>					0,2	0,2
<i>Crucigenia retangularis</i>	0,3	0,4	0,2	0,8	0,2	0,8
<i>Golenkinia radiata</i>					0,1	
<i>Kirchneriella diana</i>					0,2	0,2
<i>Monoraphidium minutum</i>	2	2,5	2	3	2	3,5
<i>Nephrochlamys willeana</i>	0,3	0,2		0,1		
<i>Nephrocytium schilleri</i>			0,1			
<i>Pachycladella minor</i>	0,5	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	0,8	0,1		0,1	0,2	0,3
<i>Scenedesmus ecornis</i>	0,8	0,3	0,7	0,2	0,4	0,4
<i>Stauridium tetras</i>	0,3	0,2	0,2	0,1	0,2	0,1
<i>Tetranephris brasiliensis</i>					0,2	0,3
<i>Ulothrix sp</i>	0,2	0,1	0,1		0,1	0,1
<b>Crysophyceae</b>						
<i>Dinobryon sertularia</i>		0,3		0,1	0,2	0,4
<b>Cyanophyceae</b>						
<i>Anabaena solitaria</i>	1,7	1,4	2,6	1,8	0,5	0,2
<i>Aphanizomenon tropicalis</i>	5	4	7	6,2	0,7	1,2
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	51	66	55	63,6	28	27
<i>Epigloesphaera brasílica</i>	2,5	0,8	3,4	0,8	2,2	3
<i>Gleiterinema unigranulatum</i>	2,3	2,8	3,1	3,4	0,8	0,3
<i>Leptolynbia perelegans</i>		0,2		0,2		
<i>Mycrocystis aeruginosa</i>	1,7	1,6	1,1	1,3	0,2	0,8
<i>Mycrocystis wesenbergii</i>	1,5	1	0,4	0,5		
<i>Nodularia sp</i>	1	0,1	0,7	0,4		
<i>Oscillatoria curviceps</i>	1	0,3	1,4	0,4	0,2	0,2
<i>Phormidium crouani</i>		0,3		0,2		
<i>Pseudoanabaena galeata</i>	0,3	0,2	0,3	0,3		
<b>Dinophyceae</b>						
<i>Peridium umbonatum</i>	0,2	0,3	0,1	0,2		

<b>Euglenophyceae</b>						
<i>Trachelomonas volvocina</i>	0,3	0,3	0,2	0,3	0,2	0,1
<b>Zignemaphyceae</b>						
<i>Cosmarium contractum</i>	1,3	0,4	0,1	0,4	0,3	0,6
<i>Cosmarium sp</i>	1	0,5	0,6	0,3	0,8	0,8
<i>Spondylosium panduriforme</i>	0,2		0,2			
<i>Staurastrum forficulatum</i>	2,2	0,5	3	1	1,4	1,2
<i>Staurastrum paradoxum</i>	0,5	0,2	0,2	0,2		
<i>Staurastrum rotula</i>	0,2		0,1		0,5	0,3
<i>Staurastrum tetracerum</i>	1,1	1	0,5	0,7	0,8	0,7
<b>Riqueza</b>	<b>31</b>	<b>32</b>	<b>31</b>	<b>32</b>	<b>31</b>	<b>30</b>
<b>Abundância total</b>	<b>1765</b>	<b>1593</b>	<b>1822</b>	<b>1663</b>	<b>1863</b>	<b>2099</b>

A quantificação dos actinomicetos mostra nas pisciculturas P1 e P2, uma média de  $6,0 \times 10^2$  UFC/ml, já no período seco, houve menor crescimento de colônias, que foi, em média  $3,0 \times 10^2$  UFC/ml. Para a piscicultura PA, no período chuvoso, foi encontrado, em média  $5,0 \times 10^2$  UFC/ml, e no período seco, um desenvolvimento menor, que foi de  $2,0 \times 10^2$  UFC/ml.

Na análise de componentes principais (PCA) apresentada com todas as variáveis estudadas dos diferentes locais, os eixos 1 (PCA1) e 2 (PCA2) somados explicaram 47,1% da variação total (Fig. 4). O primeiro eixo (PCA1) explicou 26% da variância total, apresentando as variáveis que mais influenciam na composição dos grupos amostrados. Amônia, Geosmina – Água e  $\beta$ -ionona – Músculo representaram as variáveis com maior contribuição para esse eixo. O segundo eixo (PCA2) explicou 21% da variância total. Oxigênio Dissolvido (OD), Matéria orgânica, Clorofila, Geosmina – Músculo, MIB – Sedimento, Carbono orgânico, Ficocianina e Condutividade foram as variáveis com maior contribuição para esse eixo. A PCA mostrou claramente uma forte separação entre três grupos, sendo que as amostras para a piscicultura PA possuem os maiores valores das variáveis associadas ao eixo PCA 1. As amostras das pisciculturas P1 e P2 se agregaram em dois grupos separados, porém com um misto de amostras. Essas amostras possuem os maiores valores associados as variáveis do eixo PCA 2.



amostras com maiores valores das variáveis pH, fósforo e temperatura, já o outro grupo está associado as variáveis do eixo PCA 1.

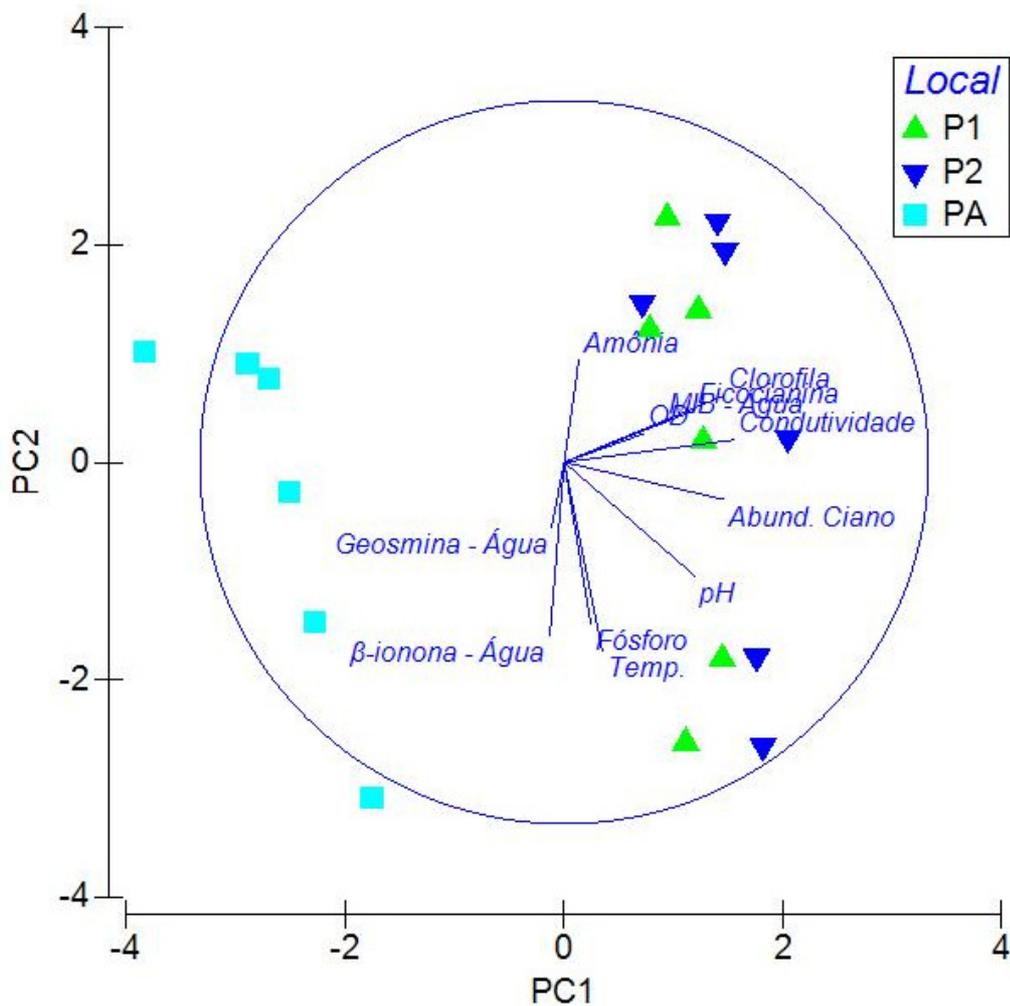


Figura 5: PCA apresentando as variáveis analisadas nas amostras de água, dos lagos de Palminhas e Palmas com criação de tilápias em tanques-rede, coletados em dois períodos, chuvoso e seco.

Na PCA apresentada com as variáveis analisadas no sedimento dos diferentes locais, os eixos 1 (PCA1) e 2 (PCA2) somados explicam 62,3% da variação total (Fig. 5). 37,5% da variância total é explicado no primeiro eixo (PCA 1) sendo a variável Fósforo no sedimento com maior contribuição para esse eixo. O segundo eixo (PCA 2) explica 27,4% da variância total. Geosmina – sedimento e Matéria orgânica são as variáveis com maior contribuição para esse eixo. A PCA com as variáveis encontradas no sedimento apresenta que as amostras estão em conjunto, associadas ao eixo 1, apresentando forte influência da variável Fósforo no sedimento.

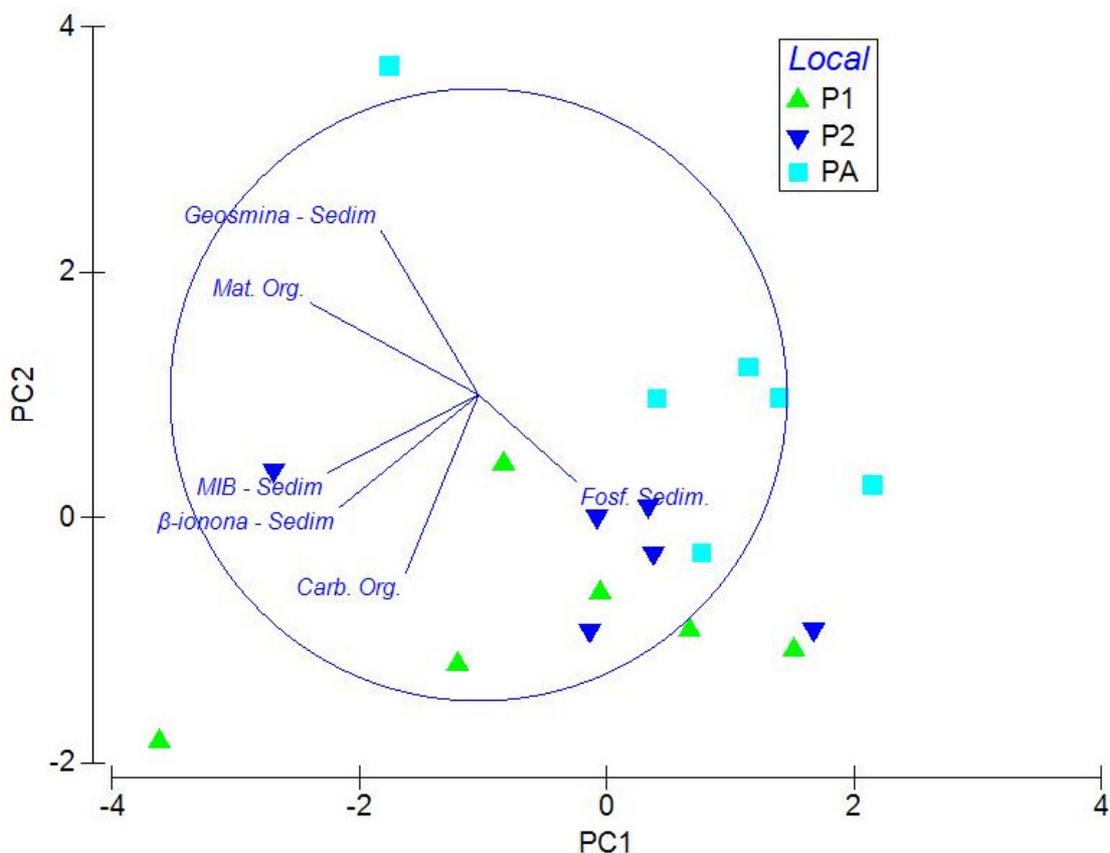


Figura 6: PCA apresentando as variáveis analisadas nas amostras de sedimento, dos lagos de Palminhas e Palmas com criação de tilápias em tanques-rede, coletados em dois períodos, chuvoso e seco.

As variáveis que estão correlacionadas com a produção de “off-flavor” estão apresentadas na análise de componentes principais (PCA) demonstrada na figura 7. Os eixos 1 (PCA1) e 2 (PCA2) somados explicam 43,4% da variação total. O primeiro eixo (PCA 1) explica 26,4% da variância total, apresentando as variáveis que mais influenciam na composição dos grupos amostrados. Geosmina – Água, Geosmina – Músculo e  $\beta$ -ionona – Músculo representam as variáveis com maior contribuição para esse eixo. O segundo eixo (PCA 2) explica 17% da variância total. Geosmina – Água, Geosmina – Fígado, MIB – Água, MIB – Músculo e  $\beta$ -ionona - Água são as variáveis com maior contribuição para esse eixo. A PCA mostrou a formação de quatro grupos, sendo que as amostras dos diferentes locais permeiam entre os grupos. As amostras de PA possuem os maiores valores das variáveis associadas ao eixo PCA 1, com exceção da variável Geosmina - Músculo. As amostras das pisciculturas P1 e P2 se agregaram em quatro grupos separados, porém com um misto de amostras. um grupo possui forte correlação com a variável Geosmina – Músculo. Outro grupo se correlaciona com a variável  $\beta$ -ionona – Água. O último grupo possui os maiores valores associados as variáveis do eixo PCA 2.

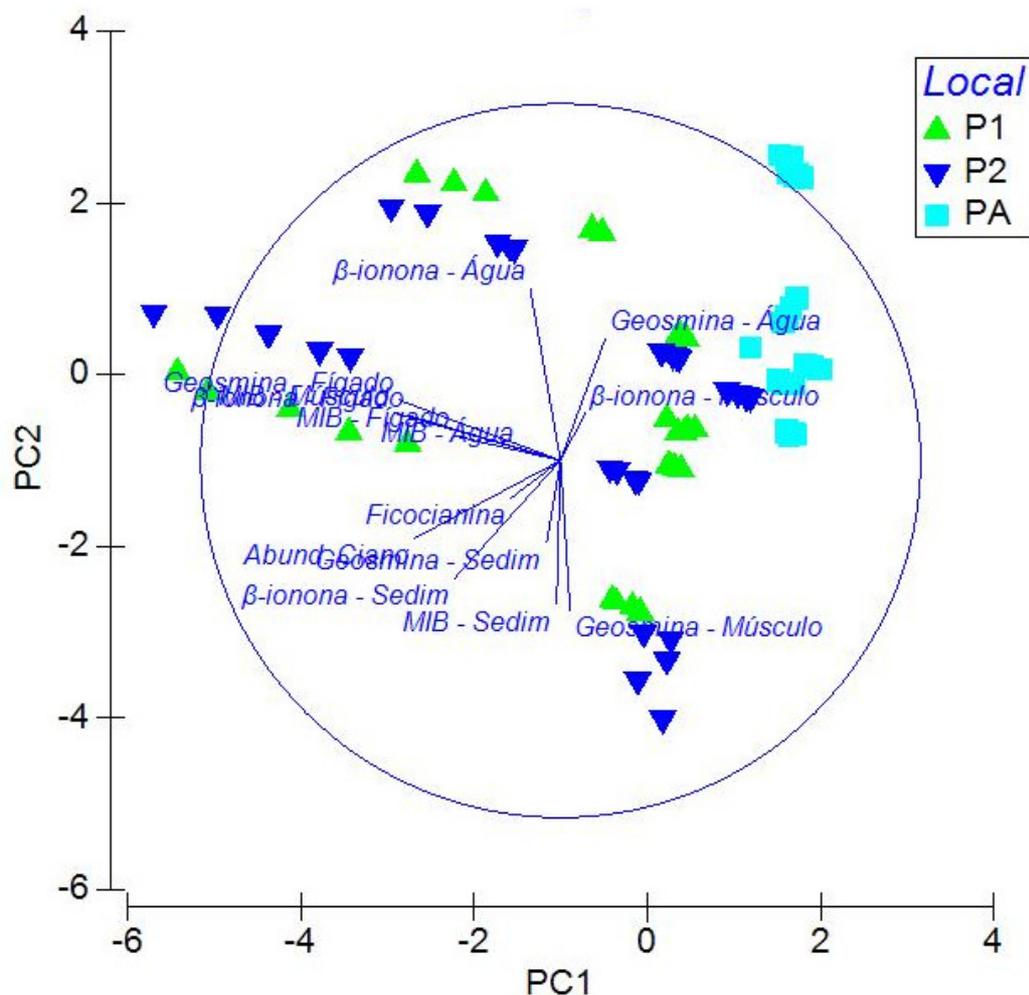


Figura 7: PCA apresentando as variáveis analisadas das amostras de água, sedimento e tecidos (fígado e músculo) correlacionadas com a produção de “off-flavor”, dos lagos de Palminhas e Palmas com criação de tilápias em tanques-rede, coletados em dois períodos, chuvoso e seco.

A análise de escala multidimensional não métrica (MDS) está representada na figura 8. A análise de ordenação das variáveis ambientais mostrou que as amostras se agruparam visivelmente de acordo com o local das pisciculturas. As amostras que apresentam variáveis similares se dividiram em dois grupos, de acordo com os lagos estudados. As amostras das pisciculturas P1 e P2 estão agrupadas no lado direito do gráfico, enquanto as amostras da piscicultura PA, formam um grupo ao lado esquerdo do gráfico.

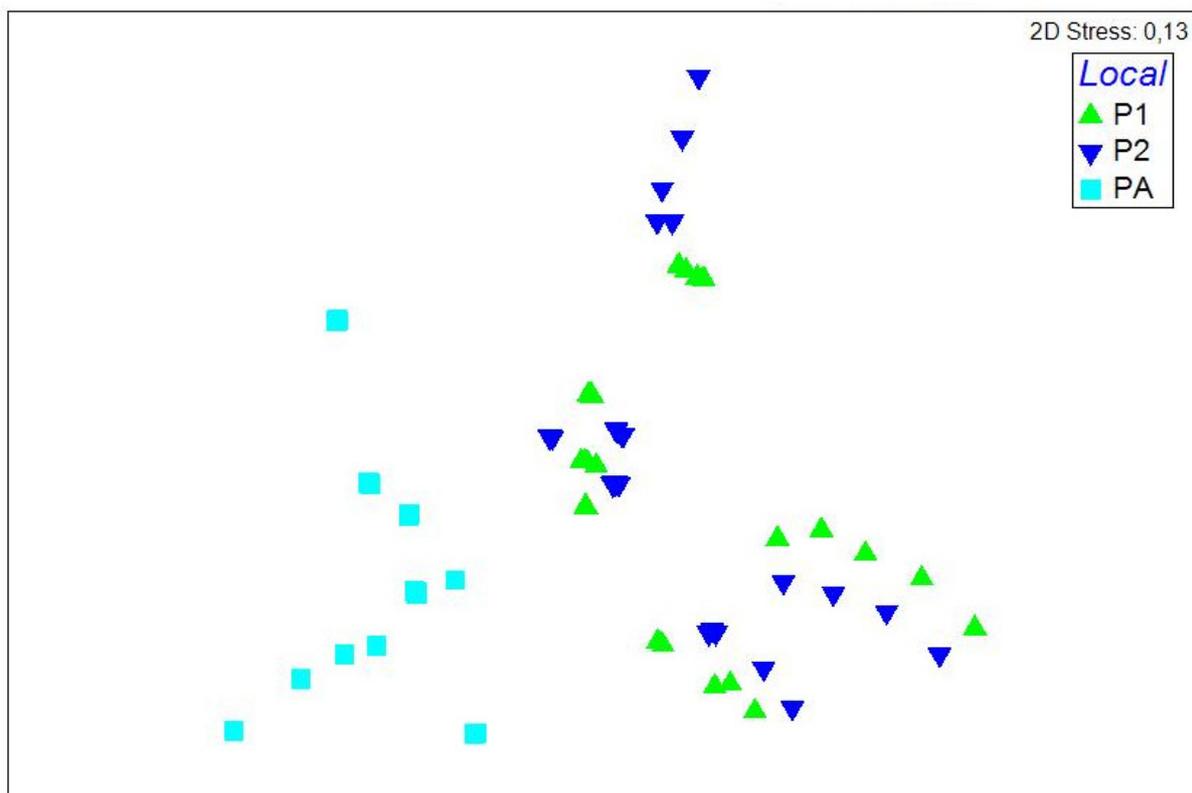


Figura 8: MDS das amostras analisadas de água, sedimento e tecidos (fígado e músculo), dos lagos de Palminhas e Palmas com criação de tilápias em tanques-rede, coletados em dois períodos, chuvoso e seco.

A análise hierárquica de Cluster, utilizada para demonstrar o agrupamento das amostras que apresentam semelhanças, de acordo com as variáveis ambientais estudadas está demonstrada na figura 9. Nos resultados apresentados, as amostras da piscicultura PA apresentam maior semelhança, formando um grupo distinto. As amostras das pisciculturas P1 e P2, do mesmo lago, formam outro grupo, em pequenos blocos, com amostras das duas pisciculturas compartilhando similaridade entre as variáveis.

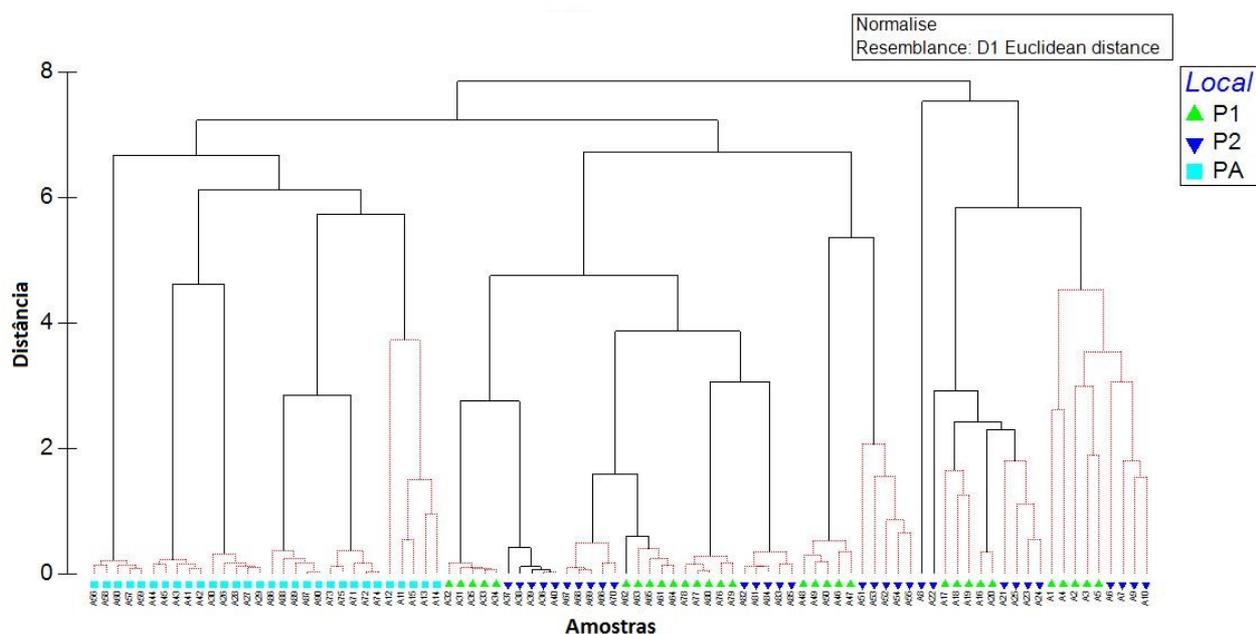


Figura 9: Análise hierárquica e aglomerativa de Cluster das amostras analisadas de água, sedimento e tecidos (fígado e músculo), dos lagos de Palminhas e Palmas com criação de tilápias em tanques-rede, coletados em dois períodos, chuvoso e seco.

As diferentes contribuições de cada variável ambiental, em cada local analisado, evidenciadas pelo SIMPER, está representada na tabela 2. Na piscicultura P1, o carotenoide  $\beta$ -ionona encontrado no sedimento, corresponde a 12,18% de contribuição desta variável neste local, já a variável físico-química Carbono Orgânico, contribuiu com a menor porcentagem (0,09%). Na piscicultura P2, o metabólito Geosmina, encontrado no músculo apresenta 12,31% de importância para a similaridade entre as amostras, sendo o carotenoide  $\beta$ -ionona, encontrado no músculo, com a menor porcentagem (0,1%). Nas variáveis ambientais estudadas na piscicultura do lago de Palmas (PA), MIB não foi encontrado em nenhuma amostra, tanto para água, sedimento e tecidos.  $\beta$ -ionona no músculo apresenta a maior contribuição (20,12%), já o metabólito Geosmina, encontrado no fígado, corresponde a menor contribuição (0,07%) para a similaridade entre as amostras.

Tabela 3: Análise de porcentagem de similaridade (SIMPER), apresentando a contribuição das variáveis ambientais e dos metabólitos em cada tecido (músculo e fígado), dos lagos de Palminhas e Palmas com criação de tilápias em tanques-rede, coletados em dois períodos, chuvoso e seco.

P1					
Variáveis	Abundância Média	Similaridade Média (SM)	Desvio Padrão (SM)	Contribuição (%)	Contribuição acumulada (%)
Carb. Org.	0,687	0,0122	0,48	0,09	0,09
$\beta$ -ionona - Músculo	-0,223	0,0281	0,35	0,2	0,28
Geosmina - Músculo	-0,187	0,0547	0,36	0,39	0,67
Clorofila	0,511	0,0933	0,43	0,66	1,33
Condutividade	0,663	0,139	0,48	0,98	2,3
Geosmina - Água	-0,0363	0,184	0,46	1,3	3,6
Temp.	0,0175	0,21	0,44	1,48	5,08
Ficocianina	0,407	0,239	0,38	1,69	6,77
OD	-0,0314	0,279	0,47	1,97	8,74
$\beta$ -ionona - Água	-0,143	0,312	0,43	2,2	10,93
Abund. Ciano	0,397	0,322	0,39	2,27	13,2
Mat. Org.	0,069	0,538	0,4	3,79	16,99
pH	0,424	0,585	0,55	4,12	21,11
MIB - Músculo	0,226	0,598	0,35	4,21	25,32
MIB - Fígado	0,227	0,654	0,34	4,6	29,92
MIB - Água	0,436	0,761	0,37	5,36	35,28
Geosmina - Sedim	-0,159	0,809	0,43	5,7	40,98
Geosmina - Fígado	0,268	0,814	0,38	5,73	46,71
Fosf. Sedim.	0,171	0,824	0,38	5,81	52,52
Fósforo	0,0349	0,932	0,39	6,57	59,08
$\beta$ -ionona - Fígado	0,0475	0,94	0,3	6,62	65,7
Amônia	-0,00617	1,19	0,48	8,39	74,09
$\beta$ -ionona - Sedim	0,724	1,73	0,5	12,18	86,27
P2					
Variáveis	Abundância Média	Similaridade Média (SM)	Desvio Padrão (SM)	Contribuição (%)	Contribuição acumulada (%)
$\beta$ -ionona - Músculo	-0,231	0,0171	0,38	0,1	0,1
Clorofila	0,735	0,0256	0,41	0,16	0,26
Carb. Org.	0,572	0,066	0,39	0,4	0,67
Geosmina - Água	-0,218	0,112	0,4	0,68	1,35
Condutividade	0,663	0,116	0,56	0,71	2,06
$\beta$ -ionona - Sedim	-0,0683	0,172	0,5	1,06	3,12
Temp.	0,0681	0,25	0,43	1,53	4,65
$\beta$ -ionona - Água	-0,157	0,386	0,43	2,36	7,02
MIB - Sedim	-0,0219	0,397	0,37	2,43	9,45
Abund. Ciano	0,702	0,553	0,56	3,39	12,84

Geosmina - Sedim	0,108	0,589	0,55	3,61	16,44
OD	0,569	0,594	0,45	3,64	20,09
MIB - Água	0,387	0,633	0,37	3,88	23,96
Mat. Org.	-0,0351	0,741	0,43	4,54	28,5
Fosf. Sedim.	0,0551	0,767	0,38	4,7	33,2
Ficocianina	0,49	0,816	0,42	5	38,2
pH	0,443	0,909	0,5	5,57	43,77
Geosmina - Fígado	0,352	0,911	0,37	5,58	49,35
Fósforo	0,0311	0,951	0,38	5,83	55,18
MIB - Músculo	0,327	0,978	0,34	5,99	61,17
Amônia	0,186	1,21	0,55	7,39	68,56
$\beta$ -ionona - Fígado	0,213	1,26	0,32	7,7	76,26
MIB - Fígado	0,242	1,87	0,22	11,43	87,69
Geosmina - Músculo	0,429	2,01	0,34	12,31	100
PA					
Variáveis	Abundância Média	Similaridade Média (SM)	Desvio Padrão (SM)	Contribuição (%)	Contribuição acumulada (%)
Geosmina - Fígado	-0,62	7,25E-03	0,34	0,07	0,07
Geosmina - Músculo	-0,241	2,95E-02	0,37	0,26	0,33
Clorofila	-1,25	4,71E-02	0,56	0,42	0,75
Condutividade	-1,33	7,60E-02	0,55	0,68	1,43
$\beta$ -ionona - Fígado	-0,26	8,00E-02	0,51	0,72	2,15
pH	-0,867	0,192	0,37	1,72	3,87
$\beta$ -ionona - Sedim	-0,656	0,204	0,44	1,83	5,7
$\beta$ -ionona - Água	0,3	0,216	0,42	1,94	7,64
Temp.	-8,56E-02	0,23	0,4	2,07	9,71
Abund. Ciano	-1,1	0,26	0,56	2,33	12,04
Ficocianina	-0,897	0,358	0,44	3,21	15,25
Carb. Org.	-1,26	0,369	0,37	3,31	18,57
Amônia	-0,18	0,588	0,55	5,27	23,84
Fósforo	-6,60E-02	0,652	0,4	5,85	29,69
OD	-0,538	0,657	0,4	5,9	35,59
Fosf. Sedim.	-0,226	0,712	0,37	6,39	41,97
Mat. Org.	-3,39E-02	1,3	0,39	11,71	53,68
Geosmina - Sedim	5,13E-02	1,45	0,38	13	66,68
Geosmina - Água	0,254	1,47	0,38	13,2	79,88
$\beta$ -ionona - Músculo	0,453	2,24	0,32	20,12	100

A análise de PERMANOVA (Tab. 3) destaca os fatores que foram analisados durante este estudo. De acordo com os resultados, as amostras se diferem significativamente entre os períodos (Chuvoso e Seco), entre os locais estudados e

também na interação período e local. Para a interação indivíduo e local, como também a interação entre todos os fatores, não foram encontradas diferenças significativas.

Tabela 3: Análise PERMANOVA das amostras de água, sedimento e tecidos (fígado e músculo), dos lagos de Palminhas e Palmas com criação de tilápias em tanques-rede, coletados em dois períodos, chuvoso e seco.

Variáveis	df	SS	MS	Pseudo-F	p (0,05)
Período	1	352,09	352,09	18,681	0,0001
Local	2	507,76	253,88	13,47	0,0001
IndivíduoXLocal	12	20,556	1,713	0,090887	1
PeríodoXLocal	2	109,56	54,778	2,9064	0,0007
Interação	12	15,212	1,2677	0,067262	1
Residual	60	1130,8	18,847		

Os gráficos aranha apresentando a intensidade de cada atributo, para a análise sensorial, de acordo com os locais coletados, para os dois períodos, chuvoso e seco estão apresentados na figura 10. As amostras da piscicultura PA ganham destaque com as maiores médias para os atributos sabor agradável, sabor suave e sabor de frango, para os dois períodos, já nas amostras das pisciculturas P1 e P2, as maiores médias estão demonstradas nos atributos sabor de terra e sabor forte, para os dois períodos estudados.



Figura 10: Gráfico aranha apresentando as médias das amostras de filés de tilápia, dos lagos de Palminhas e Palmas com criação em tanques-rede, coletados em dois períodos, chuvoso e seco.

Os resultados obtidos, para todos os atributos testados pela análise sensorial, de acordo com os locais estudados, nos diferentes períodos, estão descritos na tabela 4. Os atributos odor forte, odor de terra, odor agradável, textura arenosa, sabor forte, gosto

amargo e sabor frango apresentaram diferença significativa em relação aos locais estudados. Para o fator período, os atributos que apresentaram diferença significativa são odor fraco, odor de frango, textura firme, aparência pálida, aparência saudável e sem sabor. Os atributos sabor de terra, sabor suave e sabor agradável foram estatisticamente significativos para os locais, como também para os períodos. Os atributos sem odor, odor desagradável, textura macia, adesividade, aparência agradável e desagradável não apresentaram diferença significativa para nenhum fator relacionado. O fator interação (Local\*Período) também não apresentou diferença significativa para nenhum atributo analisado.

Tabela 4: GLM apresentando os atributos relacionados na análise sensorial dos filés das tilápias cultivadas em tanques-rede, dos lagos de Palminhas e Palmas coletados em dois períodos, chuvoso e seco.

Atributo	Fonte variação	DF	QM	p(F)
Odor forte	Local	2	12,02	0,0044*
	Período	1	6,71	0,08
	Local*Período	2	1,87	0,43
	Resíduo	1787	2,24	
Odor fraco	Local	2	3,56	0,25
	Período	1	32,22	0,0005*
	Local*Período	2	1,08	0,66
	Resíduo	1787	2,64	
Odor de Terra	Local	2	49,27	<0,0001*
	Período	1	1,7	0,31
	Local*Período	2	1,17	0,5
	Resíduo	1787	1,71	
Sem odor	Local	2	2,27	0,25
	Período	1	0,006	0,95
	Local*Período	2	0,89	0,58
	Resíduo	1787	1,67	
Odor agradável	Local	2	16,29	0,0020*
	Período	1	3,65	0,23
	Local*Período	2	0,97	0,68
	Resíduo	1787	2,6	
Odor desagradável	Local	2	4,81	0,056
	Período	1	0,59	0,55
	Local*Período	2	1,74	0,35
	Resíduo	1787	1,67	
Odor de Frango	Local	2	6,43	0,56
	Período	1	12,13	0,02*
	Local*Período	2	2,57	0,31
	Resíduo	1787	2,23	
Textura firme	Local	2	1,96	0,49

	Período	1	68,56	<0,0001*
	Local*Período	2	0,14	0,94
	Resíduo	1787	2,78	
Textura macia	Local	2	0,71	0,79
	Período	1	5,82	0,16
	Local*Período	2	1,54	0,6
	Resíduo	1787	3,03	
Adesividade	Local	2	0,82	0,65
	Período	1	0,02	0,9
	Local*Período	2	0,17	0,91
	Resíduo	1787	1,95	
Textura Arenosa	Local	2	3,8	0,02*
	Período	1	3,96	0,53
	Local*Período	2	0,96	0,4
	Resíduo	1787	1,05	
Aparência Pálida	Local	2	1,91	0,54
	Período	1	59,67	<0,0001*
	Local*Período	2	3,52	0,32
	Resíduo	1787	3,13	
Aparência Saudável	Local	2	3,76	0,23
	Período	1	20,61	0,0048*
	Local*Período	2	3,23	0,28
	Resíduo	1787	2,58	
Aparência agradável	Local	2	2,47	0,4
	Período	1	1,59	0,44
	Local*Período	2	2,58	0,38
	Resíduo	1787	2,73	
Aparência desagradável	Local	2	0,26	0,86
	Período	1	4,47	0,12
	Local*Período	2	2,48	0,26
	Resíduo	1787	1,87	
Sem sabor	Local	2	1,02	0,61
	Período	1	9,35	0,03*
	Local*Período	2	1,77	0,42
	Resíduo	1787	2,1	
Sabor forte	Local	2	57,25	<0,0001*
	Período	1	1,02	0,54
	Local*Período	2	1,49	0,58
	Resíduo	1787	2,82	
Sabor de terra	Local	2	251,54	<0,0001*
	Período	1	25,05	0,004*
	Local*Período	2	0,08	0,9732
	Resíduo	1787	3,02	
Sabor suave	Local	2	49,78	<0,0001*
	Período	1	27,01	0,001*
	Local*Período	2	3,52	0,25
	Resíduo	1787	2,56	
Sabor agradável	Local	2	44,96	<0,0001*

	Período	1	12,62	0,03*
	Local*Período	2	1,7	0,5311
	Resíduo	1787	2,68	
Gosto amargo	Local	2	12,69	<0,0001*
	Período	1	0,01	0,9
	Local*Período	2	0,25	0,82
	Resíduo	1787	1,31	
Sabor de frango	Local	2	81,2	0,001*
	Período	1	7,28	0,44
	Local*Período	2	13,05	0,34
	Resíduo	1787	12,4	

Os atributos que apresentaram diferença significativa entre os locais estudados, estão apresentados, com média e desvio padrão, na tabela 5. Odor forte, odor de terra, textura arenosa, sabor forte, sabor de terra e gosto amargo foram os atributos com as maiores médias para as pisciculturas P1 e P2, com diferença significativa em relação a piscicultura PA. Os atributos sem odor, odor agradável, sabor suave, sabor agradável e sabor de frango demonstraram as maiores médias para a piscicultura PA, também com diferença significativa. O atributo sabor de terra foi o único atributo que apresentou diferença significativa entre todos os locais, com destaque para a piscicultura P2 com a maior média (1,92) e a piscicultura PA com a menor média (0,71).

Tabela 5: Atributos relacionados na análise sensorial dos filés das tilápias cultivadas em tanques-rede, dos lagos de Palminhas e Palmas, coletados em dois períodos, chuvoso e seco. Os valores estão apresentados como média e desvio padrão, e as letras representam a diferença significativa entre os locais.

Atributo	Local (média ± DP)		
	P1	P2	PA
Odor forte	1,28 ± 1,42 <sup>a</sup>	1,32 ± 1,55 <sup>a</sup>	1,05 ± 1,42 <sup>b</sup>
Odor de terra	0,9 ± 1,47 <sup>a</sup>	0,85 ± 1,45 <sup>a</sup>	0,38 ± 0,92 <sup>b</sup>
Sem odor	0,56 ± 1,25 <sup>a</sup>	0,6 ± 1,28 <sup>a</sup>	0,68 ± 1,34 <sup>a</sup>
Odor agradável	1,9 ± 1,63 <sup>b</sup>	1,89 ± 1,59 <sup>b</sup>	2,18 ± 1,61 <sup>a</sup>
Textura arenosa	0,47 ± 1,07 <sup>a</sup>	0,5 ± 1,09 <sup>a</sup>	0,35 ± 0,9 <sup>b</sup>
Sabor forte	1,8 ± 1,72 <sup>a</sup>	1,86 ± 1,75 <sup>a</sup>	1,3 ± 1,55 <sup>b</sup>
Sabor de terra	1,71 ± 1,9 <sup>b</sup>	1,92 ± 1,94 <sup>a</sup>	0,71 ± 1,29 <sup>c</sup>
Sabor suave	1,47 ± 1,57 <sup>b</sup>	1,41 ± 1,54 <sup>b</sup>	1,94 ± 1,67 <sup>a</sup>
Sabor agradável	1,78 ± 1,63 <sup>b</sup>	1,62 ± 1,54 <sup>b</sup>	2,15 ± 1,72 <sup>a</sup>
Gosto amargo	0,62 ± 1,27 <sup>a</sup>	0,6 ± 1,19 <sup>a</sup>	0,36 ± 0,92 <sup>b</sup>
Sabor de frango	0,84 ± 1,4 <sup>b</sup>	0,72 ± 1,37 <sup>b</sup>	1,41 ± 1,67 <sup>a</sup>

Os atributos que apresentaram diferença significativa entre os períodos analisados, estão apresentados, com média e desvio padrão, na tabela 6. Todos os atributos, com exceção do sabor de terra, apresentaram a maior média durante o período seco, o que indica menor concentração de metabólitos presentes no ambiente. O atributo sabor de terra apresentou a maior média no período chuvoso.

Tabela 6: Atributos relacionados na análise sensorial dos filés das tilápias cultivadas em tanques-rede, dos lagos de Palminhas e Palmas, coletados em dois períodos, chuvoso e seco. Os valores estão apresentados como média e desvio padrão, e as letras representam a diferença significativa entre os períodos.

Atributo	Período (média ± DP)	
	Chuvoso	Seco
Odor fraco	1,38 ± 1,59 <sup>b</sup>	1,65 ± 1,64 <sup>a</sup>
Odor de frango	0,82 ± 1,45 <sup>b</sup>	0,98 ± 1,55 <sup>a</sup>
Textura firme	2,2 ± 1,62 <sup>b</sup>	2,59 ± 1,7 <sup>a</sup>
Aparência pálida	1,94 ± 1,76 <sup>b</sup>	2,35 ± 1,77 <sup>a</sup>
Aparência saudável	2,4 ± 1,65 <sup>b</sup>	2,62 ± 1,59 <sup>a</sup>
Sem sabor	0,77 ± 1,4 <sup>b</sup>	0,91 ± 1,49 <sup>a</sup>
Sabor de terra	1,57 ± 1,86 <sup>a</sup>	1,33 ± 1,77 <sup>b</sup>
Sabor suave	1,48 ± 1,59 <sup>b</sup>	1,73 ± 1,63 <sup>a</sup>
Sabor agradável	1,77 ± 1,68 <sup>b</sup>	1,94 ± 1,62 <sup>a</sup>

## 2.5 DISCUSSÃO

A comunidade fitoplanctônica apresentou grande riqueza entre os lagos estudados, nos diferentes períodos. Num total de 7 classes, foram encontradas 40 espécies. O lago de Palminhas apresentou diferença entre os táxons, para os períodos e nas pisciculturas. Para a piscicultura P1 e P2, no período chuvoso 31 espécies foram identificadas, já no período seco 32 espécies foram identificadas, 29 espécies em comum com os dois períodos. A classe Cyanophyceae apresentou maior riqueza de espécies, sendo *Cylindrospermopsis raciborskii* a espécie mais abundante (51 e 66%, na piscicultura P1; 55 e 63,6%, na piscicultura P2). Estes resultados corroboram com o estudo realizado por Miranda et al., (2016) no lago Palminhas que apresentou domínio de Cyanophyceae sobre as outras classes de algas na comunidade fitoplanctônica. Isso pode estar relacionado pela capacidade dessa classe suportar condições eutróficas. Cyanobactéria pode armazenar fósforo intracelularmente, o que lhes permite continuar crescendo quando o fósforo ambiental é limitante. Tem capacidade de fixar nitrogênio atmosférico e

ter aerótopos intracelulares (vesículas de gás) que são utilizadas para o movimento vertical na coluna d'água para aproveitar as melhores condições de luz e nutrientes (Defeu et al., 2011). Assim, a alga *Cylindrospermopsis raciborskii*, vista predominantemente no Lago Palminhas, é comum em ambientes eutróficos e produz suas próprias toxinas que também podem adicionar problemas à eutrofização (Sant'anna et al., 2006; Rogers et al., 2007).

No lago de Palmas, na piscicultura PA, foram encontradas 31 espécies, no período chuvoso e 30 espécies no período seco, 29 espécies em comum nos dois períodos. A classe Chlorophyceae foi predominante em ambos os períodos (58 e 56%, respectivamente). *Chlorella vulgaris* foi a espécie mais abundante. De acordo com Miranda et al., (2016), o lago de Palmas apresenta predomínio de espécies da classe Chlorophyceae. As algas da classe Chlorophyceae tendem a ser dominantes em condições oligotróficas, como no Lago Palmas. *Chlorella vulgaris* é conhecida por se tornar dominante quando a concentração de nitrogênio na água aumenta (Huszar et al., 2006). Contudo, neste trabalho, foi possível identificar um aumento na abundância relativa nas espécies da classe Cyanophyceae, para o lago de Palmas. Isso pode ser um indicativo de maior entrada de nutrientes, devido a produção aquícola, remetendo a uma competição entre as classes.

As espécies da classe Cyanophyceae, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Aphanizomenon tropicalis*, *Oscillatoria curviceps*, *Anabaena solitaria*, e o gênero *Mycrosistis*, são consideradas espécies potencialmente produtoras dos metabólitos Geosmina e MIB causadoras de "off-flavor". *Cylindrospermopsis raciborskii* foi a espécie mais abundante nos dois lagos, para a classe Cyanophyceae. Schrader e Dennis (2005), em estudo feito em pisciculturas nas lagoas no delta do Mississippi, para análise de compostos de terra e mofo encontrados em catfish, argumentam a observação de *Cylindrospermopsis raciborskii*, como primeiro relato desta espécie em locais de produção de catfish. De acordo com Vieira et al., (2009), a ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas, como *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Planktothrix* e *Cylindrospermopsis*, representa riscos para a piscicultura, como por exemplo, a intoxicação dos peixes, mudança no sabor da carne e mortandade dos organismos cultivados. Souza et al. (2012), destacaram que o gosto de terra e mofo é causado pela presença de geosmina e do 2-metilisoborneol no ambiente aquático. Essas substâncias são produzidas por elevadas populações de cianobactérias e actinomicetos, sendo então absorvidas por difusão pelos tecidos dos peixes.

Os actinomicetos tendem a ter maior desenvolvimento em maiores temperaturas, geralmente encontradas no período chuvoso, porém os metabólitos geralmente são mais produzidos sob stress, que acontece, geralmente, no período seco. Nestas condições, o organismo pode até ter uma taxa metabólica menor para o crescimento e desenvolvimento, porém pode estar produzindo mais metabólitos. Moreira e Siqueira (2006), afirmaram que uma característica marcante destes indivíduos é a produção de enzimas extracelulares que degradam macromoléculas complexas encontradas no solo além de sintetizar e excretar milhares de metabólitos, como antibióticos e geosmina, que dá o odor característico de terra molhada.

As variáveis ambientais analisadas nesse estudo são de suma importância para estabelecer a qualidade da água e do sedimento, a entrada do incremento de nutrientes produzidos pela produção das pisciculturas (ração, excretas), e também mensurar a contribuição de cada variável para o desencadeamento da produção dos compostos que originam o “off-flavor” presente nos peixes para consumo. No grupo composto pelas amostras provenientes da piscicultura PA, as variáveis N-amoniaco, e os metabólitos Geosmina encontrada na água e  $\beta$ -ionona – Água e Músculo, foram fortemente correlacionadas, ou seja, são as que mais influenciam no agrupamento dessas amostras. A análise de similaridade (SIMPER) confirma essa contribuição das variáveis, indicando que o carotenóide  $\beta$ -ionona analisado no músculo representa 20,12% da similaridade entre as amostras. A análise de Cluster e também na MDS, as amostras da piscicultura PA formaram um grupo separado, o que as distingue dos outros grupos, o que evidenciou uma dissimilaridade com os outros locais analisados.

Os grupos formados pelas amostras das pisciculturas P1 e P2, indicam uma similaridade entre os locais, provavelmente por pertencerem ao mesmo lago. As análises estatísticas mostraram a forte influência e contribuição de algumas variáveis na diferenciação entre os lagos estudados. Matéria orgânica, Carbono Orgânico, Clorofila, Abundância de cianofíceas, Ficocianina, Geosmina – Fígado e Músculo,  $\beta$ -ionona – Sedimento, MIB – Água, Sedimento, Músculo e Fígado, foram as principais variáveis correlacionadas e que influenciaram fortemente na formação dos grupos das amostras de P1 e P2. A análise de similaridade (SIMPER) confirmou essa contribuição das variáveis, para P1 a variável  $\beta$ -ionona – Sedimento representou 12,18% de contribuição na similaridade entre as amostras, já em P2, Geosmina – Músculo representou 12,31% de contribuição para a similaridade. A análise de Cluster e MDS, expressaram um misto

entre as amostras das pisciculturas P1 e P2, que evidencia uma semelhança entre as amostras desses dois locais.

A PCA demonstrando as variáveis analisadas no sedimento apresentou diferenciação entre dois grupos, com destaque para a variável fósforo, fortemente relacionada ao eixo 1, influenciando na formação de um grupo com as amostras da piscicultura PA, as demais variáveis se correlacionam na formação do outro grupo, formado pelas amostras das pisciculturas P1 e P2.

Para fins do monitoramento da qualidade do ambiente, a coleta de dados das características físicas, químicas e biológicas da água e do sedimento que afetam diretamente a criação de peixes, é fundamental para o aumento da eficiência, avaliação de riscos da atividade e compreensão das inter-relações entre a produção e o ambiente. A criação de tilápia em tanques-rede afeta tanto a composição da comunidade fitoplanctônica como também das características físico-químicas da água, mas a variabilidade local, ou seja, as características limnológicas de cada lago tendem a modificar esses padrões.

No lago Palminhas, nas pisciculturas P1 e P2, as variáveis Carbono orgânico, Matéria Orgânica, Clorofila a, Ficocianina e Abundância de Cianofíceas foram fortemente relacionadas na contribuição para a similaridade entre as amostras. Carbono orgânico, Matéria Orgânica são análises utilizadas para identificar as concentrações de compostos orgânicos disponíveis no sedimento, Clorofila a e Ficocianina são utilizadas para quantificar as concentrações destes pigmentos provenientes da comunidade fitoplanctônica, sendo que a Ficocianina é um pigmento encontrado nas Cyanophyceae, e Abundância de Cianofíceas demonstra a contribuição desta classe quantitativamente dentro do ambiente. Todas essas variáveis são utilizadas para descrever o nível trófico do ambiente estudado. Venturoti et al., (2015) afirmaram que a alta concentração de clorofila a encontrada no Lago Palminhas indica que o fósforo é efetivamente mobilizado pelo fitoplâncton nesse lago.

A variação na concentração de N-amoniaco foi uma das variáveis físico-químicas que contribuiu para a similaridade entre as amostras da piscicultura PA, do lago Palmas. Este composto formado por Nitrogênio é proveniente das excretas dos peixes, e é considerado um dos nutrientes essenciais para a produção primária, o que indica que este fator é determinante para o aumento no crescimento da comunidade fitoplanctônica. Em estudo feito por Miranda et al., (2016), o lago de Palmas apresentou baixas

concentrações de N-amoniaco, em comparação com o lago Palminhas, dessa forma é possível considerar que um aumento deste nutriente possa estar relacionado a produtividade da piscicultura, ao longo desses anos.

Com relação aos metabólitos analisados (Geosmina, MIB e  $\beta$ -ionona) nas amostras de água, sedimento e tecidos (fígado e músculo) das tilápias, existem duas possíveis fontes de produção e disponibilidade, sendo na água, produzidos por espécies de Cyanophyceae, ou no sedimento por Actinomicetos. Nesse trabalho, pelos resultados encontrados, foi possível identificar maior disponibilidade destes compostos na água em relação ao sedimento, o que nos leva a considerar que as algas identificadas ao longo dos períodos tendem a contribuir de forma mais efetiva na produção e disponibilidade destes metabólitos.

Cianobactérias são fontes diretas e indiretas de produção de compostos voláteis “off-flavor” no abastecimento de água potável, águas de recreio, peixes e / ou mariscos. Estes compostos não são tóxicos para os seres humanos (Burgos et al., 2013), mas são frequentemente usados pelo público como um indicador primário da segurança e aceitabilidade dos recursos hídricos. Vários episódios de sabores anormais na água potável e nos peixes foi associado com Geosmina e MIB produzido por cianobactérias (Schrader e Dennis, 2005; Westerhoff et al., 2005; Robin et al., 2006; Graham et al., 2010). O número de episódios de odor e gosto de terra / mofo em água tratada e reclamações de clientes aumentaram nas últimas duas décadas (Omur-Ozbek, 2012). A maioria desses episódios ocorreu em verão e outono, o que indica que a floração de cianobactérias pode ser a razão para esses episódios (Omur-Ozbek, 2012). Cianobactérias são as principais fontes de geosmina e 2-MIB em águas interiores. Portanto, esses compostos voláteis são comumente associados a sistemas eutróficos, onde o risco de floração de cianobactérias é alto (Jüttner, 1995; Jüttner e Watson, 2007; Dzialowski et al., 2009); no entanto, eles também podem ser problemáticos em sistemas menos eutróficos (Watson et al., 2007; Yu et al., 2009).

As pisciculturas P1 e P2, no lago Palminhas, de acordo com os resultados apresentaram as maiores concentrações de Geosmina e MIB, nos tecidos dos peixes (Fígado e Músculo), o que caracteriza uma possível relação com a presença dos odores de terra/lama/mofo no pescado, porém um fator relevante a ser considerado foi que em todas as amostras coletadas para água, sedimento e tecidos dos peixes (fígado e músculo) no lago de Palmas, não foi identificado a presença do metabólito MIB. Foi

encontrado Geosmina nas amostras de água, sedimento e tecido, como também do carotenoide  $\beta$ -ionona em alta concentração no músculo, diferentemente das amostras dos tecidos de peixes das pisciculturas P1 e P2. O carotenoide  $\beta$ -ionona é conhecido por produzir um aroma floral. Esses resultados demonstraram que os peixes cultivados na piscicultura PA apresentaram baixas concentrações de odores de terra/lama/mofo. A Geosmina é produzida por cianobactérias filamentosas planctônicas e bentônicas, incluindo formas fixadoras de  $N_2$  e não fixadoras; O 2-MIB também é produzido por cianobactérias filamentosas, mas não é conhecido entre os fixadores de  $N_2$ . Um número muito pequeno de cianobactérias (por exemplo, *Oscillatoria tenuis*) produz ambos os compostos, já outras microbiotas, como fungos e bactérias, podem contribuir para eventos de geosmina e 2-MIB durante o escoamento da primavera ou em habitats com interações água-sedimento significativas (Klausen et al., 2005; Zaitlin e Watson, 2006; Jüttner e Watson, 2007).

Os derivados de carotenóides (apocarotenóides) têm uma variedade de odores, muitos dos quais são agradáveis (por exemplo, florais, frutados), e são amplamente utilizados nas indústrias de fragrâncias e aromas. Estes compostos voláteis são produzidos por uma diversidade de táxons aquáticos e terrestres. Alguns dos apocarotenóides de algas e cianobactérias mais comumente detectados incluem  $\alpha$ - e  $\beta$ -ionona, e  $\alpha$ - e  $\beta$ -cyclocitral (Watson, 2013). Os apocarotenóides são derivados de carotenos e xantofilas, pigmentos amplamente distribuídos entre cianobactérias e algas (Peter et al., 2009).

A análise sensorial realizada com os filés de tilápia para os locais estudado, apresentou resultados que corroboraram com os resultados das análises químicas dos metabólitos. Os resultados demonstraram que as amostras dos filés das pisciculturas P1 e P2, do lago de Palminhas, apresentaram as maiores médias para os atributos que se correlacionam com a presença de “off-flavor”, dentre elas estão: odor de terra, odor forte, sabor forte, sabor de terra e gosto amargo. Odores de barro, lama, e gosto de terra em peixes de água doce são os sabores desagradáveis mais comuns. A maioria dos relatórios científicos e tecnológicos tem enfatizado no estudo desses sabores, especialmente sua alta intensidade em locais com pisciculturas, sendo que o odor de lama está fortemente associado a eutrofização extrema no ambiente (Papp, 2008).

As amostras da piscicultura PA apresentaram as maiores médias para atributos correlacionados a ausência de “off-flavor”, como odor agradável, sabor suave, sabor

agradável e sabor de frango. Este resultado corrobora com as análises químicas que apresentaram a ausência na quantificação de MIB nas amostras de água, sedimento e tecidos (fígado e músculo), como também na presença do carotenoide  $\beta$ -ionona, composto que produz um odor floral, com os maiores valores encontrados nessas amostras.

Em Israel, Guttman e Rijn (2008), mostraram a presença de “off-flavor”, pela primeira vez, em cultivo de tilápias (*Oreochromis niloticus*) com sistemas de recirculação. Altas concentrações de ambos os compostos foram encontradas em todos os componentes de tratamento de água durante a operação de rotina do sistema, porém MIB mostrou ser o principal composto de sabor anormal em todas as partes do sistema de recirculação examinados neste estudo.

## 2.6 CONCLUSÃO

As análises físico-químicas da água e do sedimento, qualitativas e quantitativas da comunidade fitoplanctônica, análises dos metabolitos causadores de “off-flavor”, como também a análise sensorial, demonstraram que existe diferença entre as tilápias cultivadas em tanques-rede nos locais estudados, em relação aos dois períodos.

O lago Palminhas, onde ficam localizadas as pisciculturas P1 e P2 apresentaram maior concentração de nutrientes e abundância de Cyanophyceae, com altas concentrações de metabólitos causadores de “off-flavor” evidenciados neste estudo, juntamente com as características inerentes aos odores e sabores de lama/mofo representadas na análise sensorial.

O lago Palmas, onde está a piscicultura PA, apresentou baixas concentrações de nutrientes e abundância de Chlorophyceae, com produção de Geosmina, mas com ausência de MIB, o que representa a ausência de “off-flavor”, que ficou evidente nas características atribuídas na análise sensorial.

## 2.7 REFERÊNCIAS

ABD-ELNABY, H. M.; ABO-ELALA, G. H.; ABDEL-RAOUF, U. M.; HAMED, M. M. Distribution and Characterization of Actinomycetes in Suez Bay Sediments, Egypt. *Asian Journal of Applied Sciences*, v. 4, 7-17, 2016.

APHA. *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 20th ed. Washington, 1998.

ARES, G.; VARELA, P.; RADO, G.; GIMENEZ, A. Are consumer profiling techniques equivalent for some product categories? The case of orange-flavoured powdered drinks. *International Journal of Food Science and Technology*, v. 46, 1600-1608, 2011.

ARES, G.; JAEGER, S. R.; BAVA, C. M.; CHHEANG, S. L.; JIN, D.; GIMENEZ, A.; VIDAL, L.; FISZMAN, S. M.; VARELA, P. CATA questions for sensory product characterization: Raising awareness of biases. *Food Quality and Preference*, v. 30, 114-127, 2013.

AUFFRET, M.; PILOTE, A.; PROULX, E.; PROULX, D.; VANDENBERG, G.; VILLEMUR, R. Establishment of a real-time PCR method for quantification of geosmin-producing *Streptomyces* spp. in recirculating aquaculture systems. *Water Research*, v. 45, 6753-6762, 2011.

BARROSO, G. F.; GONÇALVES, M. A.; GARCIA, F. D. C. The Morphometry of Lake Palmas, a Deep Natural Lake in Brazil. *PLoS ONE*. 9(11), e111469, 2014.

BICUDO, C. E. M.; Menezes, M. *Gêneros de algas de águas continentais do Brasil*. São Paulo, RiMa, 2006.

BRESCIANI, M.; ADAMO, M.; CAROLIS, G. D.; MATTA, E.; PASQUARIELLO, G.; VAICIUTE, D.; GIARDINO, C. Monitoring blooms and surface accumulation of cyanobacteria in the Curonian Lagoon by combining MERIS and ASAR data. *Remote Sensing of Environment*, v. 146, 124-135, 2014.

BRICKER, S. B.; LONGSTAFF, B.; DENNISON, W.; JONES, A.; BOICOURT, K.; WICKS, C.; WOERNER, J. Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: a decade of change. *Harmful Algae*, v. 8, 21-32, 2008.

BURGOS, L.; LEHMANN, M.; SIMON, D.; ANDRADE, H. H. R., ABREU, B. R. R.; NABINGER, D. D.; GRIVICICH, I.; JULIANO, V. B.; DIHL, R. R. Agents of earthy-musty taste and odor in water: evaluation of cytotoxicity, genotoxicity and toxicogenomics. *Science Total Environment*, v. 490, 679-685, 2013.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth, UK: Plymouth Marine Laboratory, *Natural Environment Research Council*, 1-144, 1994.

DAVIDSON, J.; SCHRADER, K.; RUAN, E.; SWIFT, B.; AALHUS, J.; JUAREZ, M.; WOLTERS, W.; BURR, G.; GOOD, C.; SUMMERFELT, S. T. The Evaluation of depuration procedures to mitigate the off-flavor compounds geosmin and 2-methylisoborneol from Atlantic salmon *Salmo salar* raised to market-size in recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, v. 61, 27-34, 2014.

DEJEFU, F.; MENGISTU, S.; SCHARGERL, M. Influence of fish cage farming on water quality and plankton in fish ponds: A case study in the Rift Valley and North Shoa reservoirs, Ethiopia. *Aquaculture*, v. 316, p. 129-135, 2011.

DENG, W.; LIANG, G.; CHEN, J.; QI, M.; XIE, P. Simultaneous determination of eight common odors in natural water body using automatic purge and trap coupled to gas chromatography with mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, v. 1218, 3791-3798, 2011.

DZIALOWSKI, A. R.; SMITH, V. H.; HUGGINS, D. G.; DENOYELLES, F.; LIM, N. C.; BAKER, D. S.; BEURY, J. H. Development of predictive models for geosmin-related taste and odor in Kansas, USA, drinking water reservoirs. *Water Research*, v. 43, 2829-2840, 2009.

ESTEVEZ, F. A.; SUZUKI, M. S.; CALLISTO, M. F. P.; PERES-NETO, P. R. Teores de matéria orgânica, carbono orgânico, nitrogênio, fósforo e feopigmentos no sedimento de alguns ecossistemas lacustres do litoral do estado do Espírito Santo. UFRJ – Rio de Janeiro. *Oecologia brasiliensis*, v. 1, 407-417, 1995.

FAO, 2016. The State of World Fisheries and Aquaculture. Contributing to food security and nutrition for all. Rome, 200 pp. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i5555e.pdf>.

GRAHAM, J. L.; LOETIN, K. A.; MEYER, M. T.; ZIEGLER, A. A. Cyanotoxin mixtures and taste-and-odor compounds in cyanobacterial blooms from the midwestern United States. *Environmental Science Technology*, v. 44, 7361-7368, 2010.

GREALIS, E.; HYNES, S.; O'DONOGHUE, C.; VEGA, A.; VAN OSCH, S.; TWOMEY, C. The economic impact of aquaculture expansion: An input-output approach. *Marine Policy*, v. 81, p. 29-36, 2017.

GUO, L.; LI, Z.; XIE, P.; NI, L. Assessment effects of cage culture on nitrogen and phosphorus dynamics in relation to fallowing in a shallow lake in China. *Aquaculture International (Springer Netherlands)*, v. 17, 219-241, 2009.

GUTTMAN, L.; VAN RIJN, J. Identification of conditions underlying production of geosmin and 2-methylisoborneol in a recirculating system. *Aquaculture*, v. 279, 85-91, 2008.

HUSZAR, V.; CARACO, N.; ROLAND, F.; COLE, J. Nutrient-chlorophyll relations hipsin tropical–subtropical lakes: do temperate models fit? *Biogeochemistry*, v. 79, 239-250, 2006.

INCAPER, 2018. Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural. <https://meteorologia.incaper.es.gov.br/mapas-de-chuva-acumulado-mensal-e-anual-2016#prettyPhoto>. Acesso em 16.11.2017

JIENG, Z.; LIAO, Y.; LIU, J.; SHOU, L.; CHEN, Q.; YAN, X.; ZHU, G.; ZENG, J. Effects of fish farming on phytoplankton community under the thermal stress caused by a power plant in a eutrophic, semi-enclosed bay: Induce toxic dinoflagellate (*Prorocentrum minimum*) blooms in cold seasons. *Marine Pollution Bulletin*, v. 76, p. 315-324, 2013.

JÜTTNER, F. Physiology and biochemistry of odorous compounds from freshwater Cyanobacteria and algae. *Water Science Technology*, v. 31, 69-78, 1995.

JÜTTNER, F.; WATSON, S. Biochemical and ecological control of geosmin and 2-methylisoborneol in source waters. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 73, 4395-4406, 2007.

KLAUSEN, C.; NICOLAISEN, M. H.; STROBEL, B. W.; WARNECKE, F.; NIELSEN, J. L. Abundance of actinobacteria and production of geosmin and 2-methylisoborneol in Danish streams and fish ponds. *FEMS Microbiology Ecology*, v. 52, 265-278, 2005.

McCARTHY, A. J.; WILLIAMS, S. T. Actinomycetes as agents of biodegradation in environment - a review. *Gene*, v. 115, p. 189-192, 1990.

MININ, V. P. R. Análise Sensorial: Estudos com consumidores. 3 ed. Viçosa: MG. 2013, 332 p.

MIRANDA, T. O.; LIMA, H. S.; GALON, B.; VERONEZ, A. C.; MORETTI, M. S.; ROPER, J. J.; GOMES, L. C. Changes in water quality and the phytoplankton Community

associated with tilapia cage farming in tropical lakes. *Aquatic Living Resources*, v. 29, 403, 2016.

MOREIRA, F. M. S. & SIQUEIRA, J. O. *Microbiologia e Bioquímica do Solo*. 2nd Ed. Lavras: UFLA. 625p, 2006.

OMUR-OZBEK, P. Global Taste and Odor Survey of Water Utilities, Final Report (October 12). The American Water Works Association Taste and Odor Committee, p. 43, 2012.

PETER, A.; KOSTER, O.; VON GUNTEN, U. Occurrence of dissolved and particle-bound taste and odor compounds in Swiss lake waters. *Water Research*, v. 43, 2191-2200, 2009.

ROBIN, J.; CRAVEDI, J. P.; HILLENWECK, A.; DESHAYES, C.; VALLOD, D. Off flavor characterization and origin in French trout farming. *Aquaculture*, v. 260, 128-138, 2006

ROGERS, E. H.; ZEHR, R. D.; GAGE, M. I.; HUMPAGE, A. R.; FALCONER, I. R.; MARR, M.; CHERNOFF, N. The cyanobacterial toxin, cylindrospermopsin, induces fetal toxicity in the mouse after exposure late in gestation. *Toxicol*, v. 49, 885-864, 2007.

ROUND, F. *Biologia das Algas*. Rio de Janeiro, 1983.

RUAN, E. D.; AALHUS, J. L.; SUMMERFELT, S. T.; DAVIDSON, J.; SWIFT, B.; JUAREZ, M. Determination of off-flavor compounds, 2-methylisoborneol and geosmin, in salmon fillets using stir bar sorptive extraction–thermal desorption coupled with gas chromatography–mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, v. 1321, 133-136, 2013.

RYANZHIN, S. V. Fundamental limnological processes and relevant indicators used in lake studies. Kondratyev, K. Y. and Filatov, N. *Limnology and Remote Sensing: A Contemporary Approach*, Springer: 53-78, 1999.

SANT'ANNA, O. A. Nocardia, Actinomadura, Gordonia, Rhodococcus e outros Actinomycetos de importância médica, in: TRABULSI, L. R.; ALTERTHUM, F. *Microbiologia*, Atheneu, 4ª edição, 2005.

SANT'ANNA, C. L.; GENTIL, R. C.; SILVA D. Comunidade Fitoplanctônica de Pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo. In: Esteves K.E., Sant'anna C.L. (Eds.) *Pesqueiros sob uma Visão Integrada de Meio Ambiente, Saúde Pública e Manejo*, São Carlos: SP, p. 49-62, 2006.

- SCHRADER, K. K.; DENNIS, M. E. Cyanobacteria and earthy/musty compounds found in commercial catfish (*Ictalurus punctatus*) ponds in the Mississippi Delta and Mississippi–Alabama Blackland Prairie. *Water Research*, v. 39, 2807-2814, 2005.
- SOUZA, S. M. G.; MATHIES, V. D.; FIORAVANZO, R. F. Off-flavor por geosmina e 2-Metilisoborneol na aquicultura. *Semina: Ciências Agrárias*, Londrina, v. 33, 835-846, 2012.
- STRASKRABA, M. Coupling of hydrobiology and hydrodynamics: lakes and reservoirs. *Coastal and Estuarine Studies*, v. 288, 601-622, 1998.
- SUURNAKKI, S.; GOMEZ-SAEZ, G. V.; RANTALA-YLINEN, A.; JOKELA, J.; FEWER, D. P.; SIVONEN, K. Identification of geosmin and 2-methylisoborneolin cyanobacteria and molecular detection methods for the producers of these compounds. *Water Research*, v.68, 56-66, 2015.
- UTERMÖHL, H. Zur Vervollkomnung der quantitativen phytoplankton-methodik. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte. Limnologie*, v. 9, 1-38, 1958.
- VENTUROTI, G. P.; VERONEZ, A. C.; SALLA, R. V.; GOMES, L. C. Variation of limnological parameters in a tropical lake used for tilapia cage farming. *Aquaculture Reports*, v. 2, 152-157, 2015.
- VIEIRA, B. H.; PEREIRA, R. H. G.; DERBÓCIO, A. M. Análise qualitativa da comunidade fitoplanctônica de um ecossistema aquático utilizado para o cultivo de peixes em tanque-rede, Pantanal de Miranda, MS. *Boletim do Instituto de Pesca*, v. 35(4), 567-576, 2009.
- WATSON, S. B.; CHARLTON, M.; RAO, Y. R.; HOWELL, T.; RIDAL, J.; BROWNLEE, B.; MARVIN, C.; MILLARD, S. Off flavours in large waterbodies: physics, chemistry and biology in synchrony. *Water Science Technology*, v. 55, 1-8, 2007.
- WATSON, S. B. Ecotoxicity of taste and odor compounds. In: Féraud, J.F., Blaise, C. (Eds.), *Encyclopedia of Aquatic Ecotoxicology*. Springer: NY, pp. 337-352, 2013.
- WESTERHOFF, P.; RODRIGUEZ-HERNANDEZ, M.; BAKER, L.; SOMMERFELD, M. Seasonal occurrence and degradation of 2-methylisoborneol in water supply reservoirs. *Water Research*, v. 39, 4899-4912, 2005.

WU, M.; HUANG, S.; ZANG, C.; DU, S.; SCHOLZ, M. Release of nutrient from fish food and effects on *Microcystis aeruginosa* growth. *Aquaculture Research*, v. 43, 1460-1470, 2012.

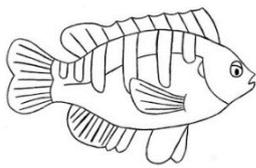
YU, J. W.; ZHAO, Y. M.; YANG, M.; LIN, T. F.; GUO, Z. H.; GU, J. N.; LI, S.; HAN, W. Occurrence of odour-causing compounds in different source waters of China. *Journal Water Supply Research Technology*, v. 5, 587-594, 2009.

ZAITLIN, B.; WATSON, S. B. Actinomycetes in relation to taste and odor in drinking water: myths, tenets and truths. *Water Research*, v. 40, 1741-1753, 2006.

ZAMYADI, A.; HENDERSON, R.; STUETZ, R.; HOFMANN, R.; HO, L.; NEWCOMBE, G. Fate of geosmin and 2-methylisoborneol in full-scale water treatment plants. *Water Research*, v. 83, 171-183, 2015.

ZHAO, B., HE, S. J. Microbiology Experiment. Science Press, Beijing, 2002.

ZUO, Y.; LI, L.; ZHANG, T.; ZHENG, L.; DAI, G.; LIU, L.; SONG, L. Contribution of Streptomyces in sediment to earthy odor in the overlying water in Xionghe Reservoir, China. *Water Research*, v. 44: 6085-6094, 2010.



## **CAPÍTULO 3**

---

**Impacto do rompimento da barragem de Fundão (Mariana, MG), com bioacumulação de metais em tilápias (*Oreochromis niloticus*) cultivadas em tanques-rede no lago de Palminhas em Linhares (ES).**

**Autores:** Taciana O. Miranda Lopes<sup>1</sup>, Bárbara Chisté Teixeira<sup>1</sup>, Julia Merçon<sup>1</sup>, Tatiana Miura Pereira<sup>1</sup>, Gabriel Carvalho Coppo<sup>1</sup>, Maria Thereza Carneiro<sup>2</sup>, Levy de Carvalho Gomes<sup>1</sup>.

**Endereço dos autores – de acordo com a norma da revista**

<sup>1</sup> Laboratório de Ictiologia Aplicada – LABPEIXE, Universidade Vila Velha, Complexo Biopráticas – Rua Comissário José Dantas de Melo, 21, Boa Vista, CEP 29102-770, Vila Velha – ES.

<sup>2</sup> LEA – Laboratório de Espectrometria Atômica, LABPETRO – UFES, Av. Fernando Ferrari, 514 - Goiabeiras, CEP 29075-910, Vitória – ES.

Este capítulo será submetido para publicação na revista Journal of Applied Ichthyology. A sequência do texto, bem como as referências estão de acordo com a norma da revista.

## RESUMO

O colapso da barragem de rejeitos de minério de Fundão em 5 de novembro de 2015 foi o maior acidente ambiental já ocorrido no Brasil. A região do Baixo rio Doce (ES, Brasil) possui cerca de 70 lagos, lagoas e lagoas. Palminhas é um desses lagos, adjacente ao rio Doce, que tem sido utilizado para a criação de tilápias em tanques rede desde 2005. O objetivo desta pesquisa foi determinar a concentração e a distribuição de metais (As, Cd, Cu, Mn, Ni, Pb e Zn) em tecidos (fígado e músculo) de tilápias de duas pisciculturas localizadas no lago de Palminhas, antes e depois do rompimento da barragem de Fundão. As coletas foram realizadas outubro/2015 (antes do rompimento da barragem), e em meses alternados: janeiro, março, maio, julho e setembro do ano de 2016 (2, 4, 6, 8 e 10 meses após o rompimento da barragem). Foram coletados água, ração, sedimento e dez unidades de tilápias para análises de metais, em duas pisciculturas no lago de Palminhas. As análises de metais (As, Cd, Cu, Mn, Ni, Pb e Zn) foram realizadas por Espectrometria de Massas com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-MS). Nas amostras de água, foi registrado aumento de Cu, Mn, Zn, Ni e Cd nas duas primeiras amostragens após o acidente (janeiro e março/2016). As amostras apresentaram concentrações maiores em janeiro e março, com decréscimo nos meses de maio e julho, e novo incremento em setembro, indicando variação sazonal. Nas análises feitas no sedimento, houve tendência semelhante à da água, para as concentrações de Mn, Zn, Pb e Ni, com os maiores valores nos meses de janeiro e março/2016. As amostras de fígado exibiram maiores concentrações, para os elementos Cu, Mn, Zn, As e Cd, também nos meses de janeiro e março/2016. Em relação às amostras de músculo, os elementos estudados não apresentaram aumento nas concentrações, quando comparados os meses antes e depois do rompimento, mostrando que as tilápias não sofreram impacto referente a bioacumulação de metais provenientes do acidente. Os cálculos da análise de risco mostraram que, para uma pessoa brasileira com peso médio corporal de 70 kg, o EDI do músculo foi inferior às diretrizes do RfD para todos os metais estudados, indicando que, durante todos os meses de amostras coletadas, não houve risco à saúde.

## ABSTRACT

The collapse of the Fundão ore tailings dam on November 5, 2015 was the largest environmental accident ever to occur in Brazil. The Lower Rio Doce region (ES, Brazil) has about 60 lakes and lagoons. The objective of this research was to determine the concentration and distribution of metals (As, Cd, Cu, Mn, Ni, Pb and Zn) in tilapia of two fish farms located in the lake of Palminhas (Baixo Rio Doce, Linhares ES) before and after the disaster in the dam of Fundão. The collections were carried out in alternate months: October / 2015 (before the dam disruption), and January, March, May, July and September of 2016 (2, 4, 6, 8 and 10 months after the dam rupture). Water, sediment and ten units of tilapia were collected for analysis of metals in two fish farms located in Lake Palminhas. The metal analyzes (As, Cd, Cu, Mn, Ni, Pb and Zn) were performed by Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS). In the water samples we found an increase of Cu, Mn Zn, Ni and Cd in the first two samplings after the accident (January and March / 2016). The As has higher concentrations in January and March, decreasing in May and July, and increasing again in September, indicating a natural seasonal variation. In the analyzes made in the sediment, we find a trend similar to that of water, for the concentrations of Mn, Zn, Pb and Ni, with the highest values found in January and March / 2016. Liver samples showed higher concentrations for Cu, Mn Zn, As and Cd, also in January and March / 2016, months after the dam rupture, in relation to October / 2015, sampling of the environment before of disaster. In relation to the Muscle samples, the studied elements did not show an increase in the concentrations, in relation to the months before and after the disruption, which characterizes that the fish farms did not suffer impact on the bioaccumulation of metals from the accident. The calculations of the risk analysis showed that, for a Brazilian person with a mean body weight of 70 kg, muscle EDI is lower than RfD guidelines for all metals studied, strongly indicating that during all months of samples collected, there is no risk to health.

### 3.1 INTRODUÇÃO

O colapso da barragem de rejeitos de minério de Fundão em 5 de novembro de 2015 foi o maior acidente ambiental já ocorrido no Brasil (Lucena, 2015, Bowker, 2015). A barragem, administrada pela mineradora Samarco Mineração S.A., despejou cerca de 50 milhões de metros cúbicos de rejeitos de minérios (Gomes et al., 2017), os quais em poucos dias atingiram o rio Doce e chegaram ao Oceano Atlântico, a 600 km a jusante, em 22 de novembro. Números iniciais divulgados pelo Ministério do Meio Ambiente referente aos efeitos residuais sobre as áreas costeiras apontaram uma área máxima afetada de 3 km ao norte e 6 km ao sul da foz do rio (Segura et al., 2016). Os rejeitos mataram milhares de peixes e invertebrados ao longo do caminho, causando a destruição em massa do ecossistema (Escobar, 2015; Lucena, 2015; Bowker, 2015).

A região do Baixo rio Doce (estado do Espírito Santo, Sudeste do Brasil) possui cerca de 70 lagos, lagoas e lagoas. Alguns desses ambientes apresentam sistemas de piscicultura intensiva com criação de tilápias em tanques-rede, além de serem áreas de lazer, e recreação e são utilizadas para irrigação de culturas no entorno. Palminhas é um desses lagos, adjacente ao rio Doce, com quatro sistemas de piscicultura com produção de tilápia (desde 2005), com cerca de 3.280 m<sup>3</sup> de volume e produção anual estimada de 710 t (Venturoti et al., 2015)

Nesse contexto, é urgente e importante a realização de pesquisas que avaliem se houve aporte de metais neste lago e conseqüente enriquecimento na água e sedimento, bem como o acúmulo nos peixes, o que geraria prejuízos ambientais e econômicos.

De acordo com notas técnicas expedidas por pesquisadores com supervisão do ICMBIO – Instituto de Meio Ambiente do Governo Federal, altas concentrações de Al, Fe, Mn e Cr foram registradas nas amostras de água e sedimento, coletados na foz do rio Doce. As, Cd e Pb apresentaram altas concentrações no músculo de peixes e crustáceos coletados.

Os metais são preocupantes em ambientes aquáticos, devido ao seu efeito ecotoxicológico e risco de acúmulo na cadeia alimentar, causando prejuízo para as espécies, bem como maior disponibilidade de metais no ambiente (Ahmad et al., 2010; Marcussen et al., 2014). Essencialmente, peixes assimilam metais por ingestão de partículas em suspensão na água, ingestão de alimentos, troca iônica de metais dissolvidos pelas brânquias, absorção no tecido e superfícies da membrana. A excreção de metais ocorre através das fezes, urina e membranas respiratórias (Alam et al., 2002).

O objetivo desta pesquisa foi determinar a concentração e a distribuição de metais na água e sedimento (As, Cd, Cu, Mn, Ni, Pb e Zn) em nas tilápias (fígado, brânquias e músculos) de duas pisciculturas localizadas no lago de Palminhas (Baixo rio Doce, Linhares ES) antes e depois do desastre na barragem de Fundão.

A presente pesquisa contribuiu para o entendimento do aporte de metias neste ambiente e sua variação temporal (na água, sedimento e peixes cultivados) e avaliou os possíveis prejuízos a piscicultores em função do acidente da Samarco.

## 3.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 3.2.1 ÁREA DE ESTUDO

O lago das Palminhas (Figura 1), faz parte de um complexo lagunar do baixo rio Doce composto por cerca de 70 lagos, lagoas e lagunas a coordenadas geográficas 19°25'31''S e 40°14'58''O. Este lago é cavado nas camadas terciárias da formação Barreiras e têm o formato dendrítico (Esteves et al., 1995), sendo abastecidos por diversos tributários de portes diferenciados e por água da chuva. A saída de água é feita por canal de escoamento próprio que drena para o rio Doce.

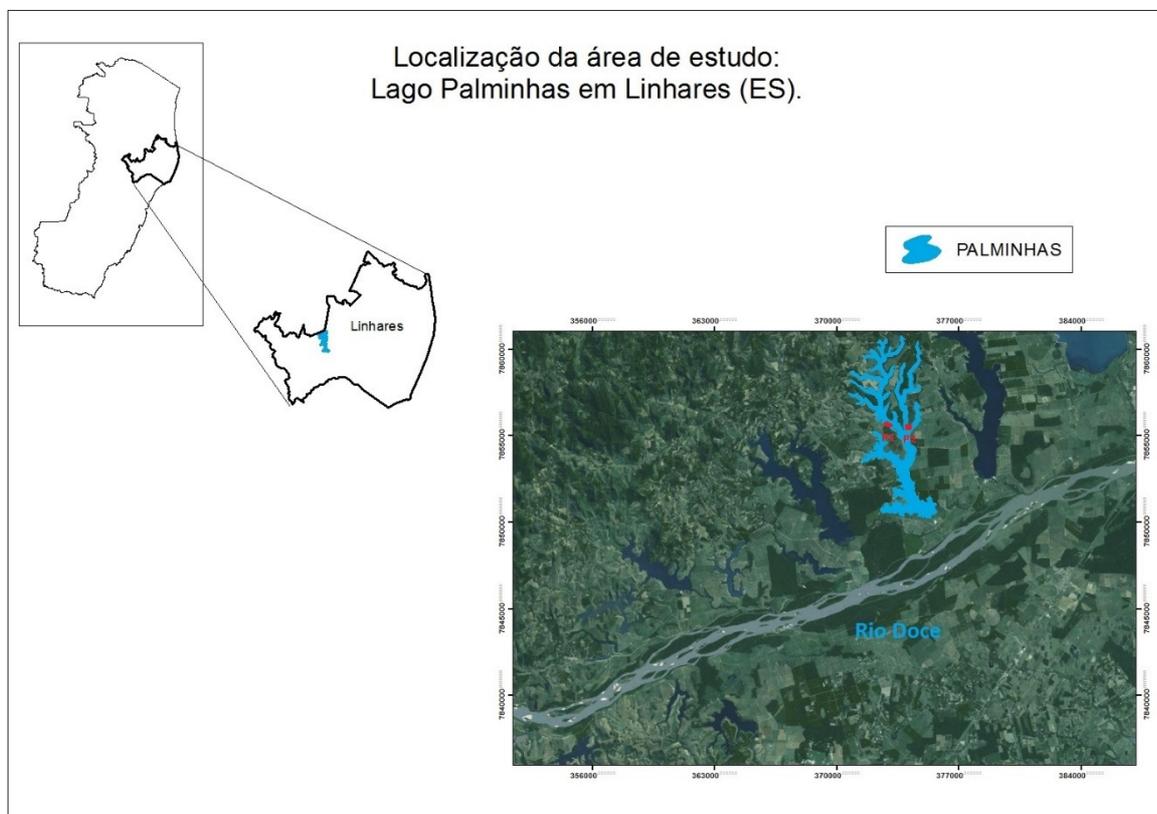


Figura 1. Área de Estudo com destaque para o lago estudado, no Município de Linhares, ES.

O Lago Palminhas é utilizado para fins comerciais, residenciais e recreativos. A ocupação da bacia hidrográfica onde se insere o lago se dá por urbanização, agricultura (borracha, café e banana), silvicultura e pecuária. (Venturoti et al., 2015). Desde 2005 vem sendo utilizado para a prática de piscicultura intensiva, com 3 sistemas em funcionamento até 2016 (criação de tilápias do Nilo). A partir de 2016, somente duas pisciculturas se encontram em pleno funcionamento: A Piscicultura 1 a 19°23'19" S e 40°12'39" O, e a Piscicultura 2 localizada a 19°23'31" S e 40°11'56" O.

A produção anual somada das duas pisciculturas está em torno de 200 toneladas, sendo em média de 18 a 20 toneladas/mês. Possuem cerca de 100 tanques, e aproximadamente 60% são de tamanho de 3x3. Os peixes possuem um período de 6 a 7 meses de engorda, destinados então ao abate. A despesca é realizada semanalmente, e 90% da produção é vendido "in natura", destinado às centrais de abastecimento do Espírito Santo e Rio de Janeiro.

### 3.2.2 DESENHO AMOSTRAL

As coletas foram realizadas em: outubro/2015 (antes do rompimento da barragem), e em meses alternados após o rompimento: janeiro, março, maio, julho e setembro/2016 (2, 4, 6, 8 e 10 meses após o acidente). Foram coletados água, sedimento e dez unidades de tilápias de cada piscicultura para análises de metais. Em outubro de 2015 não houve coleta de água e sedimentos.

As amostras de água, ração e sedimento foram acondicionadas em recipientes opacos, armazenados em caixas de isopor e levadas posteriormente ao laboratório. As dez unidades de tilápia (600 a 800g, aproximadamente), foram coletadas em um tanque de cada piscicultura, de forma aleatória, abatidas em gelo, dessecadas, e retiradas amostras de fígado e músculo que foram armazenadas em tubos de eppendorf, levadas ao laboratório imediatamente e congeladas no freezer a -20 °C, até a preparação para digestão e análise.

### 3.2.3 PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS E ANÁLISE ESTATÍSTICA

#### 3.2.3.1 Preparo das amostras de água

As amostras foram acidificadas com Ácido Nítrico 1% (HNO<sub>3</sub>) em campo, transportadas para o laboratório, filtradas e após armazenadas em tubos falcon. Os

brancos das amostras foram preparados do mesmo modo. As concentrações dos metais das amostras foram expressas em µg/L.

### 3.2.3.2 Digestão das amostras de ração, tecido e sedimento

O protocolo utilizado para a digestão das amostras de ração e tecido foi o da Berghof para amostras de tecido (Microwave Digestion of Fishmeal), e para o sedimento, o protocolo foi também da Berghof (Microwave Digestion of Sediments – DIN EM 13346) com algumas modificações. As amostras foram pesadas (500 mg) em barquinhas de pesagem, e adicionadas nos frascos DAP-60 (a barquinha é colocada dentro do frasco, sem que seja necessária a transferência de material). Em seguida 4,8 ml de Ácido Nítrico destilado, diluído a uma proporção de 60% v/v, mais 2 ml de Peróxido de Hidrogênio foram adicionados à amostra de ração.

Para as amostras de tecidos, foram utilizados 4,2 ml de Ácido Nítrico destilado, diluído a uma proporção de 60% v/v.

Nas amostras de sedimento, foi utilizado 6 ml de Ácido Clorídrico a 37%, e 2 ml de Ácido Nítrico destilado, aguardou-se 5 minutos para executar o fechamento do frasco para posterior aquecimento. Os materiais de referência e os brancos de reagentes foram processados da mesma forma que as amostras.

### 3.2.3.3 Material de Referência

Os resultados obtidos para o material de referência foram avaliados utilizando-se tecido de peixe ERM – BB422 (European Reference Materials®), para análise de metais. A amostra deste material de referência certificado foi tratada e analisada da mesma forma que as amostras do material biológico coletado e avaliado no presente estudo, conforme descrito anteriormente. As condições de operação do aparelho e alguns parâmetros associados às determinações realizadas por ICP-MS, como percentuais de recuperação dos analitos presente no material de referência certificado (ERM – BB422) e os limites de detecção e quantificação do método utilizado são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1: Percentuais de recuperação dos analitos presentes no material de referência certificado (ERM – BB422), limites de quantificação praticável e detecção (mg/kg de peso úmido), e também limites de detecção (LD) e limite de quantificação (LQ) dos analitos determinados por ICP-MS.

Metal	Valores certificados (mg/kg)	Valores medidos (mg/kg)	Recuperação (%)	LD (µg.L-1)	LQ (µg.L-1)
As	12,7 ± 0,7	12,34	97,16	0,1	0,334
Cd	0,0075 ± 0,0018	0,0081	108	0,017	0,112
Cu	1,67 ± 0,16	1,695	101,4	0,086	0,287
Mn	0,368 ± 0,028	0,341	92,66	0,113	0,376
Zn	16,0 ± 1,1	15,08	94,25	1,248	4,159
Ni				0,093	0,31
Pb				0,033	0,111

#### 3.2.3.4 Análise de metais na água, ração, sedimento e tecidos

As análises de metais (As, Cd, Cu, Mn, Ni, Pb e Zn) foram realizadas por Espectrometria de Massas com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-MS), aparelho Nexlon 300D - Perkin Elmer, no laboratório de espectrometria atômica (LAB-PETRO) na UFES. As condições operacionais do aparelho apresentaram condições normais de execução, através dos parâmetros de Potência da Radiofrequência (1500 W), Vazão do gás de nebulização, gás auxiliar e do gás de plasma (0,98; 1,2 e 16 L.min-1), padrão interno (Rh e Ir) e dos Isótopos mensurados neste trabalho (As 75, Mn 55, Ni 60, Cu 63, Zn 66, Cd 111, Pb 208).

#### 3.2.3.5 Avaliação do Risco Humano para metais

A avaliação do risco humano foi calculada utilizando a tolerância provisória de ingestão semanal (PTWI), e dose de referência (RFD) previamente estabelecida pela a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (2005). A dose diária (mg / kg de peso corporal / dia) foi estimada utilizando a seguinte equação:

$$EDI = C_{fish} \times (dc_{fish} / bw)$$

EDI = Ingestão diária estimada;

Cfish = Concentração média do metal no músculo ( $\mu\text{g/g}$  peso úmido);

dcfish = Consumo diário de peixe (g/dia) per capita e

bw = Peso corporal médio (kg) da população-alvo.

O quociente de perigo (HQ) foi calculado dividindo-se o EDI pelo Rfd estabelecido para avaliar o risco para a saúde em relação ao consumo dos peixes.  $\text{HQ} < 1 =$  Não há risco.

### 3.2.3.6 Análise Estatística

Todos os dados obtidos foram submetidos ao teste de normalidade e as variáveis que não apresentaram distribuição normal foram logaritmizadas.

Os resultados obtidos das concentrações de metais na água, sedimento e tecidos foram apresentados como média e desvio padrão. As comparações entre os meses, para as amostras de água e sedimento, foram verificadas por uma Análise de variância ANOVA One-way, e teste de Tukey ( $p < 0,05$ ). Para as amostras de tecidos, os meses de coleta foram comparados ao mês de outubro/15 (controle - anterior ao acidente na barragem) por uma ANOVA e teste de Dunnett's ( $p < 0,05$ ), Todos os testes estatísticos, como também os gráficos, foram feitos no programa SigmaPlot versão 12.0.

## **3.3 RESULTADOS**

### 3.3.1 Determinação de metais nas amostras de água

As concentrações de metais (Cu, Mn e Zn) na água estão apresentados na figura 2. Os resultados de Cu foram maiores em março, em comparação aos outros meses. As maiores concentrações de Mn foram registradas no mês de março, tendo sido diferente significativamente dos demais meses. Os maiores resultados de Zn foram em janeiro e março, sendo que estes foram significativamente diferentes dos outros meses.

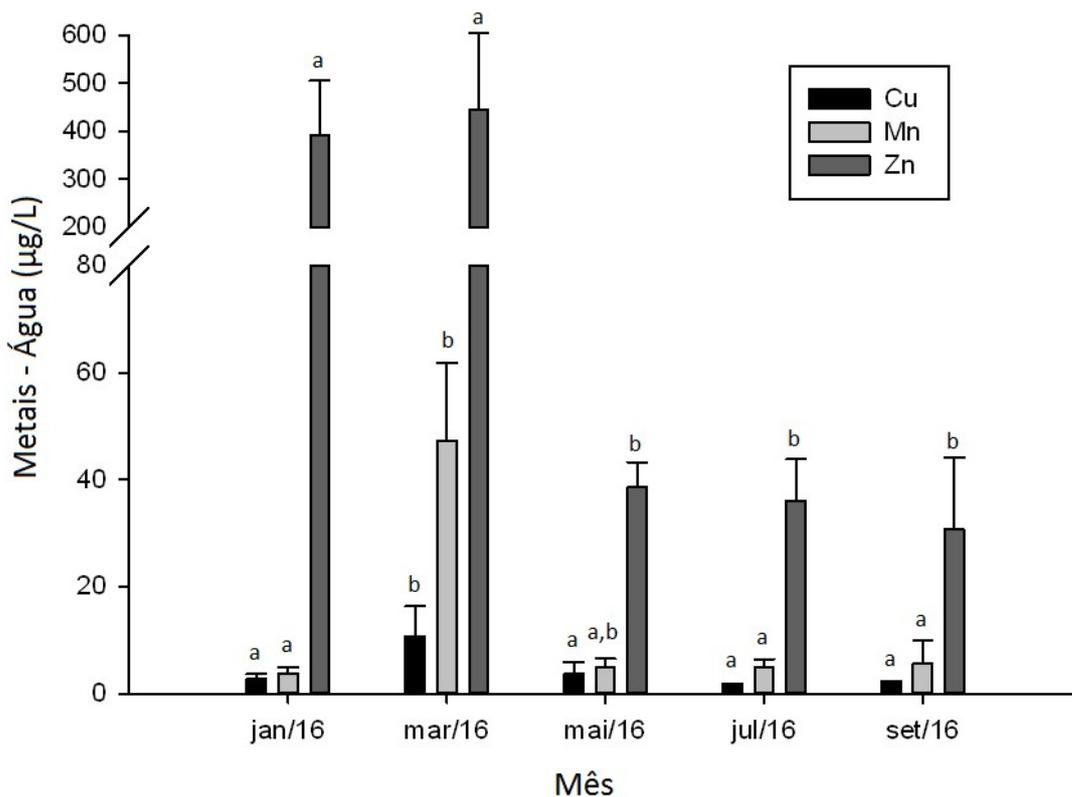


Figura 2: Concentrações de Cu, Mn e Zn na água ao longo dos meses de janeiro a setembro/2016. As letras representam a diferença significativa entre os meses.

As concentrações de As, Pb, Ni e Cd presentes na água estão apresentados na figura 3. Os meses de janeiro, março e setembro apresentaram valores semelhantes de As, que diferiram significativamente de maio e julho.

Para o Pb, as concentrações variaram de forma significativa nos meses de janeiro e março, contudo nos demais meses os valores foram próximos.

As maiores concentrações de Ni foram registrados nos meses de janeiro e março, e apresentou valores semelhantes nos demais meses.

Os meses de janeiro e março apresentaram os maiores valores de Cd, sendo que em setembro as concentrações ficaram abaixo do limite de quantificação. O Cd apresentou as menores concentrações dentre todos os metais analisados.

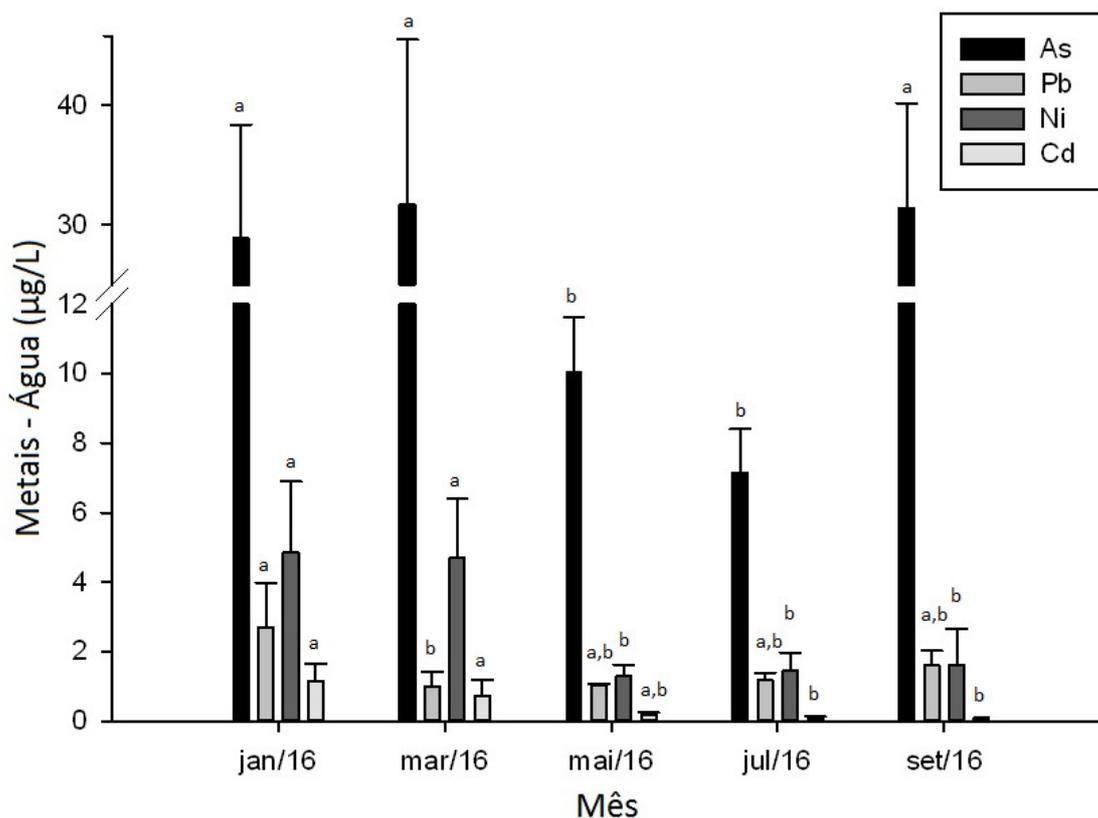


Figura 3: Concentrações de As, Pb, Ni e Cd na água ao longo dos meses de janeiro a setembro/2016. As letras representam a diferença significativa entre os meses.

### 3.3.2 Determinação de metais nas amostras de sedimento

Os valores das concentrações nas amostras de sedimento para Cu, Mn e Zn estão apresentados na figura 4. As concentrações de Cu não apresentaram diferença significativa entre os meses. As maiores concentrações de Mn foram registradas no mês de janeiro, sendo diferente significativamente nos meses de maio, julho e setembro. Os resultados obtidos do Zn não apresentam diferença significativa entre os meses.

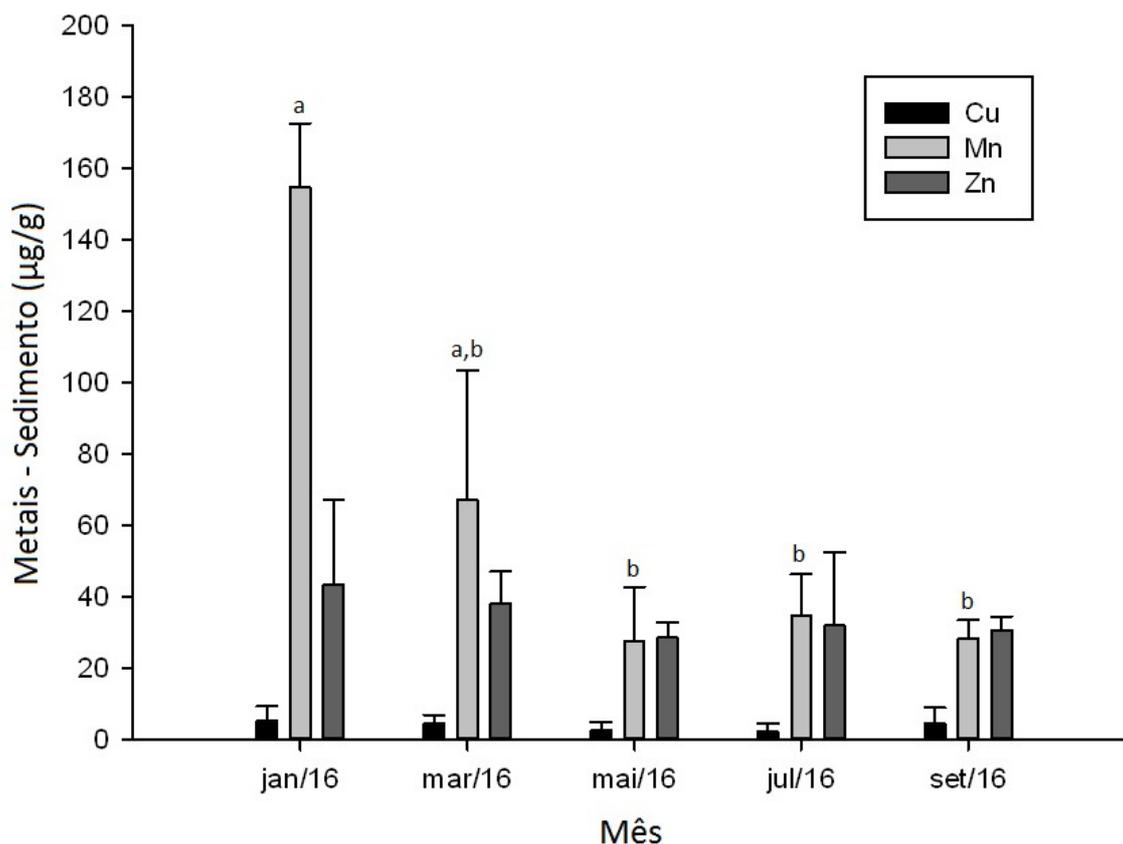


Figura 4: Valores das concentrações de Cu, Mn e Zn para as amostras de sedimento, para os meses de janeiro a setembro/2016. As letras demonstram a diferença significativa entre os meses.

As concentrações de As, Pb, Ni e Cd no sedimento estão ilustradas na figura 5. Os meses de janeiro e março, em relação ao As, se diferem significativamente, mas não apresentam diferença para os demais meses. Para o Pb, as concentrações de janeiro e março foram semelhantes, contudo foram significativamente diferentes dos outros meses. A concentração de Ni foi maior nos meses de janeiro e março, e apresentou concentrações abaixo do limite de quantificação (<LQ) para os demais meses. Os valores obtidos de Cd foram abaixo do limite de quantificação (<LQ); os valores mostrados na figura são o limite mínimo de quantificação, para todos os meses.

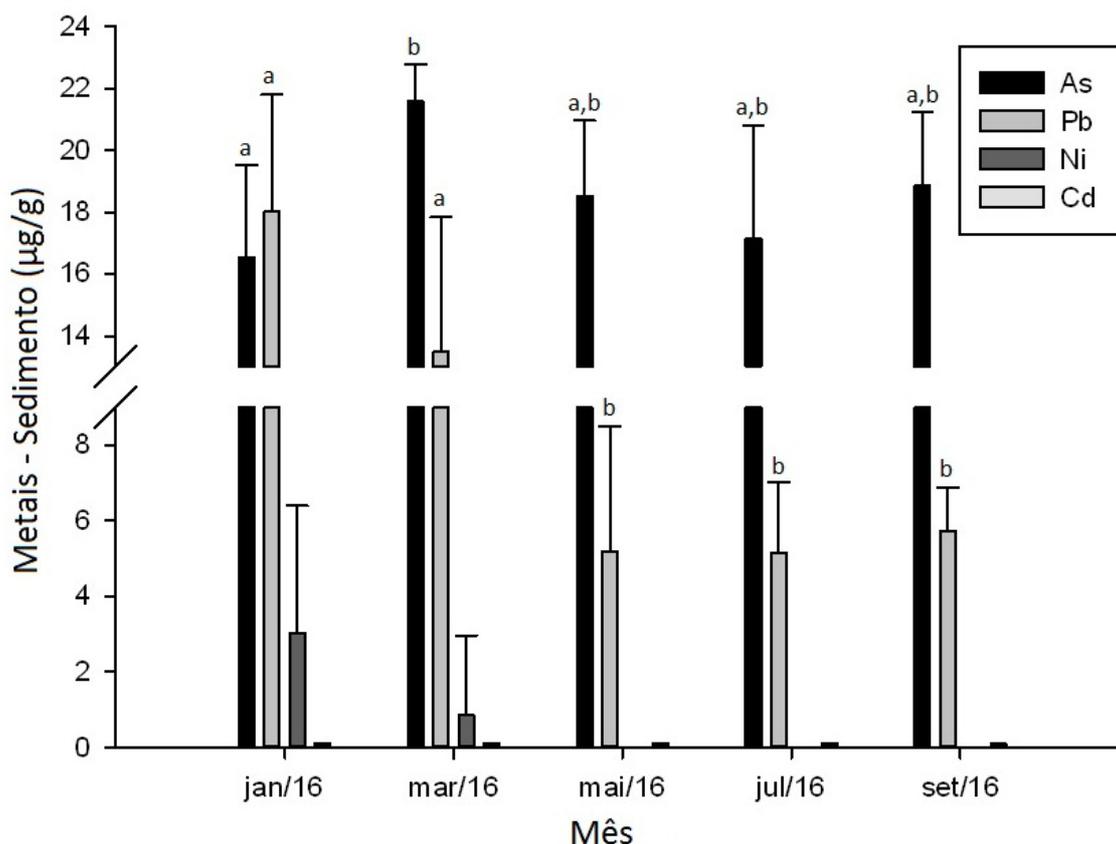


Figura 5: Concentrações de metais (As, Pb, Ni e Cd) para as amostras de sedimento durante os meses de janeiro a setembro/2016. As letras representam diferença significativa entre os meses.

### 3.3.3 Determinação de metais nas amostras de tecidos

As concentrações de Cu, Mn e Zn nas amostras de fígado de tilápias estão apresentados na figura 6. Os meses de janeiro e março, para os três metais, apresentaram valores elevados com diferença significativa quando comparados ao mês de outubro/2015, antes do rompimento da barragem.

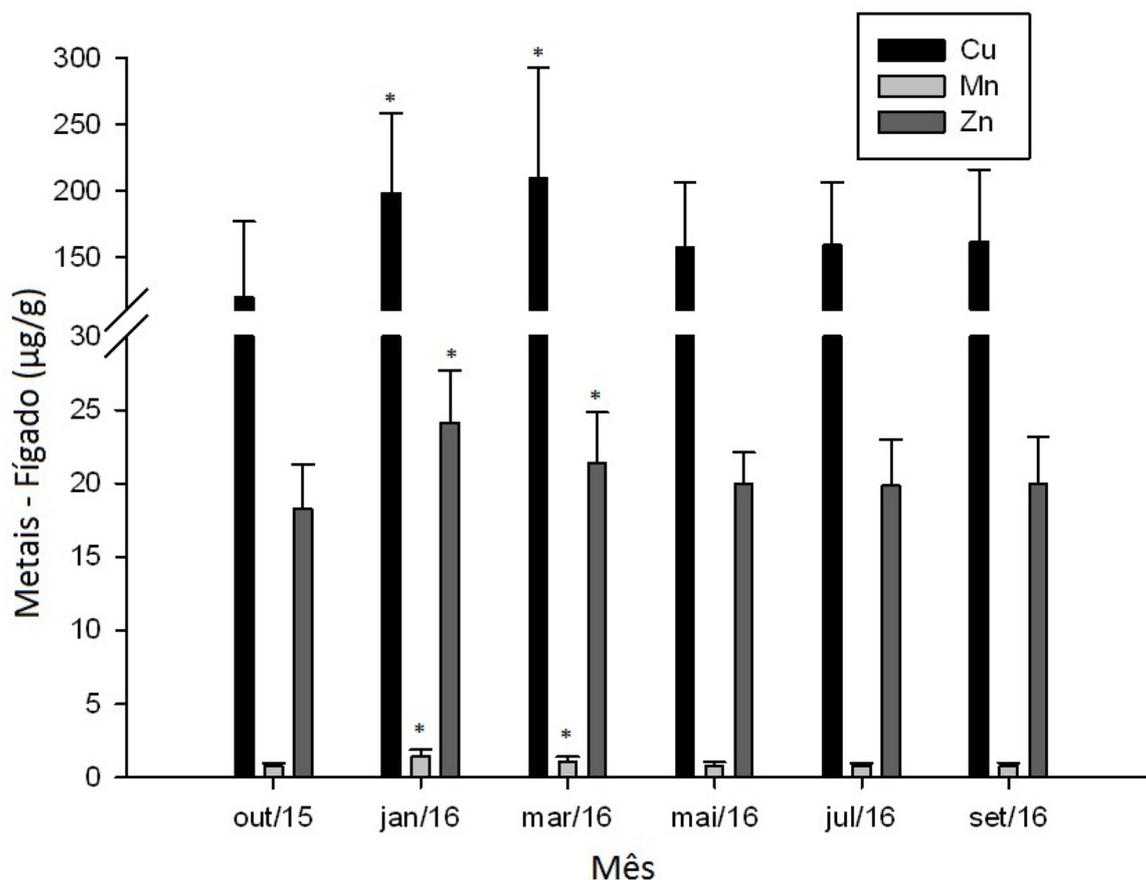


Figura 6: Concentrações de Cu, Mn e Zn para as amostras de fígado, antes e depois do rompimento da barragem de Fundão. \* representam diferença significativa entre os meses, quando comparado ao mês de outubro/2015.

As concentrações de As, Pb, Ni e Cd nas amostras de fígado de tilápia estão ilustradas na figura 7. Os resultados das concentrações de As para o mês de janeiro/2016 apresentaram diferença significativa em relação a outubro/2015. Os meses de maio, julho e setembro/2016, apresentaram valores no limite mínimo de quantificação (<LQ). Para o Pb, as concentrações de janeiro e março foram maiores, contudo não são significativamente diferentes dos demais meses. A concentração de Ni foi maior no mês de outubro/2015, com diferença significativa para o mês de janeiro, e os valores expressos das concentrações estão no limite mínimo de quantificação (<LQ) para os meses de maio, julho e setembro/2016. Os resultados de Cd foram maiores em janeiro/2016, em comparação aos outros meses, sendo os resultados estatisticamente significativos em relação ao mês de outubro/2015. Os valores apresentados para os meses de maio, julho e setembro/2016 foram considerados o limite mínimo de quantificação (<LQ).

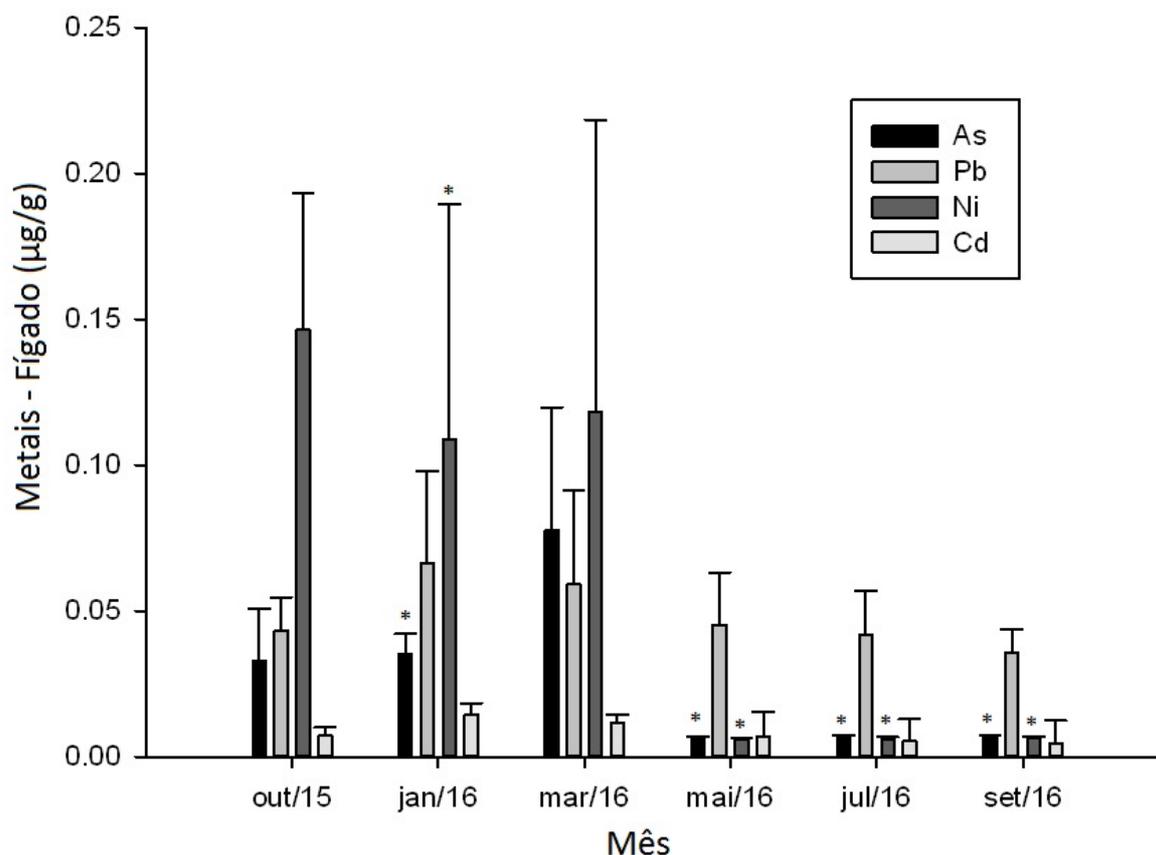


Figura 7: Concentrações de As, Pb, Ni e Cd para as amostras de fígado, antes e depois do rompimento da barragem de Fundão. \* representam diferença significativa entre os meses, quando comparado ao mês de outubro/2015.

Os valores das concentrações nas amostras de músculo para Cu, Mn e Zn estão apresentados na figura 8. As concentrações de Cu foram maiores em março/2016, e os meses de março e setembro/2016, apresentaram diferença significativa em relação ao mês de outubro/2015.

O mês de março/2016, para as concentrações de Mn, expressou o maior valor em relação aos outros meses, contrário ao mês de setembro/2016, que apresentou as menores concentrações, sendo significativamente diferente ao mês de outubro/2015.

Em janeiro/2016 foi registrada a maior concentração de Zn e em julho e setembro/2016, foram obtidos os os menores valores com diferença significativa quando comparados ao mês de outubro/2015.

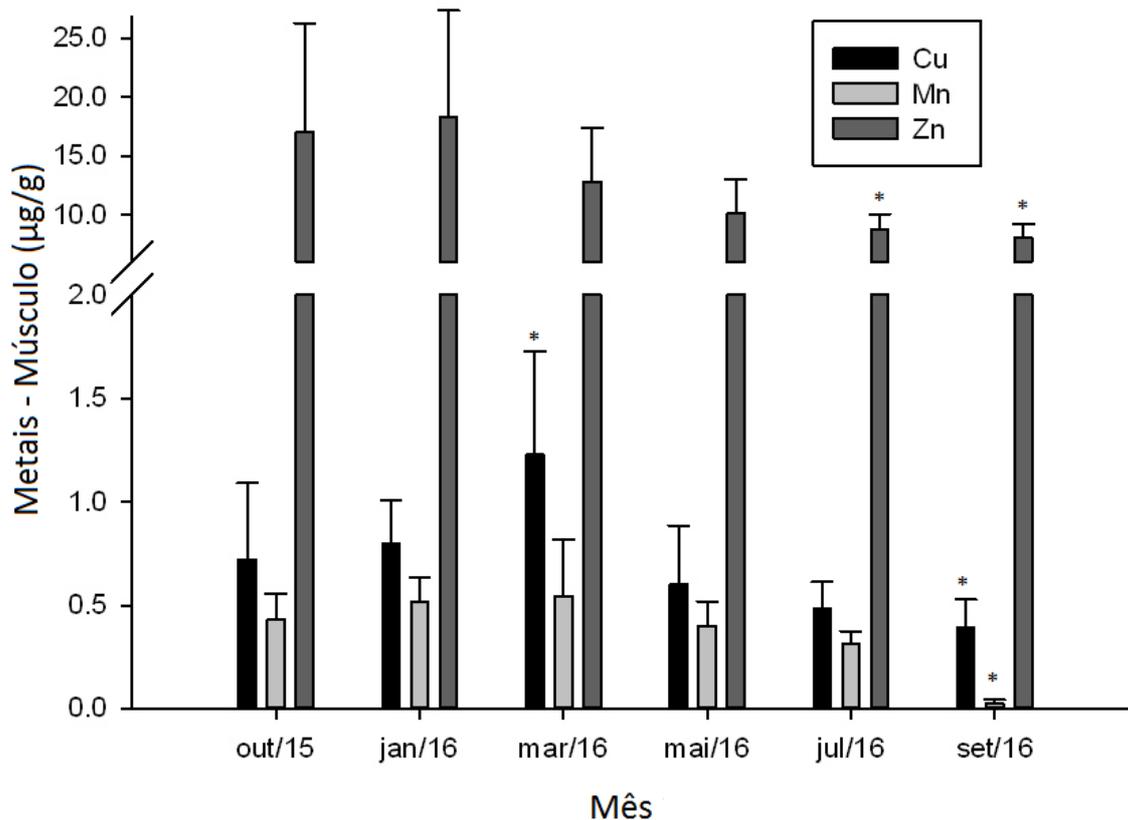


Figura 8: Concentrações de Cu, Mn e Zn para as amostras de músculo, antes e depois do rompimento da barragem de Fundão. \* representam diferença significativa entre os meses, quando comparado ao mês de outubro/2015.

As concentrações de As, Pb, Ni e Cd presentes nas amostras de fígado estão mostrados na figura 9. A maior concentração de As foi obtida em março/2016, entretanto os meses de maio, julho e setembro/2016 houve diferença significativa em relação a outubro/2015, sendo que os valores expressos na figura foram considerados como o limite mínimo de quantificação.

Para o Pb, as concentrações em outubro/2015 foram maiores, porém o mês de setembro/2016 exibiu valores significativamente diferentes em relação ao mês de outubro/2015; os demais meses demonstraram valores semelhantes.

A concentração de Ni foi maior em janeiro/2016, com diferença significativa para os meses de maio, julho e setembro/2016, nos quais os valores foram no limite mínimo de quantificação.

Os resultados de Cd foram maiores em março/2016, em comparação aos outros meses, contudo os meses de maio, julho e setembro/2016 mostraram resultados significativos em relação ao mês de outubro/2015. Deve-se considerar que os valores obtidos, para estes meses, estavam abaixo do limite de quantificação (<LQ), e dessa

forma os valores considerados para a estatística foram iguais ao limite mínimo de quantificação.

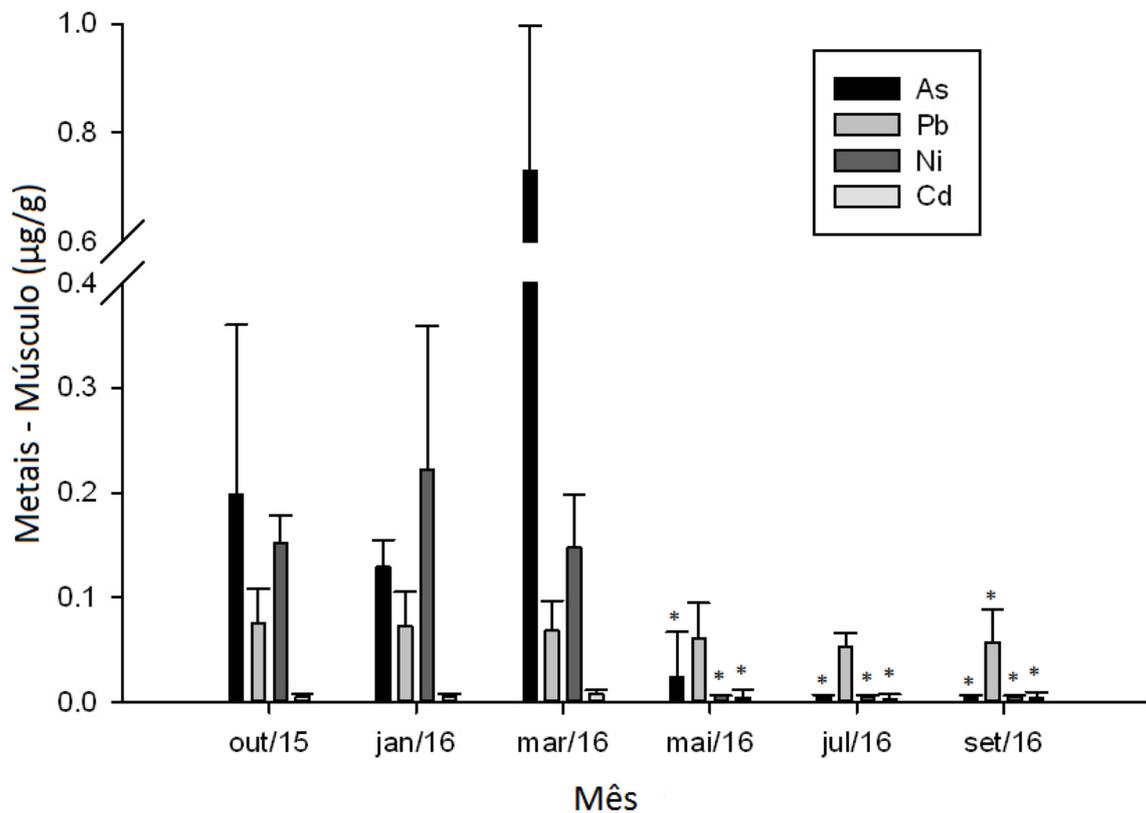


Figura 9: Concentrações de As, Pb, Ni e Cd para as amostras de músculo, antes e depois do rompimento da barragem de Fundão. \* representam diferença significativa entre os meses, quando comparado ao mês de outubro/2015.

### 3.3.4 Determinação de metais nas amostras de ração

As concentrações de metais (Cu, Mn, Zn, As, Pb, Ni e Cd) nas amostras de ração, apresentaram maiores valores para Zn e Mn (336,8 e 197,7 µg/g, respectivamente), e os demais metais (Cu, Ni, Pb, As e Cd) mostram concentrações bem inferiores (5,17; 1,68; 0,46; 0,22 e 0,02 µg/g, respectivamente).

### 3.3.5 Análise de Risco Humano

As concentrações médias dos metais encontradas nos músculos foram usadas para apresentar a avaliação de risco humano para o consumo de peixe. Assumiu-se um peso médio de 70 kg para o brasileiro, de acordo com o IBGE (2008-2009). Em média, a

taxa de consumo diário de peixes por pessoa é de 8,9 kg por ano, 24 g/pessoa/dia no Brasil (FAO, 2010). Nesta base, a estimativa de ingestão diária (EDI) de metais é mostrada na Tabela 2.

Tabela 2: Ingestão diária de metais através do consumo de peixe por pessoas no Brasil. EDI (estimativa de consumo diário); RfD, doses de referência de metais, conforme estabelecido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (2005); Quociente de risco = EDI / RfD. Se a proporção for <1, não há risco.

Metais	Mês	Concentração Média (µg/g)	EDI (µg/kg/dia)	Rfd (µg/kg/dia)	HQ (Quociente de perigo)
As	out/15	0,19	0,06	5	0,01
	jan/16	0,12	0,04	5	<0,01
	mar/16	0,73	0,25	5	0,05
	mai/16	0,02	0,008	5	<0,01
	jul/16	0,006	0,002	5	<0,01
	set/16	0,006	0,002	5	<0,01
Cd	out/15	0,005	0,001	0,3	<0,01
	jan/16	0,005	0,002	0,3	<0,01
	mar/16	0,007	0,002	0,3	<0,01
	mai/16	0,004	0,001	0,3	<0,01
	jul/16	0,003	0,001	0,3	<0,01
	set/16	0,004	0,001	0,3	<0,01
Cu	out/15	0,72	0,24	40	<0,01
	jan/16	0,79	0,27	40	<0,01
	mar/16	1,22	0,42	40	0,01
	mai/16	0,60	0,20	40	<0,01
	jul/16	0,48	0,16	40	<0,01
	set/16	0,39	0,13	40	<0,01
Mn	out/15	0,43	0,14	140	<0,01
	jan/16	0,51	0,17	140	<0,01
	mar/16	0,54	0,18	140	<0,01
	mai/16	0,40	0,13	140	<0,01
	jul/16	0,31	0,10	140	<0,01
	set/16	0,02	0,009	140	<0,01
Ni	out/15	0,15	0,052	20	<0,01
	jan/16	0,22	0,076	20	<0,01
	mar/16	0,14	0,05	20	<0,01
	mai/16	0,006	0,002	20	<0,01
	jul/16	0,006	0,002	20	<0,01
	set/16	0,005	0,002	20	<0,01
Pb	out/15	0,075	0,025	250	<0,01
	jan/16	0,072	0,024	250	<0,01
	mar/16	0,068	0,023	250	<0,01

	mai/16	0,06	0,020	250	<0,01
	jul/16	0,05	0,018	250	<0,01
	set/16	0,05	0,019	250	<0,01
	out/15	17,06	5,85	300	0,01
	jan/16	18,35	6,29	300	0,02
Zn	mar/16	12,81	4,39	300	0,01
	mai/16	10,13	3,47	300	0,01
	jul/16	8,78	3,01	300	0,01
	set/16	8,08	2,77	300	<0,01

### 3.4 DISCUSSÃO

Nas amostras de água encontramos aumento de Cu, Mn Zn, Ni e Cd nas duas primeiras amostragens após o acidente (janeiro e março/2016). O As apresentou concentrações maiores em janeiro e março, com decréscimo nos meses de maio e julho, e aumentou novamente em setembro, indicando uma variação sazonal natural. Para o Pb, a maior concentração foi encontrada em janeiro, e a menor em março, diferente dos demais metais.

Nas análises feitas no sedimento, houve uma tendência semelhante à da água, para as concentrações de Mn, Zn, Pb e Ni, com os maiores valores encontrados em janeiro e março/2016. O As apresentou valores alternados entre os meses, o que parece ser uma variação sazonal. O elemento Cu se mostrou diferente dos demais, por apresentar alta concentração também no mês de setembro. Já o Cd foi analisado, mas todas as concentrações estiveram abaixo do limite de quantificação (< 0,112), sendo então considerado o limite mínimo de quantificação para as análises estatísticas.

As amostras de fígado exibiram maiores concentrações, para os elementos Cu, Mn Zn, As e Cd, também nos meses de janeiro e março/2016, meses subsequentes ao rompimento da barragem, em relação ao mês de outubro/2015, amostragem do ambiente antes do desastre. Com relação ao Pb, identificamos valores semelhantes entre os meses, que não se diferiram significativamente. O Ni, contudo, diferente de todos os demais elementos, mostrou maior concentrações no mês de outubro/2015.

Em relação às amostras de músculo de tilápias, os elementos estudados não apresentaram aumento nas concentrações, após o rompimento da barragem, mostrando que caracteriza que as pisciculturas não sofreram impacto referente a bioacumulação de metais provenientes do acidente. A concentração de metais nos tecidos dos peixes se comporta de maneira diferente, pois o fígado, órgão responsável pelos processos de

desintoxicação acumula mais metal, em detrimento do músculo, que determina o risco de contaminação para humanos.

Existem muitas rotas para a exposição dos peixes aos metais, incluindo absorção através das branquiais, digestão de alimentos e matéria sedimentar no trato digestivo (dietético) e consequente entrada dos metais no corpo de peixes (Ju et al., 2017). Rajkowska e Protasowucki (2013) indicaram que a distribuição de metais entre os tecidos depende principalmente da concentração de metal na água e alimentos e, portanto, podem servir como um indicador de poluição dos ambientes. Geralmente, fígado e rim foram considerados os órgãos com alta acumulação de metal, enquanto músculos e brânquias têm carga de metal relativamente baixa (Rajkowska e Protasowucki, 2013; Taweel et al., 2013).

Manganês (Mn), zinco (Zn), cobre (Cu), ferro (Fe) e níquel (Ni) são elementos essenciais aos organismos, e que desempenham um papel importante nas atividades biológicas, todavia mesmo os metais essenciais podem ser tóxicos para as espécies e suas atividades metabólicas se registrados acima de certas concentrações (Jiang et al., 2012; Merciai et al., 2014; Zhang et al., 2016).

Em contrapartida, o arsênio (As) e o cádmio (Cd) são amplamente encontrados nos ambientes, tanto por ocorrência natural como devido a atividade antropogênica. Porém, ambos elementos são potencialmente tóxicos, e se estiverem biodisponíveis, sua presença em ambientes aquáticos pode resultar em efeitos deletérios nos organismos aquáticos (Wang et al., 2012; Chen et al., 2015). Similarmente, As e Cd podem existir em componentes abióticos (água e sedimentos) e bióticos (organismos) de ambientes aquáticos em diferentes concentrações. Em estudo feito no Sri Lanka, Perera et al., (2016), afirmam que o uso de produtos químicos agrícolas foi indicado como a principal fonte antropogênica de As e Cd em ambientes aquáticos.

Vários estudos argumentam que os metais pesados são persistentes, de alto risco ambiental, tóxicos e bioacumuláveis, devido à sua persistência na natureza, sendo que alguns são cancerígenos. Metais como Cd, Pb podem bioacumular e biomagnificar em frutos do mar (mexilhões, ostras, camarões, peixes) e podem ser transferidos para humanos através da cadeia alimentar, de tal forma que elementos como o cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) sempre se comportam como elementos tóxicos em organismos (Ahmed et al., 2015; Bhuyan et al., 2017). Rajeshkumar e Li (2018), comentam que Pb e Cd são elementos não essenciais, que possuem altas taxas de bioacumulação no rim, fígado e brânquias. A exposição excessiva ao Cd pode dar origem

a doenças renais, pulmonares, hepáticas, efeitos de toxicidade esquelética, reprodutiva e câncer.

O complexo de lagos localizado no município de Linhares – ES, possui afluentes que se conectam ao rio Doce. Dessa forma, o acidente na barragem de Fundão poderia ocasionar um aporte de metais e outros elementos nos lagos, comprometendo a qualidade de água, bem como a qualidade do pescado nas pisciculturas, já que na época que ocorreu o desastre coincidiu com o início das chuvas na região.

Contudo, visando bloquear a entrada de água do rio Doce para os lagos, o Governo do estado do Espírito Santo tomou medidas preventivas. De acordo com o Instituto Estadual de Meio Ambiente, nas cheias de janeiro de 2016, as lagoas Nova, Monsarás, Areão e Areal receberam a construção de barragens físicas como forma de obstrução temporária de canais de acesso de rios e lagoas interligados ao rio Doce, com o objetivo de impedir o direcionamento da pluma de turbidez para os afluentes.

Venturoti et al., (2014), afirmaram que o volume do lago de Palminhas é mantido por pequenos afluentes e pela água da chuva, e a saída de água é feita por um canal que flui para o rio Doce. Dessa forma, podemos inferir que o incremento de metais encontrados na água, sedimento e tecidos podem ser provenientes, em pequena escala, de uma possível entrada de água do rio Doce no lago. Ciazela et al. (2018) em estudo realizado no lago Oxbow (localizado no vale de Middle Odra, entre Alemanha e Polônia), mostraram que o enriquecimento de metais no lago é proveniente do rio subjacente, e que este ocorre durante as cheias, quando o rio abastece o lago, pois o relevo da região favorece essa entrada.

Adicionalmente, duas hipóteses podem ser consideradas como fontes de entrada destes metais no ambiente estudado. A primeira se refere a uma possível contaminação da água subterrânea, (lençol freático), já que por fazerem parte da mesma bacia sedimentar, existe uma conexão entre o rio Doce e o lago de Palminhas. Com isso, o carreamento da lama enriquecida com metais, pode ter infiltrado no sedimento do rio, adentrando o aquífero, o qual se conecta com as nascentes que alimentam o lago de Palminhas.

Em estudo feito no Yellow River (China), Li et al. (2014) compararam resultados de análises de metais entre as águas subterrâneas e superficiais, e concluíram, que as águas subterrâneas apresentaram maiores valores de Mn e Zn, causados pela interação e infiltração ao longo de todo rio.

A segunda hipótese é a de que o processo de lixiviação acarreta entrada de nutrientes e metais no ambiente, pois a bacia hidrográfica onde se insere o lago.

Palminhas apresenta extensa área com cultivo de café, banana e borracha (seringueiras), boa parte irrigadas com água do lago, com poucas matas nativas, além de pastagens. Dessa forma, durante os meses de outubro a fevereiro, praguicidas são pulverizados massivamente nas culturas de café, para evitar o crescimento de pragas que possam prejudicar a lavoura. De acordo com o INCAPER (Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural), os meses de outubro e novembro/2015 apresentaram baixa precipitação (30 mm), já de dezembro/2015 a março/2016 foram registrados maiores índices pluviométricos da região, (entre 150 a 200 mm em janeiro/2016, e entre 90 a 120 mm em março/2016); já em maio, julho e setembro/2016 os valores foram bem baixos (30, 20 e 15 mm, respectivamente), o que indica uma possível fonte de incremento de metais no lago nos meses chuvosos provenientes das lavouras através da lixiviação.

Os cálculos mostraram que, para uma pessoa brasileira com peso médio corporal de 70 kg, o EDI do músculo foi inferior às diretrizes do RfD para todos os metais estudados, indicando fortemente que, durante todos os meses de amostras coletadas, não houve risco à saúde devido a bioacumulação destes metais nos peixes cultivados nestas pisciculturas. O consumo médio do brasileiro, de acordo com a FAO (2010), é de 8,9 kg por ano, 24 g por pessoa, por dia. Este dado inclui o consumo de peixes marinhos e de água doce. Deve-se considerar que tais valores não refletem a realidade de toda a população brasileira, já que o consumo de pescado varia de acordo com as regiões do país. Naturalmente, os brasileiros que vivem ao longo da costa podem ser considerados os maiores consumidores de peixes marinhos do que as pessoas que vivem no interior. No estado do Amazonas, por exemplo, o consumo anual de peixes é de 30 kg por ano, 80 g/pessoa/dia (3 vezes maior que a média de consumo do brasileiro).

Os valores registrados de EDI foram abaixo dos valores considerados de risco para o consumo humano, parecendo não ter sofrido interferência da lama de rejeitos na produção das pisciculturas depois do rompimento da barragem, o que mostrou que as tilápias estavam dentro dos padrões estabelecidos para consumo.

Onsanit et al (2010), em estudo feito com duas espécies de peixes marinhos consumidos por chineses, também encontraram valores menores de EDI, em relação aos estabelecidos de RfD.

### **3.5 CONCLUSÃO**

Conclui-se, no período analisado, que não houve acúmulo dos metais analisados nos músculos e fígados de tilápias cultivadas em tanques-rede no lago de Palminhas, antes e depois do rompimento da barragem de Fundão, demonstrando não terem excedido os níveis de segurança para consumo humano.

### 3.6 REFERÊNCIAS

Ahmad, M. K., Islam, S., Rahman, S., Haque, M. R., Islam, M. M. (2010). Heavy metals in water, sediment and some fishes of Buriganga River, Bangladesh. *International Journal of Environmental Research*, 4, 321–332. doi:10.22059/IJER.2010.24

Ahmed, M. K., Baki, M. A., Islam, M. S., Kundu, G. K., Sarkar, S. K., Hossain, M. M. (2015). Human health risk assessment of heavy metals in tropical fish and shell fish collected from the river Buriganga, Bangladesh. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 15880–15890. doi:10.1186/s40064-016-3357-0

Alam, M. G. M., Tanaka, G., Allinson, L. J. B., Laurenson F., Snow, E. T. (2002). A comparison of trace element concentrations in cultured and wild carp (*Cyprinus carpio*) of Lake Kasumigaura, Japan. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 53, 348-354. [https://doi.org/10.1016/s0147-6513\(02\)00012-x](https://doi.org/10.1016/s0147-6513(02)00012-x)

Bowker, L. N. (2015). Samarco Dam Failure Largest by far in Recorded History, Bowker Associates, Science & Research in the Public Interest. <https://lindsaynewlandbowker.wordpress.com/2015/12/12/samarco-dam-failure-largest-by-far-in-recorded-history/>. Acesso em: 24.10.2017.

Bhuyan, M. S., Bakar, M. A., Akhtar, A., Hossain, M. B., Ali, M. M., Islam, M. S. (2017). Heavy metal contamination in surface water and sediment of the Meghna River, Bangladesh. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 8, 273–279. doi: 10.1016/j.enmm.2017.10.003

Chen, H., Teng, Y., Lu, S., Wang, Y., Wang, J. (2015). Contamination features and health risk of soil heavy metals in China. *Science of the Total Environment*, 512–513, 143-153. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.01.025.

Ciazela, J., Siepak, M., Wojtowicz, P. (2018). Tracking heavy metal contamination in a complex river-oxbow lake system: Middle Odra Valley, Germany/Poland. *Science Total Environmental*, 616-617, 996-1006. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.219>

Escobar, H. (2015). Mud tsunami wreaks ecological havoc in Brazil. *Science*, 350, 1138-1139. *doi:* 10.1126/science.350.6265.1138

Esteves, F. A, Suzuki, M. S., Callisto, M. F. P., Peres-Neto, P. R. (1995). Teores de matéria orgânica, carbono orgânico, nitrogênio, fósforo e feopigmentos no sedimento de alguns ecossistemas lacustres do litoral do estado do Espírito Santo. UFRJ – Rio de Janeiro. *Oecologia brasiliensis*, 1, 407-417.

FAO (Organização das Nações Unidas para a alimentação e a agricultura), (2010). Incrementar o consumo e o comércio inter-regional de pescado pode contribuir para a luta contra a fome na América Latina e Caribe. <http://www.fao.org.br/iccirppcplcfALC.asp>. Acesso em: 03.11.2017

Gomes, L. E. O., Correa, L. B., Sá, F., Rodrigues Neto, R., Bernardino, A. F. (2017). The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary, Eastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 120,28-36. *doi:* 10.1016/j.marpolbul.2017.04.056

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Pesquisa de Orçamentos Familiares 2008-2009: análise do consumo alimentar pessoal no Brasil. <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv50063.pdf>. Acesso em: 26.10.2017

INCAPER (2018). Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural. <https://meteorologia.incaper.es.gov.br/mapas-de-chuva-acumulado-mensal-e-anual-2016#prettyPhoto>. Acesso em 16.11.2017

Jiang, W., Chen, W., Chang, A. C., Page, A. L. (2012). Environmental risks of trace elements associated with long-term phosphate fertilizers applications: a review. *Environmental Pollution*, 168, 44-53. *doi:* 10.1016/j.envpol.2012.03.052

Ju, Y. R, Chen, C. H., Chen, C. F., Chuang, X. Y., Dong, C. D. (2017). Assessment of heavy metals in aquaculture fishes collected from southwest coast of Taiwan and human

consumption risk. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 124, 314-325. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.04.003>

Li, J., Li, F., Liu, Q., Zhang, Y. (2017). Trace metal in surface water and groundwater and its transfer in a Yellow River alluvial fan: Evidence from isotopes and hydrochemistry. *Science of the Total Environment*, 472, 979-988. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.120>

Lucena, E. (2015). Tragédia Da Samarco Teve Triplo Recorde Mundial, Diz Consultoria. Folha de São Paulo. <http://www1.folha.uol.com.br/cotidiano/2015/12/1718130-tragedia-da-samarco-teve-triplo-recorde-mundial-diz-consultoria.shtml>. Acesso em: 24.10.2017.

Marcussen, H., Alamb, M. A., Rahman, M. M., Ali, M. L., Mahmud, S., Jorgensen, N. O. G. (2014). Species-specific content of As, Pb, and other elements in pangas (*Pangasianodon hypophthalmus*) and tilapia (*Oreochromis niloticus*) from aquaculture ponds in southern Bangladesh. *Aquaculture*, 426–427, 85-87. <https://doi.org/10.1080/10454438.2016.1188339>

Merciai, R., Guasch, H., Kumar, A., Sabater, S. (2014). Trace metal concentration and fish size: variation among fish species in a Mediterranean river. *Ecotoxicology Environmental Safety*, 107,154-163. doi: 10.1016/j.ecoenv.2014.05.006

Onsanit, S., Ke, S., Wang, X., Wang, K. J., Wang, W. X. (2010). Trace elements in two marine fish cultured in fish cages in Fujian province, China. *Environmental Pollution*, 158, 1334-1342. doi: 10.1016/j.envpol.2010.01.012

Perera, P. A. C. T., Sundarabarathy, T. V., Sivananthawerl, T., Kodithuwakku, S. P., Edirisingh, U. (2016). Arsenic and Cadmium Contamination in Water, Sediments and Fish is a Consequence of Paddy Cultivation: Evidence of River Pollution in Sri Lanka. *Achievements in the Life Sciences*, 10, 144-160. doi: 10.1016/j.als.2016.11.002

Rajeshkumar, S. & Li, X. (2018). Bioaccumulation of heavy metals in fish species from the Meiliang Bay, Taihu Lake, China. *Toxicology Reports*, 5, 288-295. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2018.01.007>

Rajkowska, M., Protasowucki, M. (2013). Distribution of metals (Fe, Mn, Zn, Cu) in fish tissues in two lakes of different trophic levels in Northwestern Poland. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185, 3493-3502. doi: 10.1007/s10661-012-2805-8

Segura, F. R., Nunes, E. A., Paniz, F. P., Paulelli, A. C. C., Rodrigues, G. B., Braga, G. U. L., Pedreira Filho, W. R., Barbosa Júnior, F., Cerchiaro, G., Silva, F. F., Batista, B. L. (2016). Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). *Environmental Pollution*, 218, 813-825. doi: 10.1016/j.envpol.2016.08.005

Taweel, A., Shuhaimi-Othman, M., Ahmad, A. K. (2013). Assessment of heavy metals in tilapia fish (*Oreochromis niloticus*) from the langat river and engineering Lake in bangi, Malaysia, and evaluation of the health risk from tilapia consumption. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 93, 45-51. doi: 10.1016/j.ecoenv.2013.03.031

Venturoti, G. P., Veronez, A. C., Salla, R. V., Gomes, L. C. (2015). Variation of limnological parameters in a tropical lake used for tilapia cage farming. *Aquaculture Reports*, 2, 152-157. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2015.09.006>

Wang, S., Xu, L., Zhao, Z., Wang, S., Jia, Y., Wang, H., Wang, X. (2012). Arsenic retention and remobilization in muddy sediments with high iron and sulfur contents from a heavily contaminated estuary in China. *Chemical Geology*, 314-317, 57-65. doi: 10.1021/es052352h

Zhang, Z. Q., Wang, J. J., Ali, A., DeLaune, R. D. (2016). Heavy metal distribution and water quality characterization of water bodies in Louisiana's Lake Pontchartrain Basin, USA. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188, 628. doi:10.1007/s10661-016-5639-y

## CONCLUSÕES GERAIS

O biomonitoramento de sistemas de piscicultura intensiva da criação de tilápias em tanques-rede, é uma ferramenta que visa a manutenção da qualidade ecológica do pescado, fornecendo subsídios para a preservação ou para a recuperação destes ecossistemas.

As variáveis abióticas da água e do sedimento, as análises qualitativas e quantitativas da comunidade fitoplanctônica, análises dos metabolitos causadores de “off-flavor”, como também a análise sensorial, demonstraram que existe diferença entre as tilápias cultivadas em tanques-rede nos lagos Palmas e Palminhas. Os fatores que predispõe ao aumento da concentração de metabolitos estão relacionados a maior concentração de nutrientes e abundância de Cyanophyceas. Através da análise sensorial foi possível mensurar os atributos correlacionados aos odores e sabores de lama/mofo, discriminados pelos provadores.

Os metais e praguicidas analisados nos tecidos das tilápias cultivadas em tanques-rede nos oito parques aquícolas do Brasil, não apresentaram níveis acima dos estabelecidos pelos órgãos governamentais, bem como pelos limites estabelecidos para consumo humano, o que caracteriza que o pescado apresentava níveis de qualidade. Em relação a concentração de microcistinas, os valores encontrados estão acima dos limites toleráveis de consumo, o que indica risco para o consumo em função de uma possível intoxicação por microcistina.

É possível concluir também, que as concentrações dos metais analisados nas tilápias cultivadas em tanques-rede no lago Palminhas, antes e depois do rompimento da barragem de Fundão, não excederam os níveis de segurança para consumo humano.

É importante ressaltar que as práticas de cultivo de piscicultura em tanques-rede são necessárias para o desenvolvimento do país, bem como para abastecer a população com suprimento alimentício. Porém, é fundamental que tais práticas visem um cultivo sustentável, e que os ambientes sejam monitorados para a manutenção de boa qualidade do ambiente e dos peixes.

