

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO DA
NATUREZA

Ive Santos Muzitano

**MANEJO ECOLÓGICO APLICADO AO TRATAMENTO DE EFLUENTES DE
AQUICULTURA CONTINENTAL**

Juiz de Fora

2020

Ive Santos Muzitano

**MANEJO ECOLÓGICO APLICADO AO TRATAMENTO DE EFLUENTES DE
AQUICULTURA CONTINENTAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, Instituto de Ciências Biológicas, da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos necessários para obtenção do título de Doutora em Biodiversidade e Conservação da Natureza.

Orientador: Prof. Dr. Nathan Oliveira Barros

Juiz de Fora

2020

**“MANEJO ECOLÓGICO APLICADO AO TRATAMENTO DE
EFLUENTES DE AQUICULTURA CONTINENTAL”**

Ive Santos Muzintano

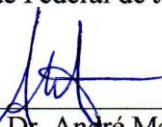
Orientador: Prof. Dr. Nathan Oliveira Barros

Tese apresentada ao Instituto de
Ciências Biológicas, da
Universidade Federal de Juiz de
Fora, como parte dos requisitos
para obtenção do Título de
Doutora em Ecologia Aplicada ao
Manejo e Conservação de
Recursos Naturais.

Aprovado em 19 de fevereiro de 2020.



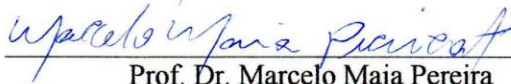
Prof. Dr. Nathan Oliveira Barros
Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF



Prof. Dr. André Megali Amado
Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF



Profa. Dra. Raquel Fernandes Mendonça
Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF



Prof. Dr. Marcelo Maia Pereira
Fundação Instituto de Pesca do Rio de Janeiro - FIPERJ



Prof. Dr. Marcos Paulo Figueiredo de Barros
Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Muzitano, Ive Santos.
MANEJO ECOLÓGICO APLICADO AO TRATAMENTO DE EFLUENTES DE AQUICULTURA CONTINENTAL / Ive Santos Muzitano. -- 2020.
131 f. : il.

Orientador: Nathan Oliveira Barros
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, 2020.

1. nutrientes. 2. piscicultura. 3. eutrofização. 4. macrófitas aquáticas. 5. biorremediação. I. Barros, Nathan Oliveira, orient. II. Título.

FINANCIADO COM RECURSOS
DA COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA



Água que nasce na fonte
Serena do mundo
E que abre um
Profundo grotão
Água que faz inocente
Riacho e deságua
Na corrente do ribeirão

Águas escuras dos rios
Que levam
A fertilidade ao sertão
Águas que banham aldeias
E matam a sede da população

Águas que caem das pedras
No véu das cascatas
Ronco de trovão
E depois dormem tranquilas
No leito dos lagos

Água dos igarapés
Onde Iara, a mãe d'água
É misteriosa canção
Água que o sol evapora
Pro céu vai embora
Virar nuvens de algodão

Gotas de água da chuva
Álegre arco-íris
Sobre a plantação
Gotas de água da chuva
Tão tristes, são lágrimas
Na inundação

Águas que movem moinhos
São as mesmas águas
Que encharcam o chão
E sempre voltam humildes
Pro fundo da terra
Pro fundo da terra

Terra! Planeta Água

Água que nasce na fonte
Serena do mundo
E que abre um
Profundo grotão
Água que faz inocente
Riacho e deságua
Na corrente do ribeirão

Águas escuras dos rios
Que levam a fertilidade ao sertão
Águas que banham aldeias
E matam a sede da população

Águas que movem moinhos
São as mesmas águas
Que encharcam o chão
E sempre voltam humildes
Pro fundo da terra
Pro fundo da terra

Terra! Planeta Água

Guilherme Arantes

Agradecimentos

À Deus, não só pelos caminhos apresentados a mim nessa jornada de estudos, mas também pela presença dele em todas as etapas da minha vida, pois acredito que estudar os fenômenos da natureza através da ecologia me colocou cada vez mais em contato com a sua energia.

Ao Comitê de Bacias Hidrográficas do Médio Paraíba do Sul e AGEVAP pela concessão de auxílio financeiro para execução dos trabalhos de pesquisa no âmbito do projeto de doutorado “Manejo Ecológico Aplicado ao Tratamento da Aquicultura Continental” e ao Programa de Pós-graduação em Ecologia (PGECOL) e à UFJF pela oportunidade de realizar meu doutorado.

Ao meu orientador Dr. Nathan Oliveira Barros pela orientação, apoio, confiança e principalmente paciência, durante todo o percurso de desenvolvimento do trabalho de doutorado.

Às minhas filhas Maria e Helena, meus grandes amores, que foram a minha força motriz para enfrentar com resiliência todos os obstáculos dessa jornada, que espero que as inspire como mulheres, e futuras mães, a perseverarem sobre qualquer adversidade da vida.

Ao meu marido Fabrício, um parceiro de vida, que sempre me motivou e me apoiou na vida acadêmica e profissional, dividindo também comigo os cuidados com as nossas filhas.

Aos meus pais, sogro e sogra pelo suporte, nos momentos em que não pude estar presente com minhas filhas, e pelo incentivo para a minha qualificação profissional.

Aos colegas de trabalho da Fiperj Maria Dalva, Jacqueline, Celso, Luiz, Marcelo, Thiago e Márcia, que me auxiliaram no trabalho de campo e me ajudaram mesmo nos momentos em que não pude estar presente no nosso ambiente de trabalho, e ao colega Augusto pela minha liberação para fazer o doutorado.

Aos colegas do laboratório de ecologia aquática Gladson, Ingrid, Joyce, Natálias, Paulas, Bárbara, Polônia, Renske, Ícaro, André, José Reinaldo, Gabrielle e Guilherme, e Elen do

laboratório de protozoologia, pelos apoios no campo, nas análises e na confecção de trabalhos científicos.

Aos professores da UFJF André, Simone, Raquel, Roberto Junio, Vinicius, Dionéia e Janildo pelo apoio nos trabalhos de campo, análises e discussão dos resultados dos trabalhos científicos.

Aos membros da banca pela disponibilidade e colaboração nos trabalhos da tese de doutorado.

À diretoria da Fiperj pela minha liberação para o doutorado, e à prefeitura de Rio das Flôres pelo apoio dos funcionários de campo no CTARF, durante a condução do experimento.

Sumário

Abstract	1
Resumo.....	2
Introdução geral:	3
CAPÍTULO 1. Qualidade limnológica de pisciculturas tropicais em vales	8
Abstract	8
Resumo.....	9
Introdução.....	10
Material e Métodos.....	12
Localização.....	12
Levantamento de dados	13
Cálculo e classificação do Índice de Estado Trófico	16
Análises dos dados	17
Resultados	17
Atendimento aos limites preconizados pela resolução CONAMA nº 357 de 2005 para águas de classe II.....	17
Estado trófico	33
Emissão de N e P para o Paraíba do sul	36
Multivariada – Correlação.....	36
Análise de dispersão das variáveis amostradas	40
Discussão.....	42
Conclusão	47
Agradecimentos.....	48
Referências bibliográficas	48
CAPÍTULO 2. Macrófitas flutuantes como alternativa para a remoção de nitrogênio e fósforo do efluente de uma aquicultura tropical	58
Abstract	58
Resumo.....	59
Introdução.....	60
Material e métodos	61
Local de amostragem.....	61
Desenho experimental	62
Análises efluentes.....	63
Análises macrófitas	64
Balanço de massa	65
Análises estatísticas	66
Resultados	66
Balanço de massa de NT no efluente e na planta	66
Retenção de fósforo e nitrogênio na biomassa da planta.....	69
Crescimento da biomassa de macrófitas.....	70
Discussão.....	72
Implicações e direções futuras.....	74
Agradecimentos.....	76
Referencias bibliográficas	76
CAPÍTULO 3. Manejo Ecológico Aplicado ao Tratamento de Efluente de Aquicultura Continental	86
Abstract	86
Resumo.....	87
Introdução.....	88
Material e Métodos.....	90

Localização.....	90
Desenho experimental	91
Coleta e manejo do material biológico.....	93
Análises	96
Cálculo de sedimentação do efluente	97
Cálculo do índice de estado trófico do efluente	97
Cálculo da taxa de remoção dos tratamentos em manejo ecológico	98
Análise de dados.....	98
Resultados	99
Avaliação dos parâmetros limnológicos médios do efluente do viveiro quanto à normativa CONAMA n° 357 – classe II (BRASIL, 2005).....	99
Efeito da sazonalidade no afluente do viveiro, viveiro e efluente do viveiro, e avaliação do atendimento destes á normativa do CONAMA n° 357 – classe II	102
Efeitos dos tratamentos das fases de experimentação 1 e experimentação 2 sobre a qualidade dos efluentes	104
Taxas médias de redução dos parâmetros em relação ao efluente, durante as diferentes fases experimentais.....	108
Análise de sedimentação do efluente	109
Biomassa das tilápias do tanque de produção nas fases experimentais 1 e 2.....	110
Discussão.....	110
Atendimento a legislação dos efluentes gerados	110
Eficiência do manejo ecológico no tratamento de efluentes	113
Conclusões	119
Agradecimentos.....	120
Referências Bibliográficas	120
Conclusão geral.....	126
Referências bibliográficas	128

Abstract

Fish farms effluents are rich in nutrients and solids that can increase eutrophication and silting in the natural water downstream. Environmental agencies in Brazil have been standardizing mechanisms to control and regulate continental fish farming activities, establishing rules that aim, in particular, for the treatment of effluents. In this way, studies involving different types of effluent treatment can guarantee the environmental sustainability of aquaculture activity by minimizing its impacts on aquatic ecosystems. Effluent treatment in sedimentation basins, using aquatic macrophytes used in multitrophic systems can bring positive results for continental fish farming in compliance with current regulations. Aquatic macrophytes act as biofilters, playing an important role to control eutrophication. Here, we identified that fish farms in valleys, without an effluent treatment system, can contribute to the eutrophication downstream, regardless of the season, they transformed the water inlet classified as mesotrophic into an effluent which is supereutrophic, and did not meet Brazilian regulation (CONAMA n° 357 - class II). Testing the effect of different macrophytes in the treatment of fish farming effluents in static mesocosms, we identified that *Pistia stratiotes* showed greater efficiency to reduce phosphorus in the effluent, and has better management characteristics to be used in fish farming effluent treatment systems. The ecological management applied to the effluent treatment of fish farming, using only the sedimentation basin, proved to be efficient in reducing water quality parameters, adapting most of the analyzed parameters to the current environmental regulations, and generated less solid waste than the other treatments, that associated fish with different eating habits and macrophytes.

Keywords: nutrients; fish farm; eutrophication; aquatic macrophytes; bioremediation

Resumo

Os efluentes de pisciculturas são ricos em nutrientes e sólidos que podem causar problemas de eutrofização e assoreamento nos corpos hídricos naturais, devido ao seu efeito acumulativo. Os órgãos ambientais no Brasil vêm normatizando mecanismos de controle e licença de atividades de piscicultura continental, estabelecendo normas que visam, especialmente, o tratamento de efluentes. Desta forma, estudos envolvendo diferentes tipos de tratamento de efluentes podem garantir a sustentabilidade ambiental da atividade aquícola ao minimizar seus impactos sobre os ecossistemas aquáticos. O tratamento de efluentes em bacias de sedimentação, por meio do uso de macrófitas aquáticas utilizadas em sistemas multitróficos, podem trazer resultados positivos para a piscicultura continental no atendimento às normas vigentes. Estes vegetais atuam como biofiltros, apresentando importante papel no controle da eutrofização. No nosso trabalho identificamos que pisciculturas em vales, sem sistema de tratamento de efluentes, podem contribuir com o processo de eutrofização dos corpos hídricos, pois independente do período sazonal, transformaram a água classificada como mesotrófica em supereutrófica, e não atenderam à normativa do CONAMA n° 357 classe II, que regula o efluente da atividade. Testando o efeito de diferentes macrófitas no tratamento de efluentes de pisciculturas em mesocosmos estáticos, identificamos que a *Pistia stratiotes* apresentou maior eficiência na absorção de fósforo em sua biomassa, e possui melhores características de manejo para ser utilizada em sistemas de tratamentos de efluentes de piscicultura. O manejo ecológico aplicado ao tratamento de efluente de piscicultura, utilizando somente bacia de sedimentação, se mostrou eficiente na redução de parâmetros de qualidade de água, adequando a maioria dos parâmetros analisados à normativa ambiental vigente, e gerou menos resíduos sólidos do que os demais tratamentos que associavam peixes de diferentes hábitos alimentares e macrófitas.

Palavras-chave: nutrientes; piscicultura; eutrofização; macrófitas aquáticas; biorremediação

Introdução geral:

Com condições climáticas adequadas e recursos hídricos em abundância, o Brasil possui enorme potencial para a aquicultura continental, a qual produziu no ano de 2018, 722.560 toneladas de peixes, com crescimento de 4,5% em relação ao ano anterior (“Anuário PeixeBR da Piscicultura 2019”, 2019). O Brasil destaca-se como um dos poucos países que tem condições de atender à crescente demanda mundial por pescado e a aquicultura terá um papel importante nessa produção, com perspectivas de produção de 1 milhão de toneladas em 2020 (FAO, 2018).

Como toda atividade produtiva, a aquicultura pode provocar impactos ambientais, caracterizados pela geração de resíduos sólidos, perda de habitat das espécies autóctones, emissão de gases de efeito estufa e descarga de efluentes poluentes (COLDEBELLA et al., 2018; DAUDA et al., 2019; LIU et al., 2016; TOLEDO-GUEDES et al., 2014). Assim, é necessário considerar mecanismos para mitigar esses impactos, planejando adequadamente a utilização dos recursos naturais e elaborando estratégias eficientes para a gestão sustentável do processo produtivo (HENRY-SILVA, 2005).

Os efluentes gerados não tratados podem promover a eutrofização e assoreamento dos corpos hídricos receptores. A eutrofização artificial dos efluentes de pisciculturas é causada pelas sobras alimentares, uso de fertilizantes e excretas dos peixes, como fezes, respiração braquial e urina. Toda essa matéria orgânica é decomposta por microrganismos, aumentando as concentrações de nutrientes na água e no sedimento, principalmente nitrogênio e fósforo, e também as populações de fitoplâncton e bactérias (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010; REDDING et al., 1997).

No Brasil, há ainda a necessidade de estudos para a compreensão da estrutura e dinâmica dos parâmetros limno-ecológicos nos diferentes sistemas de cultivo peixes, especialmente sobre a emissão de efluentes. O consumo alimentar pelo peixe varia diariamente,

e a taxa e frequência de alimentação é adaptada às condições individuais de cada piscicultura e do manejo empregado. Essas variações resultam de vários fatores como estresse, níveis de luz, além de alterações rápidas nos parâmetros físicos e químicos da água, tais como temperatura, oxigênio dissolvido, pH e sólidos suspensos (TALBOT; HOLE, 1994). Muitos autores enfatizam a importância das interações entre a quantidade e qualidade alimentar com o controle dos resíduos da piscicultura, através do desenvolvimento de rações formuladas com ingredientes de alta digestibilidade além da adição de nutrientes funcionais como a fitase e aminoácidos, em uma abordagem limnológica, relacionados com a diminuição da exportação de nitrogênio e fósforo pelos efluentes (BOMFIM, 2013; FURUYA et al., 2005; ROCHA et al., 2007)

Uma forma de reduzir o risco de poluição dos efluentes é aplicar um padrão que deve especificar os alcances máximos e mínimos das variáveis limnológicas, principalmente os parâmetros; temperatura, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, turbidez, sólidos totais dissolvidos, sólidos sedimentáveis, clorofila *a*, nitrogênio total, amônia, nitrito, nitrato e fósforo total. Esses valores são determinados através de normativas ambientais. No Brasil, o Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA – publicou normativas que regulamentam a qualidade do efluente despejado pelas pisciculturas (BRASIL, 2005 e BRASIL, 2011), classificadas como classe II, para fins de licença ambiental de operação da atividade.

No capítulo 1 da tese monitoramos sazonalmente a qualidade da água dos afluentes e efluentes de 38 pisciculturas localizadas em vale, frente aos parâmetros limnológicos e seus limites determinados pela CONAMA nº 357 classe II, bem como descrevemos a classificação dos seus estados tróficos para a caracterização do impacto ambiental da atividade.

Os efeitos ambientais dos efluentes gerados podem ser minimizados também respeitando a capacidade de suporte dos viveiros utilizados para a produção de peixes, monitorando, controlando e aplicando técnicas de manejo compatíveis ao tipo de produção. Várias técnicas já foram estudadas no sentido de minimizar os impactos dos efluentes nos sistemas naturais dentre elas a criação de bacias de sedimentação, aquicultura multitrófica integrada, recirculação de água, biofiltros, leitos inundados cultivados, aquaponia e bioflocos (CHÁVEZ-CROOKER; OBREQUE-CONTRERAS, 2010; ESTIM, 2015; HENARES et al.,

2019; HUNDLEY; NAVARRO, 2013; JÚNIOR, et al. 2005; TURCIOS; PAPENBROCK, 2014).

A utilização de biofiltros como forma de minimizar a eutrofização da piscicultura é bem conhecida, devido à remoção de matéria orgânica e inorgânica principalmente em relação aos compostos nitrogenados e fosfatados (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2002). Existem quatro tipos básicos de filtros utilizados em piscicultura: mecânico; gravidade; químico e o biológico. Neste último estão incluídas as macrófitas.

Os biofiltros de macrófitas podem reter a matéria orgânica, que consiste em grande parte de partículas, que podem ser utilizadas diretamente como alimento para a macrofauna, dando um rápido retorno à cadeia trófica com melhoria da qualidade da água. A eficiência do tratamento de efluentes destas plantas depende em grande parte da atividade fotossintética, taxa de crescimento, adaptabilidade ao clima, tolerância às concentrações adversas de poluentes, capacidade no transporte de oxigênio, facilidade do manejo, taxa de absorção relativa, resistência a doenças (DEMARS; EDWARDS, 2007; DI LUCA et al., 2019; HENARES; CAMARGO, 2014; HENRY-SILVA et al., 2008; LACOUL; FREEDMAN, 2006; PETRUCIO; ESTEVES, 2005; REDDY; DE BUSK, 1985, 2010; THOMAZ, 2002).

As macrófitas aquáticas também possuem um efeito direto na produtividade primária, uma vez que retiram da água os nutrientes primários (nitrogênio e fósforo) para o crescimento fitoplanctônico, funcionando como um grande reservatório desses elementos (MULDERIJ et al., 2007; TRAVAINI-LIMA et al., 2016; WOJCIECHOWSKI et al., 2018).

Depois de utilizadas em sistemas de tratamento de efluentes de pisciculturas, as macrófitas podem ser imediatamente secas e usadas como fertilizantes orgânicos, assim como fonte de proteína em tanques de piscicultura, meio de cultura para algas, produção de biogás e uso na alimentação de ruminantes, ou ainda, na formulação de rações, compostagem, biocombustíveis, artesanatos, entre outros (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2002; HONCULADA PRIMAVERA; GACUTAN, 1989; MARTÍNEZ-NIETO et al., 2011; OLGUÍN et al., 2017; SILVA et al., 2011; SIPAÚBA-TAVARES et al., 2018).

O Brasil é fonte inesgotável de plantas aquáticas, que podem ser utilizadas como biofiltros, devido às suas condições climáticas adequadas (ESTEVEVES, 1998; SANTOS et al., 2015; THOMAZ et al., 1999). Muitos trabalhos descreveram a eficiência de diferentes macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes de pisciculturas, porém os resultados são controversos quanto às espécies mais eficientes na remoção de nutrientes (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2008; HENRY-SILVA; CAMARGO, 2006; OSTI et al., 2018; SIPAÚBA-TAVARES; BRAGA, 2008; TRAVAINI-LIMA et al., 2015).

No capítulo 2 da tese avaliamos o balanço de nitrogênio e fósforo em câmaras estáticas com efluente de piscicultura a partir de tratamentos com as diferentes macrófitas flutuantes: *Eichornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia* sp.. Testamos a eficiência destas macrófitas no acúmulo de fósforo e nitrogênio em sua biomassa e por consequência na remoção destes nutrientes na água.

Bacia de sedimentação também é uma alternativa para tratamento de efluentes, pois pode remover sólidos, materiais flutuantes e parte da matéria orgânica por efeito de decantação (ARBIV; VAN RIJN, 1995; SÁNCHEZ; MATSUMOTO, 2011; STEWART et al., 2006), podendo ser uma maneira prática de minimizar os impactos tanto de grandes, quanto de pequenas pisciculturas (BOYD; TUCKER, 1998; CASTRO et al., 2006; SRIVASTAVA et al., 2008).

Alguns autores vêm enfatizando também a utilização dos próprios recursos que o ambiente pode fornecer utilizando-se do manejo ecológico (CHÁVEZ-CROOKER; OBREQUE-CONTRERAS, 2010; REDDY; DEBUSK, 1987; SIMEON; SILHOL, 1985; MUZZI, 1994). A associação de animais de diferentes hábitos alimentares em pisciculturas, ou seus sistemas de tratamento, pode aumentar o aproveitamento do alimento disponível no sistema de produção, além de melhorar os rendimentos dos produtores por meio da comercialização de duas ou mais espécies cultivadas (HEPHER et al., 1989; MILSTEIN, 1992). Vale ressaltar que em alguns casos o policultivo tem como objetivo principal minimizar os impactos de eutrofização causados pelo excesso de nutrientes na coluna d'água dos sistemas de criação em monocultivo, que tendem a favorecer o aumento da produtividade primária, alterando a

dinâmica do oxigênio dissolvido com consequências ecológicas negativas (LUTZ, 2003; MIDLEN; REDDING, 1998; VALENTI, 2008).

No capítulo 3 avaliamos a eficiência de macrófitas aquáticas e de peixes com diferentes hábitos alimentares, inseridos em sistemas bacias de sedimentação. Utilizamos estes elementos biológicos em diferentes tratamentos com manejos ecológicos para a mitigação dos impactos dos efluentes de piscicultura. Verificamos também, neste capítulo, a adequação dos parâmetros limnológicos aos padrões estabelecidos pelas normativas ambientais vigentes.

CAPÍTULO 1. Qualidade limnológica de pisciculturas tropicais em vales

Abstract

The rapid growth of fish farming has raised concerns about the environmental impact of the eutrophication of water bodies by the fish farms effluents. When discharged without treatment, the effluents from fish farms can promote an increase in the concentration of nutrients (nitrogen and phosphorus), anoxic conditions, increase in primary production and solids concentration, which alter water quality downstream of the fish farms. Many countries have introduced management tools to regulate the quality of effluent through specific environmental legislation for aquaculture activity. In Brazil, the regulation of effluents generated by fish farms is carried out by the rule of the National Environment Council - CONAMA n° 357 of 2015 class II. Our work aimed to assess the water quality of the tributaries and effluents of 38 fish farms located in the valley, in view of the water quality parameters and their limits suggested by CONAMA n° 357 class II, as well as the classification of the trophic states for each fish farm. Our results showed that the effluent of all fish farms are not in line with the Brazilian legislation (CONAMA norm n° 357), especially considering the dissolved oxygen, nitrogen, phosphorus, chlorophyll concentration and turbidity, parameters that are positively correlated with each other, except for OD, which correlated negatively with the mentioned parameters. We observed in our work that most of the affluent of the fish farms already reach the fish ponds in a mesotrophic state, while the effluents are hypereutrophic in the majority of the ponds, demonstrating the eutrophication impact of the fish farms. Regarding seasonality, we found significantly higher concentrations during the flood period in relation to the drought for the parameters temperature, NH_4^- , total dissolved solids and DO; for the affluent and effluent and, NO_3^- , turbidity and orthophosphate, for the affluent, probably indicating the entry of allochthonous material (organic and inorganic) carried during the rainy season, mainly through the tributaries, coming from high areas of the valleys. The fish farms evaluated together exported approximately 0.38 kg of phosphorus and 3 kg of nitrogen, which, not treated by effective systems, can accumulate throughout the production cycles and promote the eutrophication downstream.

Keywords: Eutrophication, Nutrients, Trophic State, Environmental Norms, Seasonality

Resumo

O rápido crescimento da piscicultura tem despertado preocupação sobre o impacto ambiental da atividade de eutrofização dos corpos hídricos pelos efluentes gerados. Quando lançados sem tratamento, os efluentes de pisciculturas podem promover aumento da concentração de nutrientes (nitrogênio e fósforo), depleção do oxigênio dissolvido, aumento da produtividade primária e de sólidos, que alteram outros parâmetros limnológicos nos corpos hídricos receptores. Muitos países têm introduzido instrumentos de gestão para a regulação da qualidade do efluente através de legislações ambientais específicas por atividade aquícola. No Brasil a regulamentação dos efluentes gerados por pisciculturas é realizada pela norma do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA nº357 de 2015 classe II. O nosso trabalho objetivou avaliar sazonalmente a qualidade da água dos afluentes e efluentes de 38 pisciculturas localizadas em vale, frente aos parâmetros limnológicos e seus limites determinados pela CONAMA nº 357 classe II, bem como a classificação dos seus estados tróficos para a caracterização do impacto ambiental da atividade. Nossos resultados demonstraram que o efluente de 35 pisciculturas não atenderam à normativa CONAMA nº357, principalmente para os parâmetros OD, DBO, NT, PT, $Cl-\alpha$ e turbidez, que se apresentaram em sua maioria, correlacionados positivamente, exceto o OD, que se correlacionou negativamente. Observamos no nosso trabalho que a maior parte dos afluentes das pisciculturas já chega ao sistema de produção em estado mesotrófico e se torna hipereutrófico (efluentes), caracterizando o impacto de eutrofização da atividade. Encontramos concentrações significativamente maiores no período de chuva em relação à seca para os parâmetros temperatura, NH_4^+ , sólidos dissolvidos totais e OD; para o afluente e efluente e, NO_3^- , turbidez e ortofosfato, para o afluente, indicando provavelmente entrada de material alóctone (orgânico e inorgânico) carreado pelas chuvas, principalmente através dos afluentes, oriundos de áreas altas dos vales e derivados por gravidade. As pisciculturas avaliadas exportaram juntas diariamente cerca de 0,38 Kg de fósforo e 3 Kg de nitrogênio, que não tratados por sistemas eficazes, podem se acumular ao longo dos ciclos de produção e promover processo de eutrofização nos ambientes aquáticos receptores.

Palavras-chave: Eutrofização, Nutrientes, Estado Trófico, Normas Ambientais, Sazonalidade

Introdução

A produção aquícola mundial de pescado para o consumo humano aumentou significativamente nas últimas décadas superando o extrativismo de pescado (FAO, 2018). Hoje a aquicultura nacional representa uma importante fonte de proteína na dieta dos brasileiros com potencial de crescimento de mercado estimado em 1 milhão de toneladas em 2030, segundo a FAO (2018). Com o crescimento mundial da aquicultura os impactos ambientais da expansão e intensificação da atividade também aumentaram (CAO et al., 2007; HENARES et al., 2019; PELLETIER et al., 2007). Estes impactos incluem aumento de patógenos, introdução de organismos geneticamente modificados, contaminação por aditivos e drogas que promovem resistência microbiana, escapes de espécies exóticas e alóctones, aumento dos gases de efeito estufa, eutrofização de ambientes aquáticos e geração de resíduos sólidos (DAUDA et al., 2019; LIU et al., 2016; PULKKINEN et al., 2010; TOLEDO-GUEDES et al., 2014; VERDEGEM, 2013a).

Apesar de ser uma fonte proteica importante na alimentação dos brasileiros, a expansão da aquicultura continental, aliada à falta de medidas de controle e mitigação dos efluentes gerados, pode promover significativo impacto ambiental. Este impacto está associado ao aumento de nutrientes da água, principalmente nitrogênio e fósforo. Estes nutrientes, oriundos de resíduos de ração, excretas dos peixes e outros resíduos de matéria orgânica, são produzidos e inseridos nos sistemas de cultivo podendo provocar a eutrofização do ambiente aquático. A eutrofização está relacionada à redução da qualidade de água, e por consequência à má condição sanitária dos peixes ou outros organismos aquáticos produzidos (AVNIMELECH, 1998; BOYD, 1998; CAO et al., 2007; COSTA et al., 2014; HENARES et al., 2011; SIPAÚBA-TAVARES et al., 2011; YEO et al., 2004).

Devido à boa adaptação a diferentes ambientes aquáticos, o Brasil vem se especializando no cultivo da tilápia (*Oreochromis niloticus*), sendo o 4º maior produtor mundial da espécie (“Anuário PeixeBR da Piscicultura 2019”, 2019). A produção de tilápia representa

cerca de 47% da produção total de peixes de aquicultura brasileira, portanto a maior atividade do setor. Enquanto a produção de peixes cresceu em torno de 10%, no período de 2004 a 2014, a tilapicultura teve um crescimento da ordem de mais de 14% (IBGE, 2016; IBGE, 2014). No Brasil, a produção comercial de tilápias é formada por pequenos e médios produtores que utilizam, em sua maioria, sistema semi-intensivo em viveiro escavado, e também sistema intensivo, com o cultivo em tanque-redes dentro de reservatórios (SCHULTER; FILHO, 2017).

A falta de boas práticas sustentáveis de produção em pisciculturas, como o respeito ao limite máximo de adensamento de peixes (biomassa econômica) e arraçoamento para a produção segura, podem acarretar em prejuízos ambientais e econômicos (KUBITZA, 1998). O acúmulo excessivo de resíduos na água, tais como sólidos totais e nutrientes, promovem a redução do oxigênio dissolvido e o aumento na concentração de substâncias tóxicas para os peixes, tais como gás carbônico, amônia e nitrito. Estas condições do viveiro, além de impactar o ambiente tornando-o mais eutrofizado, geram desconforto e diminuem a resistência dos peixes às doenças e parasitoses. Adicionalmente, os resíduos orgânicos de alimentos, fezes e urina são excelentes substratos e alimentos para bactérias, fungos e parasitos, que em desequilíbrio ambiental podem comprometer o desempenho produtivo, a saúde e a sobrevivência dos animais, elevando os custos de produção para o piscicultor (BOYD; TUCKER, 1998; EIRAS, 1994; MACIEL et al., 2018; SCHALCH et al., 2009; VERDEGEM, 2013a).

Para mitigar os impactos ambientais gerados pela atividade aquícola, os órgãos ambientais brasileiros, tanto o federal quanto os estaduais, através de seus conselhos de meio ambiente (CONAMA e CONEMA) definiram em suas legislações os parâmetros ambientais bióticos e abióticos mínimos de qualidade de água para os efluentes gerados pela aquicultura continental para fins de legalização ambiental (BRASIL, 2011; BRASIL, 2005; DIAS et. al, 2014). O atendimento aos limites preconizados por estas resoluções são necessários para a implantação e operação das propriedades aquícolas.

O objetivo do presente trabalho foi avaliar sazonalmente o potencial impacto ambiental de pisciculturas localizadas em regiões de vale, a partir do monitoramento limnológico dos seus afluentes e efluentes.

Material e Métodos

Localização

A coleta de dados foi realizada na Zona do Médio Vale do Paraíba localizada na macrorregião do Vale do Paraíba. O Vale do Paraíba está inserido no domínio morfoclimático de “mares de morros” (AB’SABER, 2000). A Zona do Médio Vale do Paraíba apresenta colinas, morros baixos e planícies na várzea. É uma depressão alongada com cerca de 200 km de extensão atravessada pelo rio Paraíba do Sul em um curso sinuoso, com várzeas de 2,5 a 6,0 km em largura (DIAS et al., 2004).

As áreas próximas à calha do rio Paraíba do Sul apresentam clima menos úmido, com totais anuais entre 1.100 e 1.300 mm/ano e são caracterizadas por colinas baixas e morrotes alinhados, com desnivelamentos inferiores a 50m, ladeados por colinas mais elevadas e morros baixos. À medida que esses terrenos se aproximam do reverso da serra do Mar e ou dos alinhamentos serranos escalonados da serra da Mantiqueira, a umidade do ar aumenta, com totais anuais entre 1.200 e 1.800mm/ano, propiciando a formação de solos mais profundos e lixiviados (DANTAS, 2001).

A hidrografia da bacia do Médio Vale do Paraíba sofre forte influência das chuvas de verão, principalmente nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro, período em que ocorrem inundações das várzeas, terraços fluviais, com um histórico recorrente de fluxo de massa nas áreas montanhosas (AGEVAP, 2010; FREITAS, 2005).

Este trabalho foi realizado em 38 pisciculturas de produção de tilápias do Médio Vale do Paraíba (Figura 1). Para manter o sigilo quanto ao nome e identidade dos produtores todas as

pisciculturas foram numeradas. As pisciculturas utilizavam suplementação da alimentação com ração comercial e baixa taxa de estocagem de peixes (1 a 4 peixes por metro quadrado de viveiro), sendo caracterizadas em sua biomassa produtiva como sistema de produção semi-intensivo (KUBITZA, 2011). As coletas foram executadas durante o período de seca, entre os meses de abril e agosto de 2016, e durante o período de chuvas entre os meses de novembro de 2016 a março de 2017.

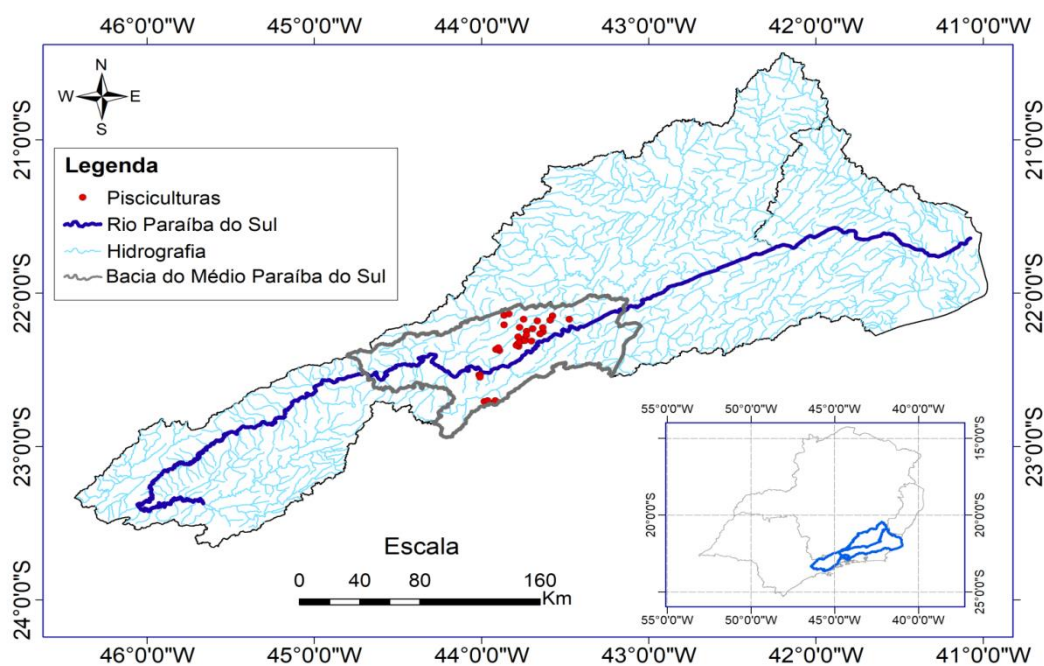


Figura 1: Mapa de localização das pisciculturas na região do médio vale do Paraíba do Sul, “shapefile” cedido por **SIGA-CEIVAP - Sistema de Informações Geográficas e Geoambientais da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul** - Imagem geoprocessada por José Reinaldo Paranaíba.

Levantamento de dados

As pisciculturas monitoradas foram georreferenciadas e plotadas no mapa (Figura 1). Com base em entrevistas com os proprietários e funcionários e através de observações durante o trabalho de campo, os formulários (anexo I) com os seguintes dados foram preenchidos: identificação; condições de licenciamento ambiental e outorga para a operação; se existia algum tipo de tratamento de efluente; qual a fonte de água (nascente, córrego), vazão de abastecimento e tipo de drenagem (fundo ou superfície); medidas da área e volume do viveiro (tomada a

campo); determinação da biomassa e densidade de estocagem por quantidade de peixes (biomassa e peixes por área e por volume).

A vazão de água em litros por segundo foi medida pelo método volumétrico que se baseia no tempo necessário para que um dado fluxo de água leva para ocupar um recipiente de volume conhecido. A área do viveiro e o volume foram calculados a partir medições locais com o auxílio de trena graduada em metros. O tempo de residência em horas foi estimado pela divisão do volume do efluente pelo volume viveiro.

Foram realizadas no campo coletas de peixes (CEUA-FIPERJ 002/2016) para realização da biometria e para o cálculo de densidade de estocagem por biomassa de peixes (biomassa de peixes por área e por volume). Em cada piscicultura, foram coletados entre 1 a 10 indivíduos, utilizando tarrafa artesanal modelo feiticeira (argola) com 30 mm de malha. A biometria foi realizada com uso de balança digital com capacidade para 10 kg.

No campo, as amostras de afluentes e efluentes de cada uma das pisciculturas foram coletadas com uso de balde plástico, com capacidade para 10 litros, onde foi introduzida uma sonda multiparâmetros HORIBA® para a medição dos seguintes parâmetros: temperatura; oxigênio dissolvido; pH; turbidez; potencial de oxirredução; sólidos dissolvidos totais; condutividade elétrica. No viveiro de piscicultura, cujo afluente e efluente foram coletados, foi somente medida a transparência da água através do disco de Secchi.

Para coletar os afluentes e efluentes destes viveiros de produção sem fluxos de vazão de água no momento da coleta, retiramos a água do afluente dos pontos de abastecimento nos viveiros (tubulações; canais de derivação; pontos de captação de açudes, rios e córregos; e ponto do afloramento dentro da área do viveiro). Para o efluente, retiramos a água da área de vertedouro do viveiro (tubulações, monges ou até mesmo ponto de saída dentro do viveiro).

As amostras de afluentes e efluentes que foram coletadas no campo, foram armazenadas em garrafas de 500 ml e refrigeradas para o transporte até a Laboratório de Ecologia Aquática – LEA, na Universidade Federal de Juiz de Fora, onde foram congeladas a -10°C. No laboratório,

foram realizadas as análises de nitrito (NO_2^-); nitrato (NO_3^-); amônia (NH_4^+); nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) pelo método colorimétrico utilizando um espectrofotômetro modelo Backman DU Series 600[®]. O NO_2^- foi medido em leitura de comprimento de onda de 543 nm, após reação da adição da solução padrão sulfanilamida ($\text{C}_6\text{H}_8\text{N}_2\text{O}_2\text{S}$) e N-naftiletillenodiamina. O NO_3^- foi medido através da leitura de comprimento de onda de 230 nm, após a adição da solução padrão com nitrato de potássio (KNO_3), com a amostra preservada com ácido sulfúrico (H_2SO_4) a 0,2%. A NH_4^+ foi medida em leitura de comprimento de onda de 630nm, posterior à adição dos reagentes: fosfato monossódico (NaH_2PO_4) para tamponamento; fenol com nitroprussiato de sódio ($\text{Na}_2[\text{Fe}(\text{CN})_5\text{NO}] \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) para formação do reagente A; e hipoclorito de sódio (NaClO) com hidróxido de sódio (NaOH) a 27% para formação do reagente B. Nitrito, nitrato e amônia foram determinados segundo MACKERETH *et al.* (1978). O NT foi medido através do método Kjeldahl, com uso da solução padrão com nitrato de potássio após a digestão com persulfato de potássio ($\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$) a 5% (CRUMPTON *et al.*; 1992). O PT foi medido pelo método colorimétrico azul de molibdato de amônia ($(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}$), após a digestão com persulfato de potássio a 5% (WETZEL; LIKENS, 2000).

As análises quantitativas de clorofila *a*, algas azuis, algas verdes e algas marrons foram realizadas através do equipamento PHYTO-PAM[®]. Para análise da demanda bioquímica de oxigênio – DBO foi utilizado o método respirométrico, com aparelho Oxitop[®] de acordo com o método 5210 D do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

Análises de sólidos totais, com uso de capsula de porcelana para secagem da amostra em estufa, e sólidos dissolvidos, com uso de filtro de membrana de fibra de vidro em bomba de vácuo, foram realizadas pelo método gravimétrico de acordo com a NBR 10664 (1989), para todas as amostras de afluentes e efluentes das pisciculturas coletadas.

Cálculo e classificação do Índice de Estado Trófico

Foi utilizado o índice de estado trófico-IET para lagos (Tabela 1), determinado por Lamparelli (2004), que considera a clorofila-*a* e o fósforo total.

$$(1) \text{ IET (CL)} = 10 \times (6 - ((0,92 - 0,34 \times (\ln \text{ CL})) / \ln 2))$$

$$(2) \text{ IET (PT)} = 10 \times (6 - (1,77 - 0,42 \times (\ln \text{ PT})) / \ln 2)$$

Onde, PT é a concentração de fósforo total medida na superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$; CL é concentração de clorofila *a* medida na superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$; ln indica logaritmo natural.

O resultado dos valores apresentados nas tabelas do IET é a média aritmética simples, com arredondamento da primeira casa decimal, dos índices relativos ao fósforo total e a clorofila *a*, segundo a equação:

$$(3) \text{ IET} = [\text{IET (PT)} + \text{IET (CL)}] / 2$$

Tabela 1: Classificação do Índice de Estado Trófico para lagos, segundo por Lamparelli (2004), utilizado pela CETESB (2009). IET: Índice de Estado Trófico

Categoria de Estado Trófico	IET
U: Ultraoligotrófico	$\text{IET} < 47$
O: Oligotrófico	$47 < \text{IET} \leq 52$
M: Mesotrófico	$52 < \text{IET} \leq 59$
E: Eutrófico	$59 < \text{IET} \leq 63$
S: Supereutrófico	$63 < \text{IET} \leq 67$
H: Hipereutrófico	$\text{IET} > 67$

Análises dos dados

Para verificação do efeito de sazonalidade, nos diferentes estados tróficos, foram calculados os percentuais de enquadramento das pisciculturas nas diferentes classificações, tanto para afluente quanto para efluente. Para verificação do atendimento às normas do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), foram calculados os percentuais de pisciculturas que estavam fora das normas para cada parâmetro analisado com padrão preconizado pela resolução CONAMA nº 357 de 2005. Para classificação de corpos hídricos foi utilizada a classe II (fins de aquicultura).

As análises estatísticas foram feitas a partir da Análise de variância (ANOVA) para os dados paramétricos e para os não paramétricos, Kruskal Wallis. Após verificação da normalidade pelo teste de Levene, para os dados paramétricos foi realizado o teste de comparação entre 2 médias pelo teste t de Student (5% de probabilidade), e para os dados não paramétricos foi realizado o teste de comparação entre duas médias pelo teste de Mann-Whitney (5% de probabilidade). Posteriormente foi realizada a análise multivariada PCA (Principal Component Analysis) para verificação da relação das variáveis.

Resultados

Atendimento aos limites preconizados pela resolução CONAMA nº 357 de 2005 para águas de classe II

Entre todas as pisciculturas monitoradas, segundo o questionário aplicado, nenhuma era licenciada ambientalmente e nem possuíam outorga de direito de uso da água e lançamento de efluentes, e entre todas, somente uma possuía tratamento de efluente. As demais pisciculturas derivavam seus efluentes por gravidade para o curso hídrico mais próximo, seja através de canais escavados ou tubulações, ou até mesmo através de escoamento superficial sobre o terreno. A maioria das pisciculturas (71%) removia o seu efluente pela superfície do viveiro e

não pelo fundo, que seria o sistema de drenagem correto para a produção de peixes. A fonte de abastecimento (afluentes) dos viveiros destas 38 pisciculturas vinha de diferentes captações; 16 de córregos formados por nascentes da propriedade; 12 de reservatórios escavados artificiais (açudes); 6 de afloramento de lençol freático dentro do viveiro de produção; 2 de rios e riachos que passavam anteriormente por outras propriedades; e 2 de poço artesiano.

A temperatura variou entre 15 e 33°C nos afluentes e entre 16 e 33°C nos efluentes das pisciculturas amostradas. Todos os valores estiveram abaixo do valor máximo preconizado pela resolução CONAMA nº 357 de 2005 para águas de classe II (Figura 2).

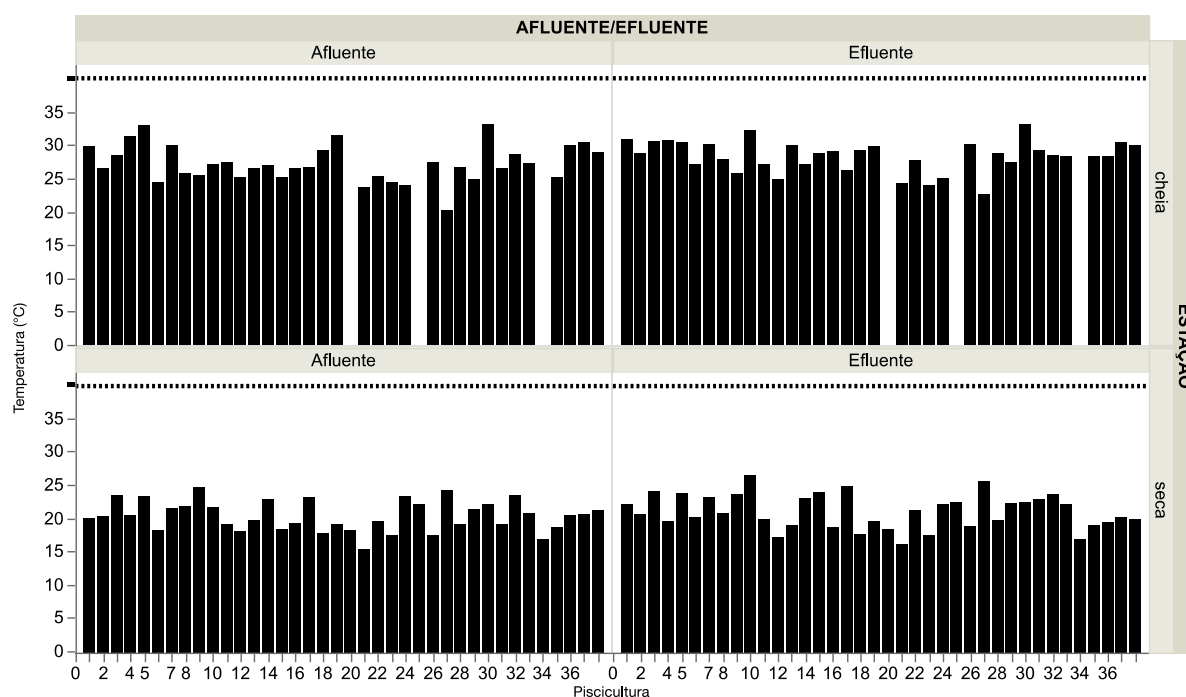


Figura 2: Variação da temperatura nos afluentes e efluentes das pisciculturas, identificadas por números, amostradas na chuva e na seca. Todas as medidas estiveram em conformidade com o valor estabelecido pela resolução CONAMA nº 357 de 2005 para classe II (linha tracejada no interior do gráfico).

O pH variou entre 6,16 e 8,88 nos afluentes e entre 6,16 e 9,5 nos efluentes monitorados. Assim como foi observado para a temperatura, praticamente todos os valores estiveram em conformidade com os valores de pH preconizados pela resolução CONAMA nº 357 de 2005 para águas de classe II (Figura 3).

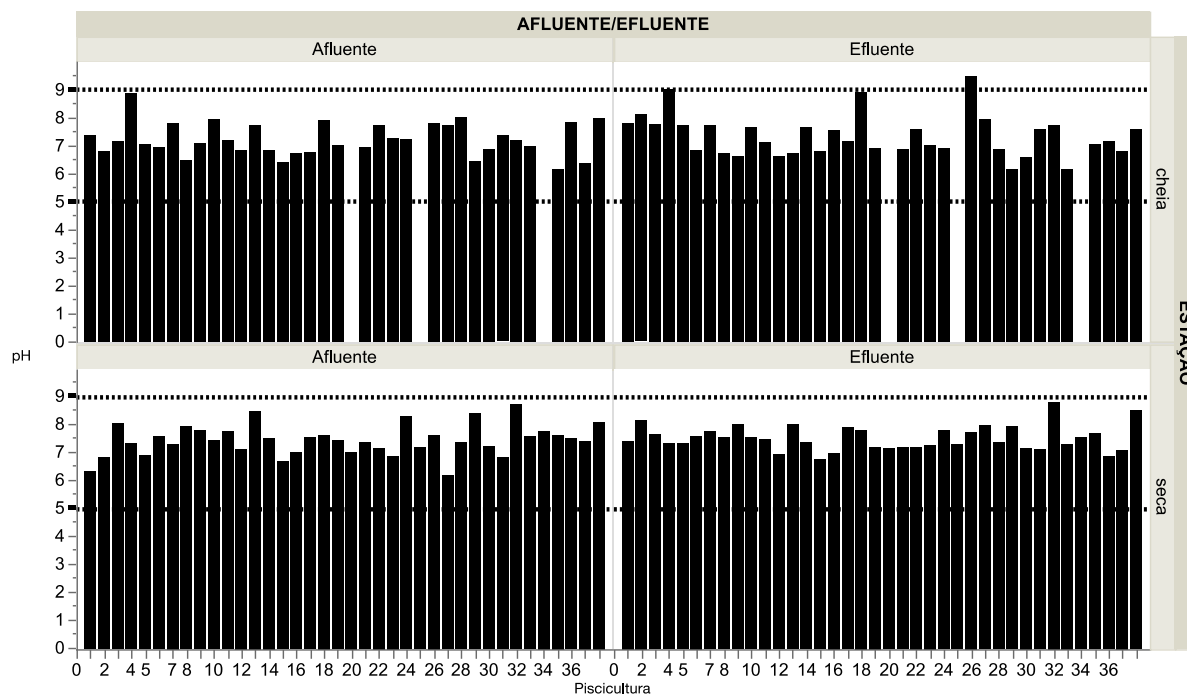


Figura 3: Variação do pH nos afluentes e efluentes das pisciculturas, identificadas por números, amostradas na chuva e na seca. Todas as medidas estiveram em conformidade com os valores estabelecidos pela resolução CONAMA nº 357 de 2005 para classe II (linha tracejada no interior do gráfico).

As concentrações de NO_2^- variaram entre 0,86 e 575 $\mu\text{g/L}$ nos afluentes e 1,24 e 601 $\mu\text{g/L}$ nos efluentes monitorados. Novamente, não foram observados valores de nitrito acima da concentração máxima preconizada pela resolução CONAMA nº 357 de 2005 para águas de classe II. Dentre todos os pontos amostrados destaca-se as concentrações de NO_2^- encontradas em uma piscicultura (nº 23). É importante mencionar que as elevadas concentrações de NO_2^- foram encontradas tanto para o afluente quanto para o efluente desta piscicultura no período de chuva.

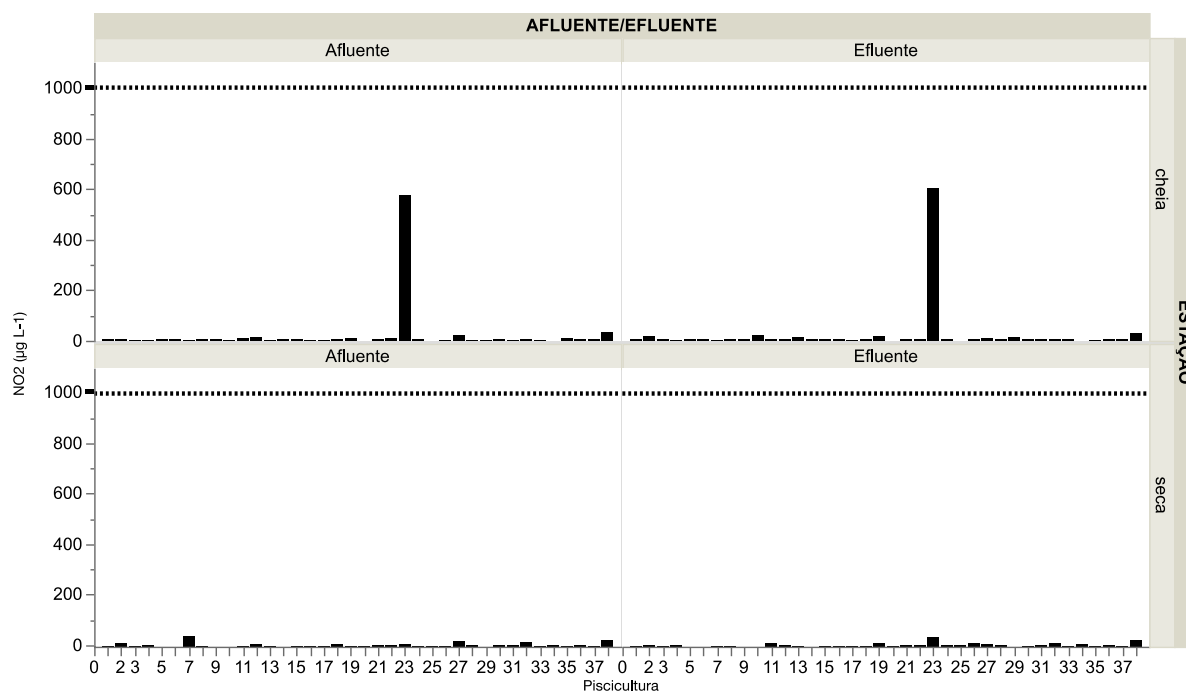


Figura 4: Variação do nitrito nos afluentes e efluentes das pisciculturas, identificadas por números, amostradas na chuva e na seca. Todas as medidas estiveram em conformidade com o valor estabelecido pela resolução CONAMA nº 357 de 2005 para classe II (linha tracejada no interior do gráfico).

As concentrações de NO_3^- variaram entre 168 e 3956 $\mu\text{g/L}$ nos afluentes e 167 e 1636 $\mu\text{g/L}$ nos efluentes amostrados. Assim como foi observado para o nitrito, não foi verificado valores em desacordo com as concentrações de NO_3^- preconizadas pela resolução CONAMA nº 357 de 2005 para águas de classe II (Figura 5).

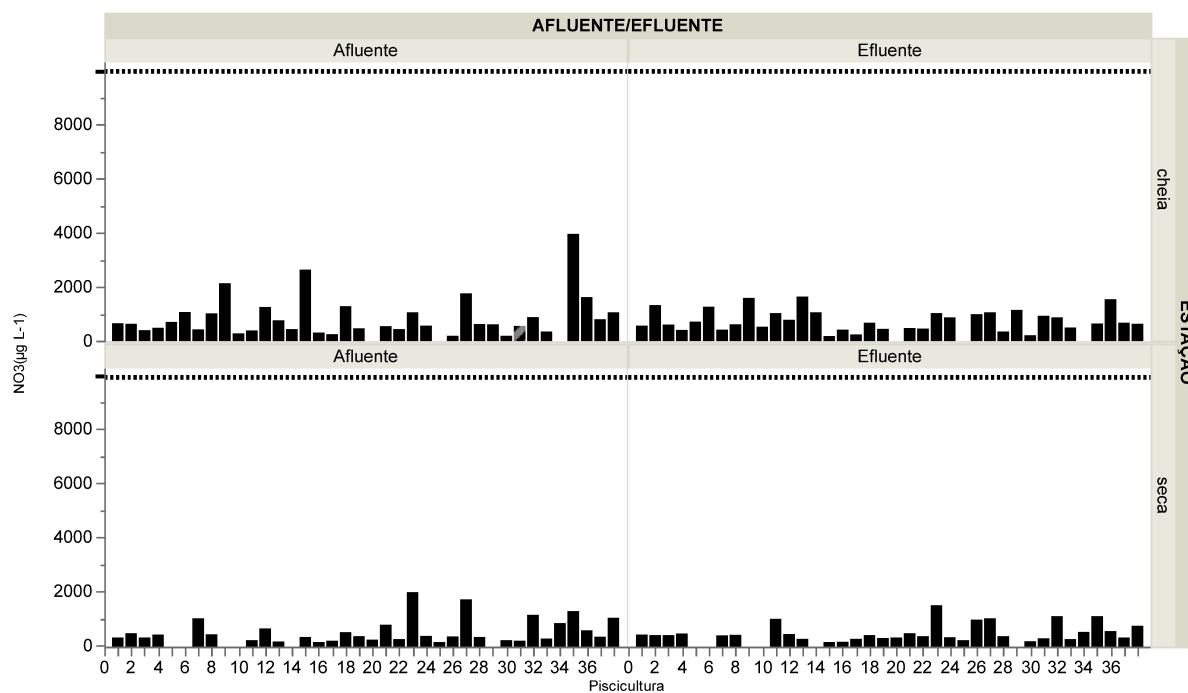


Figura 5: Variação do nitrato nos afluentes e efluentes das pisciculturas, identificadas por números, amostradas na chuva e na seca. Todas as medidas estiveram em conformidade com o valor estabelecido pela resolução CONAMA nº 357 de 2005 para classe II (linha tracejada no interior do gráfico).

Em relação às concentrações de NH_4^+ , todos os valores estiveram abaixo dos limites preconizadas pela resolução CONAMA nº 357 de 2005 para águas de classe II, sendo que houve uma variação entre 6 e 800 $\mu\text{g/L}$ nas amostras de afluentes e entre 1 e 601 $\mu\text{g/L}$ em relação aos efluentes (Figura 6).

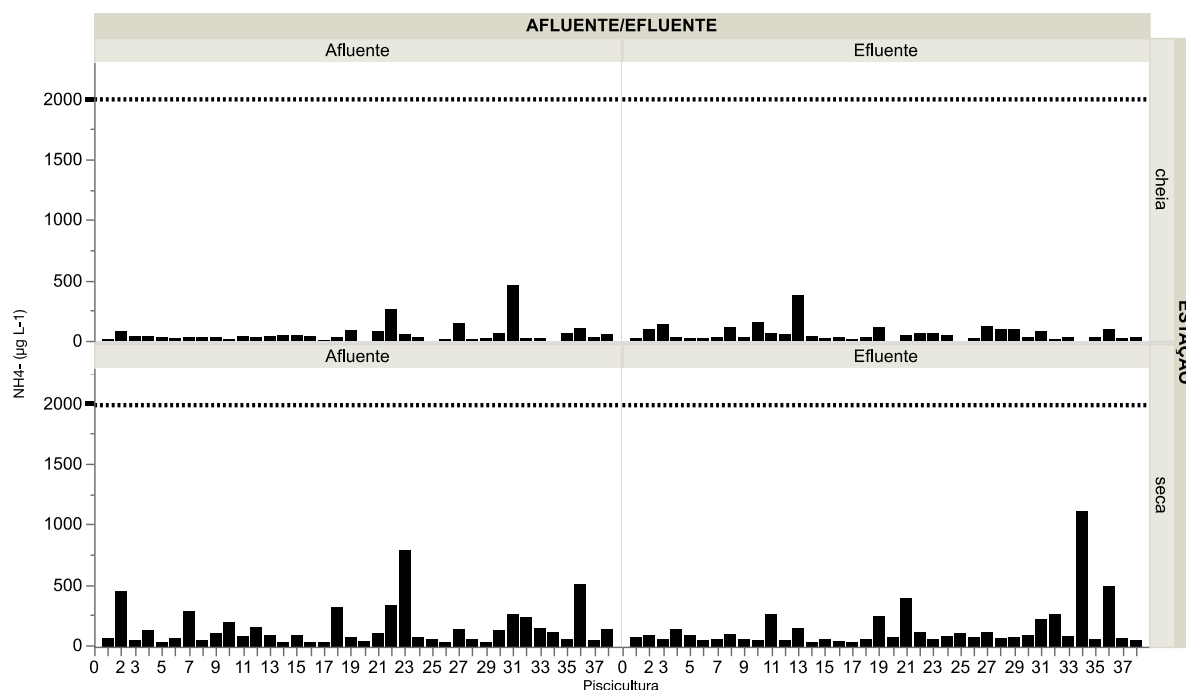


Figura 6: Variação do nitrogênio amoniacal nos afluentes e efluentes das pisciculturas, identificadas por números, amostradas na chuva e na seca. Todas as medidas estiveram em conformidade com os valores estabelecidos pela resolução CONAMA nº 357 de 2005 para classe II (até 3,7 mg/L em pH ≤ 7,5, e 2 mg/L em pH entre 7,5 e 8,0 - linha tracejada no interior do gráfico demonstra o valor de 2000 µg/L definido para águas com pH entre 7,5 e 8).

Em relação ao NT (Figura 7), a resolução CONAMA nº 357 de 2005, estabelece que quando o nitrogênio for fator limitante para eutrofização o valor de nitrogênio total (após oxidação) não deverá ultrapassar 1270 µg/L para ambientes lênticos e 2180 µg/L para ambientes lóticos, na vazão de referência. Desta forma, na chuva as concentrações de NT variaram entre 384 e 4231 µg/L nos afluentes e 559 e 9916 µg/L nos efluentes, e na seca variaram entre 524 e 3408 µg/L nos afluentes e 611 e 3188 µg/L nos efluentes amostrados. 60% (chuva) e 30% (seca) tanto os afluentes, quanto os efluentes das pisciculturas, apresentaram concentrações de NT que não atendiam os limites preconizados pela para este nutriente.

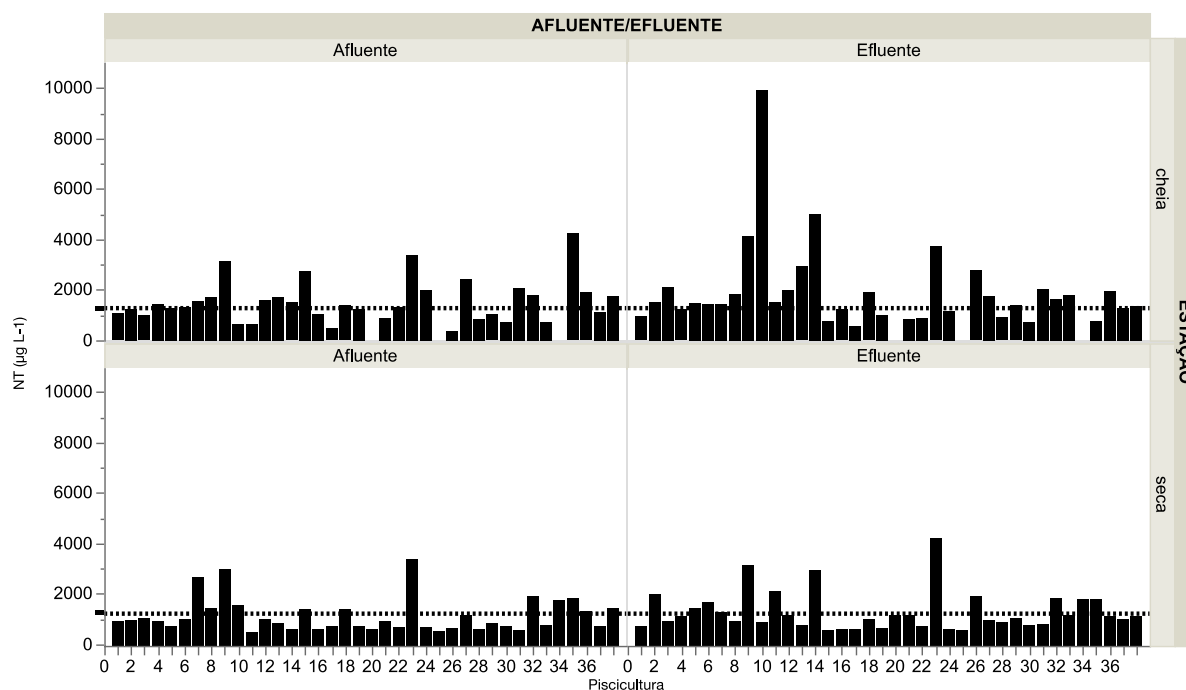


Figura 7: Variação do nitrogênio total nos afluentes e efluentes das pisciculturas, identificadas por números, amostradas na chuva e na seca. O valor estabelecido pela resolução CONAMA nº 357 de 2005 para classe II, sistema lântico (<1270 µg/L), é demonstrado pela linha tracejada no interior do gráfico.

As concentrações de PT (Figura 8) variaram entre 11 e 488 µg/L nos afluentes e 24 e 767 µg/L nos efluentes amostrados. Nenhum afluente das pisciculturas ultrapassou a concentração de máxima (300 µg/L) preconizada pela resolução CONAMA nº 357 de 2005 durante o período seco. Na chuva somente 5% dos afluentes das pisciculturas ultrapassaram o limite de PT estabelecidos por esta resolução. Já em relação aos efluentes, na seca cerca de 3 e 15% deles, na seca e na chuva respectivamente, ultrapassaram o limite de PT estabelecidos por esta resolução.

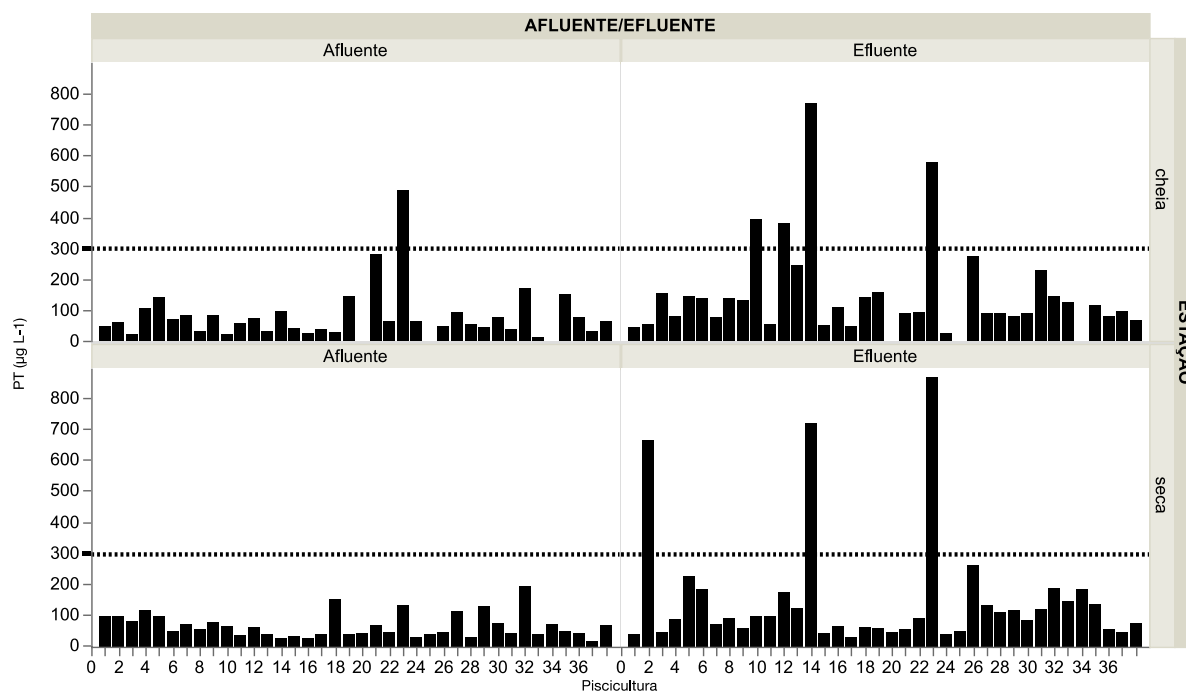


Figura 8: Variação do fósforo total nos afluentes e efluentes das pisciculturas, identificadas por números, amostradas na chuva e na seca. O valor estabelecido pela resolução CONAMA nº 357 de 2005 para classe II (<300 µg/L) é demonstrado pela linha tracejada no interior do gráfico.

Para os níveis de clorofila a (cl- α) as concentrações variaram entre 0 e 363 µg/L nas amostras de afluentes e entre 0 e 1602 µg/L nas amostras de efluentes (Figura 9). Foi observado que durante o período de chuva cerca de 25% dos afluentes e 70% dos efluentes não estavam em conformidade com a concentração máxima (30 µg/L) sugerida pela resolução CONAMA nº 357 de 2005. Já durante o período de seca, estas porcentagens caíram para cerca de 15% dos afluentes e 55% dos efluentes.

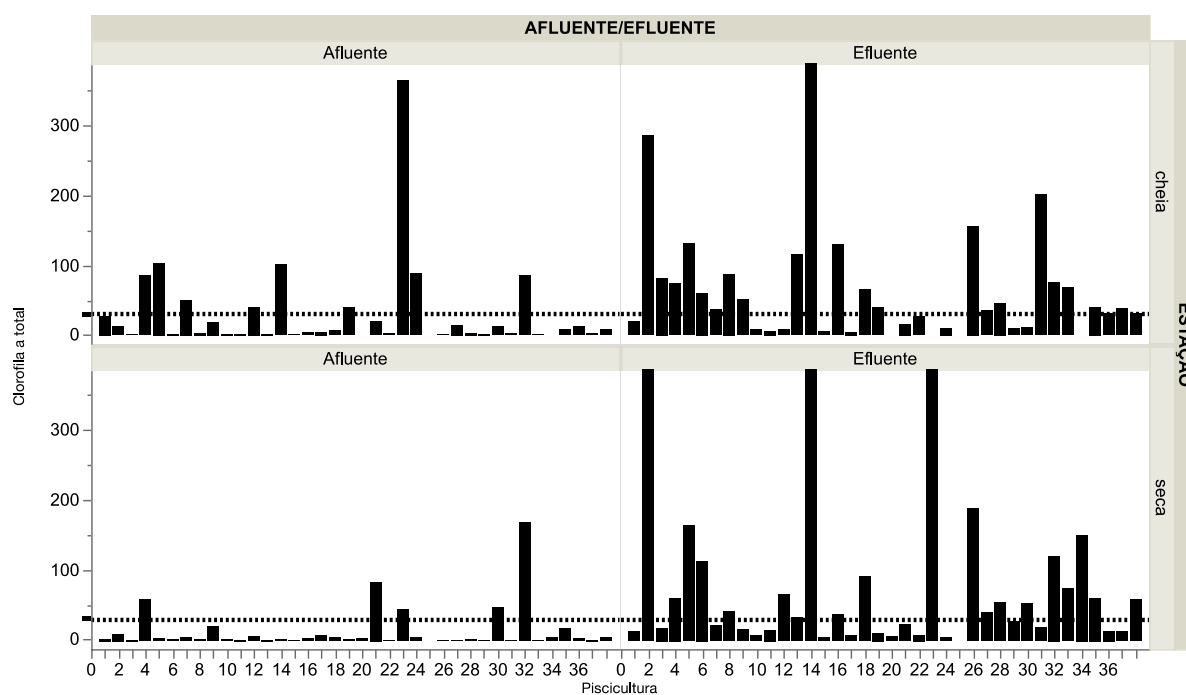


Figura 9: Variação da clorofila a nos afluentes e efluentes das pisciculturas, identificadas por números, amostradas na chuva e na seca. O valor estabelecido pela resolução CONAMA nº 357 de 2005 para classe II ($< 30 \mu\text{g/L}$) é demonstrado pela linha tracejada no interior do gráfico.

A figura 10 demonstra quais algas estão mais relacionadas com esse aumento de $cl-\alpha$, tanto no afluente quanto no efluente nos distintos períodos sazonais de coleta (seca e chuva). Cerca de 70% das pisciculturas estavam relacionadas com a clorofila de algas verdes, aumentando sensivelmente no efluente durante a chuva. O efluente em ambos períodos sazonais apresentou como segundo grupo de algas mais abundantes as cianobactérias, confirmando o aumento de eutrofização do efluente em relação ao afluente. No período de chuva o afluente também foi mais eutrofizado.

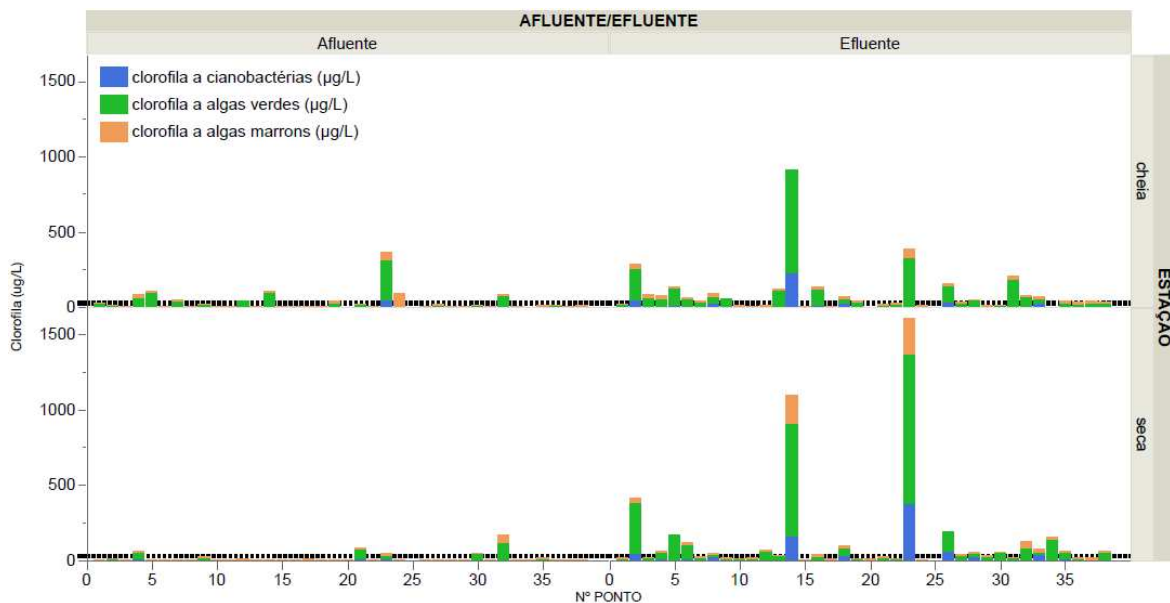


Figura 10: Contribuição das cianobactérias (azul), algas verdes (verde) e algas marrons (marrom) para a clorofila a total nos afluentes e efluentes das pisciculturas, identificadas por números, amostradas na chuva e na seca. O valor estabelecido pela resolução CONAMA nº 357 de 2005 para classe II é demonstrado pela linha tracejada no interior do gráfico.

As concentrações de OD variaram entre 0 e 8,8 mg/L nos afluentes e 0 e 8,9 mg/L nos efluentes monitorados (Figura 11). Tiveram comportamento similar aos demais parâmetros em período de seca e chuva, e se apresentaram valores abaixo das concentrações preconizadas pela da resolução CONAMA nº 357 de 2005 tanto durante a chuva (afluente 70% e efluente 75%) quanto durante a seca (afluente 25% e efluente 10%), demonstrando má qualidade ambiental.

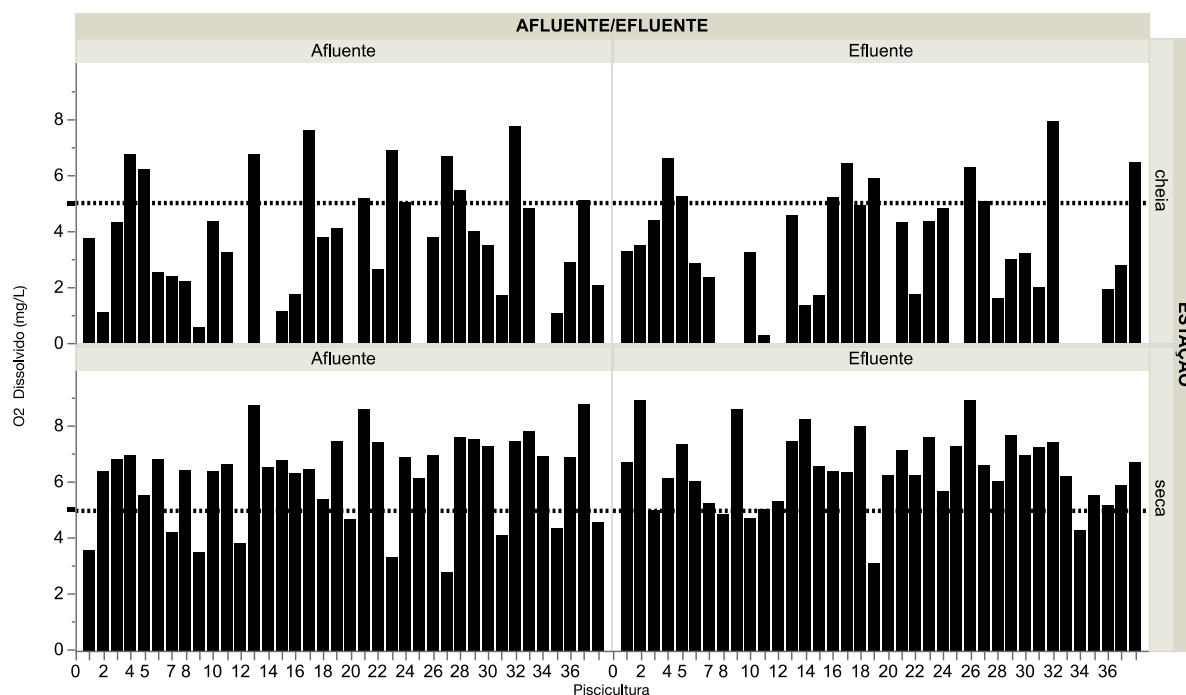


Figura 11: Oxigênio dissolvido nos afluentes e efluentes das pisciculturas, identificadas por números, amostradas na chuva e na seca. O valor estabelecido pela resolução CONAMA nº 357 de 2005 para classe II (>5 mg/L) é demonstrado pela linha tracejada no interior do gráfico.

Em relação à DBO houve uma variação entre 0 e 21 mg/L nas amostras de afluentes e entre 0 e 44 mg/L em relação aos efluentes (Figura 12). A DBO apresentou cerca de 45% dos efluentes acima das concentrações preconizadas pela da resolução CONAMA nº 357 de 2005, nos períodos de seca e chuva. Já em relação à DBO nos afluentes cerca de 35 e 24% estiveram acima do limite preconizado por esta resolução durante a seca e a chuva, respectivamente.

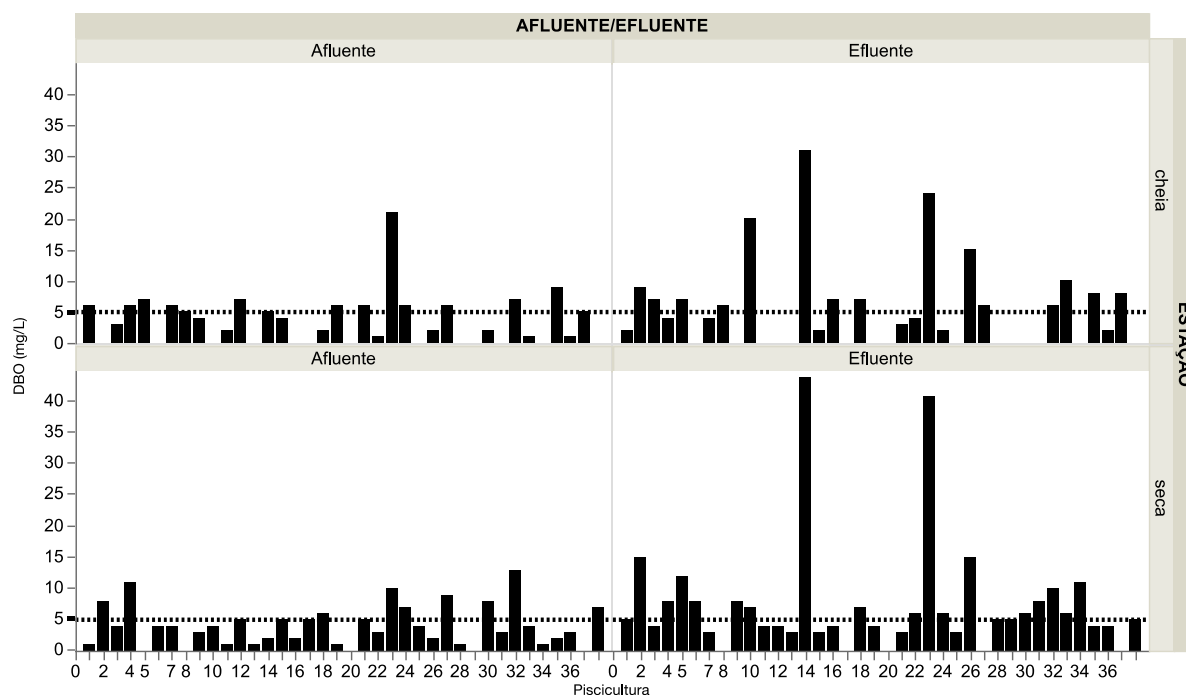


Figura 12: Demanda biológica de oxigênio nos afluentes e efluentes das pisciculturas, identificadas por números, amostradas na chuva e na seca. O valor estabelecido pela resolução CONAMA nº 357 de 2005 para classe II (<5 mg/L) é demonstrado pela linha tracejada no interior do gráfico.

As figuras 13 e 14 apresentam as concentrações de sólidos totais e a turbidez nas pisciculturas amostradas. As concentrações de sólidos totais variaram entre 2,8 e 334,8 mg/L nos afluentes e 6,4 e 908 mg/L nos efluentes monitorados (Figura 13). Somente durante a chuva um efluente coletado apresentou valor de sólidos totais acima daquele preconizado pela resolução CONAMA nº 357 de 2005 para classe II (até 500 mg/L).

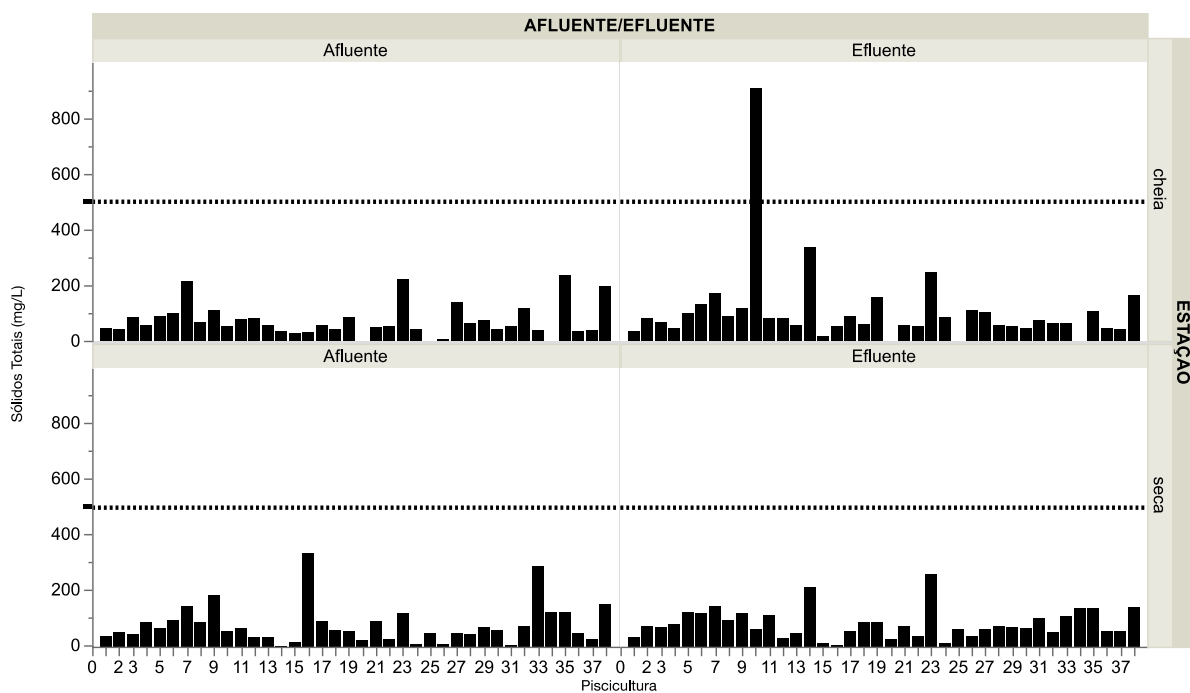


Figura 13: Sólidos totais nos afluentes e efluentes das pisciculturas, identificadas por números, amostradas na chuva e na seca. O valor estabelecido pela resolução CONAMA nº 357 de 2005 para classe II (<500 mg/L) é demonstrado pela linha tracejada no interior do gráfico.

A turbidez dos efluentes, durante o período seco, foi no geral maior do que no período cheio, houve uma variação entre 0 e 218 NTU nas amostras de afluentes e entre 0 e 312 NTU em relação aos efluentes (Figura 14). Cerca de 28% das pisciculturas amostradas durante a seca apresentaram valores de turbidez acima do limite máximo preconizado pela resolução CONAMA nº 357 de 2005 para classe II, até 100 NTU. Já durante a chuva, esta percentagem caiu para cerca de 15% dos efluentes. Considerando apenas os afluentes, cerca de 5% de pisciculturas estiveram acima do limite máximo na seca e 9% acima deste limite na chuva.

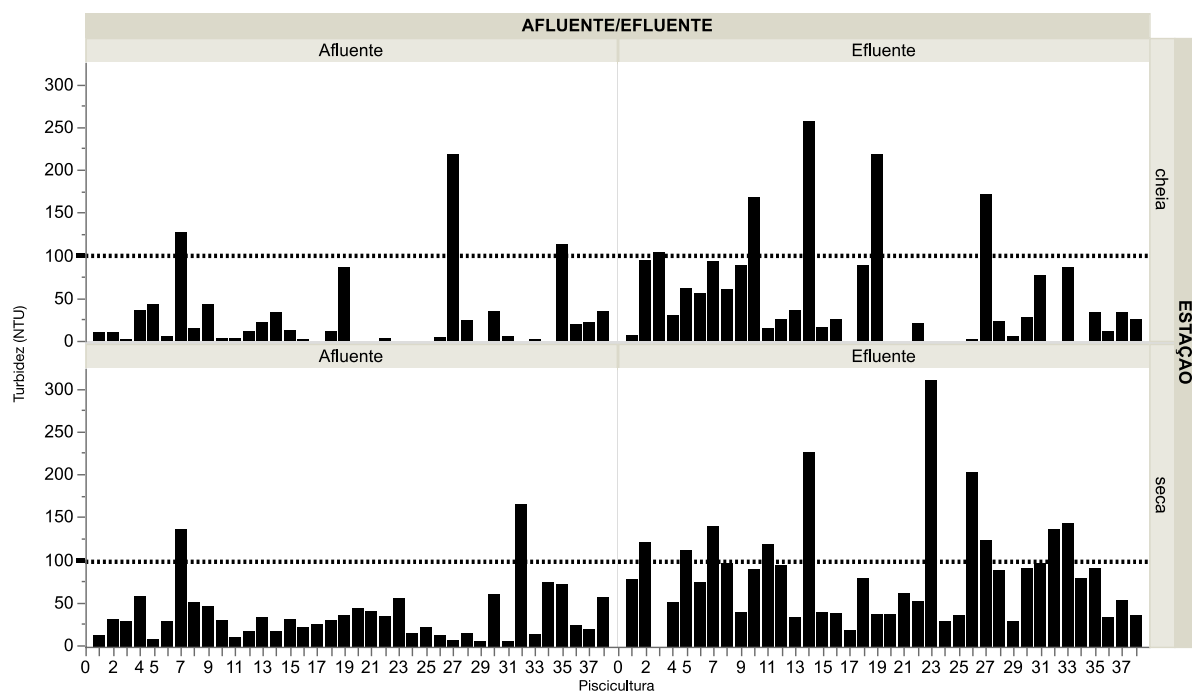


Figura 14: Turbidez nos afluentes e efluentes das pisciculturas, identificadas por números, amostradas na chuva e na seca. O valor estabelecido pela resolução CONAMA nº 357 de 2005 para classe II (<100 NTU) é demonstrado pela linha tracejada no interior do gráfico.

Quando consideramos todos os parâmetros, orientados na resolução CONAMA nº 357 de 2005 para classe II, somente 3 pisciculturas amostradas (7,9%) possuiriam condições de legalização do seu efluente (tabela 2).

Tabela 2 – Parâmetros reprovados nos efluentes de pisciculturas, segundo a norma CONAMA n° 357 para classe II. As pisciculturas marcadas em cinza apresentaram todos os parâmetros em conformidade com a normativa.

Pisciculturas	temperatura	pH	OD	DBO	nitrato	nitrito	amônia	NT	PT	clorofila <i>a</i>	turbidez	sólidos totais
1			x									
2			x	x				x		x	x	
3			x	x				x		x	x	
4		x		x						x		
5				x				x		x	x	
6			x	x				x		x		
7			x					x	x	x	x	
8			x	x				x		x		
9			x	x				x		x		
10			x	x				x	x		x	
11			x					x			x	
12			x					x	x	x		
13								x		x		
14			x	x				x	x	x	x	
15			x									
16				x						x		
17												
18			x	x				x		x		
19			x							x	x	
20												
21			x									
22			x	x								
23			x	x				x	x	x	x	
24			x	x								
25												
26		x		x						x	x	
27				x				x		x	x	
28			x							x		
29			x					x				
30			x	x						x		
31			x	x				x		x		
32				x				x		x	x	
33			x	x				x		x	x	
34			x	x				x		x		
35			x	x				x		x		
36			x					x		x		
37			x	x				x		x		
38								x		x		

Não foram encontradas diferenças significativas entre os períodos amostrados (seca e chuva), para os afluentes e efluentes das pisciculturas para os parâmetros NO_2^- , DIN, NOT, NT, PT, Sólidos totais, DBO, pH, potencial de oxi-redução, condutividade elétrica, clorofila de cianobactérias, clorofila de algas verdes, clorofila de algas marrons e clorofila *a*. A turbidez e as concentrações de NO_3^- e PO_3^{4-} foram significativamente diferentes entre a chuva e seca somente para as amostras de efluente das pisciculturas, sendo as concentrações de NO_3^- e PO_3^{4-} maiores na chuva e a turbidez maior na seca. A temperatura e as concentrações de NH_4^+ , OD e de sólidos totais dissolvidos foram significativamente diferentes entre a chuva e a seca tanto para

os afluentes quanto para os efluentes, sendo a NH_4^+ e o OD maiores na seca, e a temperatura e sólidos totais dissolvidos maiores na chuva (Tabela 3).

Tabela 3 – Média e desvio padrão dos parâmetros monitorados nas 38 pisciculturas e valor de p para o teste comparativo entre as médias dos períodos de chuva e seca, tanto para amostras dos afluentes quanto para amostras dos efluentes. Valores de p abaixo de 0.05 foram considerados estatisticamente diferentes e foram destacados em negrito.

Parâmetro	Afluente					Efluente				
	Chuva		Seca		p value	Chuva		Seca		p value
	média	DP	média	DP		média	DP	média	DP	
NO_3^- ($\mu\text{g L}^{-1}$)	874	772	578	463	0.060	761	392	528	334	0.011
NO_2^- ($\mu\text{g L}^{-1}$)	23	96	7	9	0.360	25	101	7	8	0.341
NH_4^+ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	60	84	154	159	0.002	63	67	144	192	0.020
DIN ($\mu\text{g L}^{-1}$)	956	788	695	578	0.117	848	447	641	429	0.051
NOT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	568	389	536	509	0.767	1094	1608	691	664	0.174
NT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	1524	844	1183	676	0.060	1942	1697	1341	784	0.052
PO_4^{3-} ($\mu\text{g L}^{-1}$)	22	28	13	9	0.076	19	13	13	7	0.013
PT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	84	88	68	40	0.332	159	156	153	189	0.886
Sólidos Totais (mg/L)	78	58	78	71	0.982	115	152	83	53	0.230
DBO (mg/L)	4	4	4	3	0.812	6	7	7	9	0.343
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	27	3	21	2	< 0.001	28	2	21	3	< 0.001
pH	7	1	7	1	0.077	7	1	8	0	0.167
O ₂ Dissolvido (mg/L)	4	2	6	2	< 0.001	3	2	6	1	< 0.001
Potencial de oxi-redução	71	78	95	66	0.160	69	69	85	58	0.271
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	5	13	0	0	0.020	5	12	0	0	0.023
Turbidez (NTU)	27	45	38	33	0.252	56	64	88	61	0.032
Condutividade elétrica ($\mu\text{S/cm}$)	0	0	0	0	0.624	0	0	0	0	0.657
clorofila cianobactérias ($\mu\text{g/L}$)	2	8	1	2	0.219	13	39	22	66	0.471
clorofila algas verdes ($\mu\text{g/L}$)	22	50	10	24	0.177	72	127	88	201	0.699
clorofila algas marrons ($\mu\text{g/L}$)	8	16	4	8	0.230	10	11	19	48	0.257
Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$)	32	66	15	32	0.144	86	158	129	311	0.468

Estado trófico

O índice de estado trófico foi utilizado para caracterizar tanto os afluentes quanto os efluentes das pisciculturas monitoradas. Durante a seca, a maioria dos afluentes das pisciculturas foi enquadrado como mesotrófico (70,3%), porém alguns também se enquadraram como eutrófico (10%) ou supereutrófico (10%). Apenas 2% foram enquadrados como hipereutrófico. Já durante a chuva, os afluentes apresentaram ligeiro aumento no estado trófico: 42% estavam na categoria de ambiente mesotrófico, 22,9% eutrófico, 20% supereutrófico e 5,7% como hipereutrófico. Apenas 8% dos afluentes foram caracterizados como oligotróficos durante a chuva (Figura 15).

Considerando o índice de estado trófico para os efluentes, é possível perceber que houve uma visível degradação da qualidade da água em relação ao afluente das pisciculturas. No período de seca 32% dos efluentes foram classificados como supereutrófico, 29% como eutrófico e 21% como hipereutrófico. Neste período, apenas 16% dos efluentes estavam enquadrados como mesotrófico. Já durante a chuva, novamente houve uma aparente degradação dos efluentes, onde 51% deles estavam supereutrófico, 23% eutrófico, 14% hipereutrófico e apenas 10% estavam mesotrófico (Figura 15).

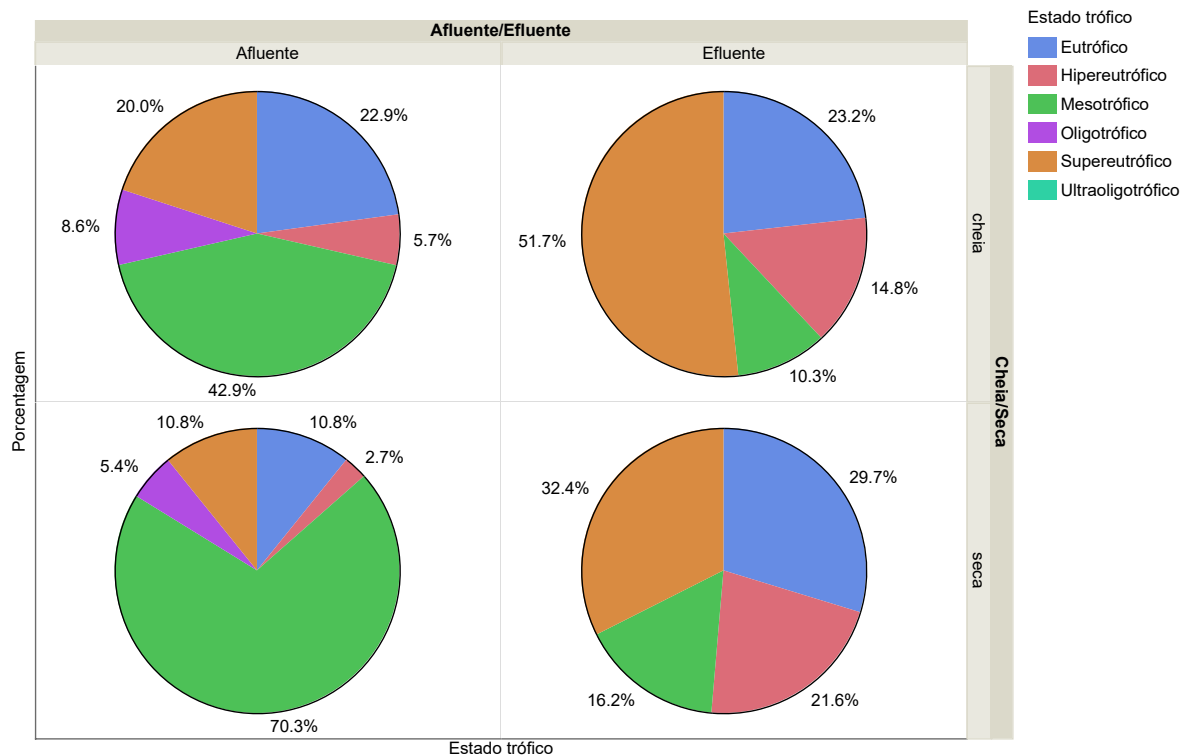


Figura 15: Percentual (%) de pisciculturas nas diferentes classificações de estados tróficos (LAMPARELLI, 2004), em seus afluentes e efluentes, nos períodos de seca e chuva.

Quando comparamos o estado trófico do afluente e do efluente dentro da mesma piscicultura (Figura 16) é possível perceber que durante a chuva cerca de 60% das pisciculturas apresentaram aumento do estado trófico após a passagem da água pelos tanques de produção. Além disto, cerca de 28% não apresentaram mudança no estado trófico entre o afluente e o efluente e apenas 11% apresentaram melhoras no estado trófico do ambiente. Na seca, cerca de 75% das pisciculturas aumentaram o estado trófico do efluente, comparado ao afluente, e aproximadamente 21% das pisciculturas não modificaram o estado trófico da água após a passagem pelos tanques de produção. Neste período, apenas 2% das pisciculturas apresentaram diminuição no índice de estado trófico.

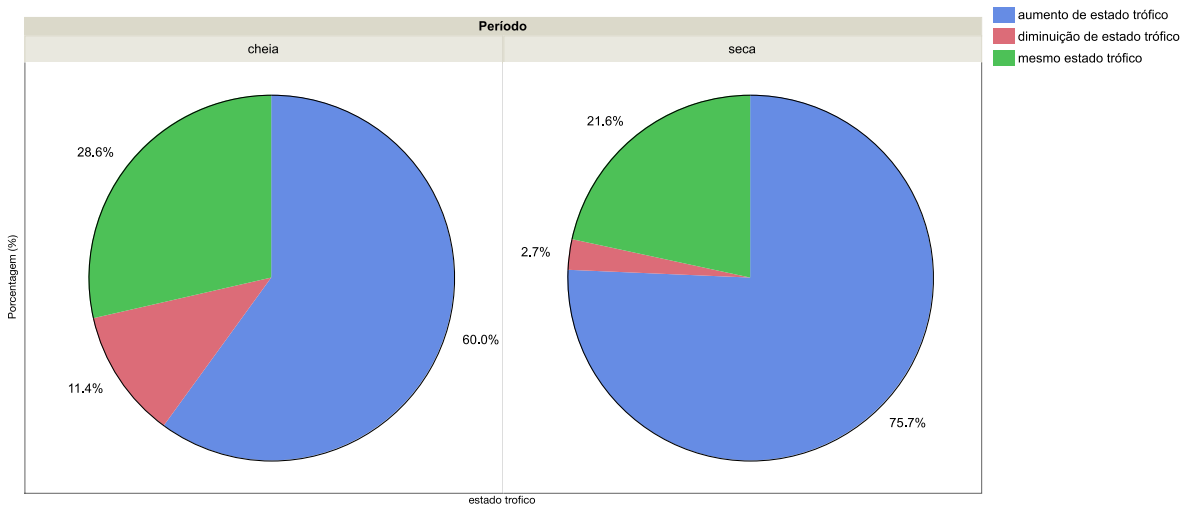


Figura 16: Percentual (%) de mudança no índice de estado trófico entre o afluente e o efluente da mesma piscicultura em período de chuva e de seca.

Em relação à variação sazonal (Figura 17), não houve efeito da mudança de período sazonal na eutrofização dos ambientes. Os afluentes das pisciculturas, em geral, apresentaram manutenção do estado trófico entre os períodos de seca e chuva (51%). Apenas cerca de 34% aumentaram o estado trófico entre os períodos de seca e chuva, e 14% apresentaram redução do índice de estado trófico. Os efluentes também se mantiveram, em sua maioria (43%), no mesmo enquadramento em relação ao índice de estado trófico. Cerca de 30% deles aumentaram o índice de estado trófico e cerca de 26% diminuíram o índice de estado trófico.

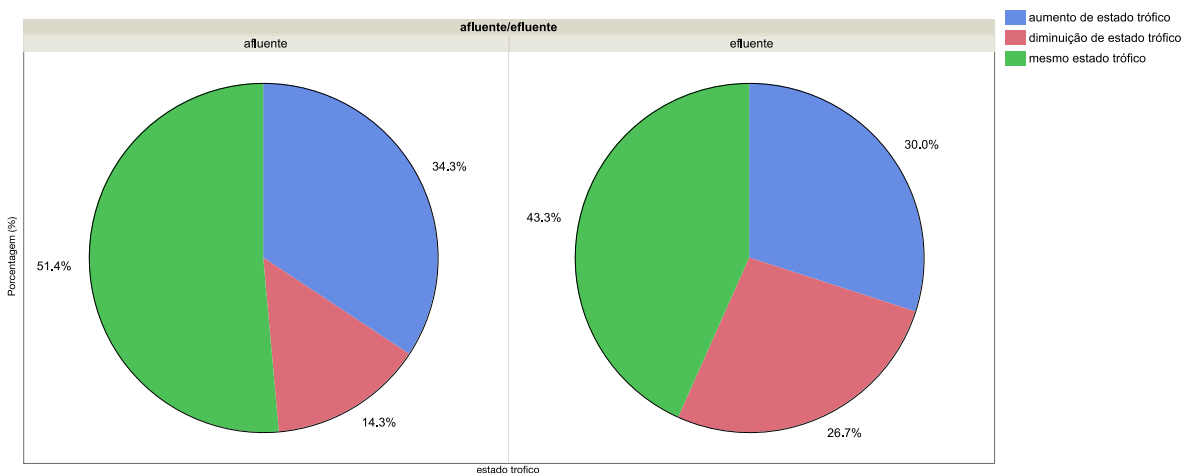


Figura 17: Percentual (%) de mudança no índice de estado trófico entre os períodos de seca e chuva no mesmo ambiente (afluente e efluente).

Emissão de N e P para o Paraíba do sul

Todas as pisciculturas, que tiveram a vazão de efluente mensurada, apresentam juntas uma vazão do efluente de aproximadamente 26,53 litros por segundo. Considerando a concentração de fósforo (variação de 11 a 872 µg/L) e nitrogênio (variação de 384 a 9916 µg/L), de cada efluente das pisciculturas, é possível estimar o fluxo médio de fósforo e nitrogênio para os ambientes a jusante das propriedades. Juntas, estas 24 pisciculturas exportaram cerca de 3 kg de nitrogênio e 0,38 kg de fósforo todos os dias. Em valores anuais, esta emissão corresponde a 1084 e 105 kg de nitrogênio e fósforo todos os anos.

Multivariada – Correlação

Encontramos correlação positiva durante a chuva (tabela 4) entre os parâmetros PT e as fontes nitrogenadas: NO_2^- , NT e NOT; sólidos totais e os nutrientes: NT, PT e NOT; sólidos suspensos e os nutrientes: NT e NOT; DBO e sólidos totais, e também os nutrientes: NO_2^- , NOT,

NT e PT; sólidos dissolvidos totais e NO_2^- ; turbidez e sólidos totais; clorofila de cianobactérias e PT e DBO; clorofila de algas verdes e PT e DBO; clorofila de algas marrons e NO_2^- e sólidos dissolvidos totais; cl- α e PT e DBO; tempo de residência e NO_3^- e DIN. Neste período houve correlação negativa entre o tempo de residência e o NOT, e a taxa de estocagem (gramas/litro) e o tempo de residência.

Tabela 4 – Matriz de correlação entre as variáveis monitoradas durante o período de chuva. V- variável; 1- NO₃⁻; 2- NO₂⁻; 3- NH₄⁺; 4- DIN; 5- NOT; 6- NT; 7- PO₄³⁻; 8- PT; 9- sólidos totais; 10- sólidos em suspensão; 11-DBO; 12- temperatura; 13- pH; 14- OD; 15- potencial de óxido-redução; 16- sólidos dissolvidos totais; 17- turbidez; 18- condutividade elétrica; 19- cl-α cianobactérias; 20- cl-α algas verdes; 21- cl-α algas marrons; 22- cl-α total; 23- transparência viveiro; 24- área; 25- volume; 26- tempo de residência viveiro; 27- taxa de estocagem de peixes por m²; 28- biomassa de peixes; 29- taxa de estocagem de biomassa por litro.

V	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9	V10	V11	V12	V13	V14	V15	V16	V17	V18	V19	V20	V21	V22	V23	V24	V25	V26	V27	V28	V29	
V1	1,00																													
V2	0,08	1,00																												
V3	0,11	0,01	1,00																											
V4	0,98	0,23	0,22	1,00																										
V5	-0,05	0,16	0,15	-0,01	1,00																									
V6	0,42	0,25	0,24	0,47	0,88	1,00																								
V7	0,10	-0,07	0,10	0,10	-0,06	0,00	1,00																							
V8	0,12	0,55	0,08	0,21	0,59	0,62	0,23	1,00																						
V9	0,12	0,23	0,09	0,16	0,88	0,85	0,00	0,55	1,00																					
V10	-0,03	0,12	0,14	0,01	0,91	0,81	-0,03	0,41	0,91	1,00																				
V11	0,13	0,52	-0,08	0,20	0,59	0,62	0,03	0,80	0,57	0,46	1,00																			
V12	-0,32	-0,24	-0,06	-0,35	0,15	-0,03	-0,12	-0,07	0,09	0,18	-0,01	1,00																		
V13	-0,18	-0,03	-0,03	-0,18	0,15	0,04	-0,05	0,06	0,08	0,09	0,18	0,24	1,00																	
V14	-0,23	0,16	-0,11	-0,21	-0,05	-0,15	0,04	0,00	-0,02	0,00	0,06	0,10	0,42	1,00																
V15	0,04	-0,21	-0,04	0,00	-0,04	-0,04	-0,21	-0,20	0,03	0,02	-0,14	0,39	0,01	-0,14	1,00															
V16	-0,05	0,67	-0,11	0,04	0,06	0,07	0,10	0,38	0,08	0,03	0,36	-0,37	-0,08	0,43	-0,64	1,00														
V17	0,20	-0,11	0,14	0,19	0,43	0,47	0,07	0,38	0,51	0,37	0,39	0,04	0,14	-0,07	0,20	-0,28	1,00													
V18	0,36	0,01	-0,09	0,33	0,00	0,15	0,16	0,11	0,28	-0,03	0,03	-0,06	-0,03	-0,17	0,21	-0,16	0,22	1,00												
V19	0,05	0,17	-0,06	0,06	0,33	0,32	-0,02	0,72	0,26	0,09	0,73	-0,01	0,17	-0,07	-0,04	0,05	0,46	0,11	1,00											
V20	0,09	0,43	0,00	0,15	0,34	0,37	0,00	0,81	0,28	0,10	0,75	-0,01	0,16	0,02	-0,09	0,25	0,38	0,06	0,92	1,00										
V21	0,02	0,58	-0,04	0,11	0,12	0,16	-0,11	0,33	0,06	0,03	0,42	-0,15	0,16	0,21	-0,26	0,57	-0,05	-0,09	0,11	0,30	1,00									
V22	0,07	0,30	-0,02	0,10	0,32	0,34	0,00	0,78	0,25	0,08	0,74	0,04	0,20	0,01	-0,07	0,14	0,44	0,07	0,94	0,99	0,26	1,00								
V23	-0,01	-0,14	-0,18	-0,04	-0,41	-0,23	0,14	-0,12	-0,11	-0,28	-0,22	0,03	-0,01	0,25	0,00	0,00	-0,13	0,04	-0,19	-0,23	-0,14	-0,23	1,00							
V24	0,21	0,00	-0,08	0,19	-0,06	0,15	-0,12	-0,12	-0,01	-0,11	-0,06	0,09	0,00	-0,17	0,05	-0,03	-0,14	0,10	-0,01	-0,10	0,11	-0,05	0,16	1,00						
V25	0,22	-0,03	-0,10	0,20	-0,08	0,16	-0,11	-0,13	-0,01	-0,13	-0,07	0,06	0,01	-0,18	0,06	-0,04	-0,14	0,13	-0,04	-0,12	0,11	-0,07	0,20	0,99	1,00					
V26	0,77	0,13	-0,11	0,71	-0,56	0,47	-0,11	-0,20	-0,19	-0,17	0,28	-0,16	-0,32	-0,36	-0,22	-0,11	-0,03	-0,05	-0,13	-0,19	-0,29	-0,21	0,15	0,80	0,81	1,00				
V27	-0,21	0,15	-0,03	-0,19	0,11	-0,13	0,01	0,10	0,02	0,13	-0,05	-0,17	-0,04	-0,08	-0,28	0,04	-0,10	0,14	0,13	0,20	-0,06	0,15	-0,34	-0,38	-0,35	-0,31	1,00			
V28	0,04	0,30	-0,06	0,07	0,22	0,17	-0,18	0,11	0,02	0,19	0,25	-0,25	-0,16	0,12	-0,28	0,22	-0,15	-0,15	0,27	0,20	0,24	0,22	-0,06	0,08	0,10	0,03	0,07	1,00		
V29	0,28	0,15	-0,14	0,27	-0,19	0,10	-0,12	0,01	0,05	0,07	0,05	-0,22	0,13	0,29	-0,20	0,09	-0,01	0,02	0,16	0,03	0,08	0,05	-0,09	-0,23	-0,23	-0,51	0,38	0,42	1,00	

Tabela 5 – Matriz de correlação entre as variáveis monitoradas durante o período de seca. V- variável; 1- NO₃⁻; 2- NO₂⁻; 3- NH₄⁺; 4- DIN; 5- NOT; 6- NT; 7- PO₄³⁻; 8- PT; 9- sólidos totais; 10- sólidos em suspensão; 11-DBO; 12- temperatura; 13- pH; 14- OD; 15- potencial de óxido-redução; 16- sólidos dissolvidos totais; 17- turbidez; 18- condutividade elétrica; 19- cl-α cianobactérias; 20- cl-α algas verdes; 21- cl-α algas marrons; 22- cl-α total; 23- transparência viveiro; 24- área; 25- volume; 26- tempo de residência viveiro; 27- taxa de estocagem de peixes por m²; 28- biomassa de peixes; 29- taxa de estocagem de biomassa por litro.

V	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9	V10	V11	V12	V13	V14	V15	V16	V17	V18	V19	V20	V21	V22	V23	V24	V25	V26	V27	V28	V29	
V1	1,00																													
V2	0,62	1,00																												
V3	0,29	0,22	1,00																											
V4	0,93	0,60	0,62	1,00																										
V5	0,35	0,43	-0,21	-0,09	1,00																									
V6	0,78	0,63	0,25	0,54	0,75	1,00																								
V7	0,25	0,23	0,18	0,28	0,06	0,18	1,00																							
V8	0,38	0,43	-0,01	0,29	0,48	0,62	0,29	1,00																						
V9	0,28	0,34	0,05	0,17	0,39	0,50	-0,02	0,37	1,00																					
V10	-0,01	0,00	-0,11	-0,06	0,09	0,04	0,12	0,28	-0,22	1,00																				
V11	0,45	0,55	0,07	0,39	0,42	0,63	0,30	0,88	0,40	0,11	1,00																			
V12	-0,08	0,01	-0,28	-0,22	0,19	-0,06	0,00	-0,03	-0,03	-0,19	0,02	1,00																		
V13	0,08	0,07	-0,13	0,01	0,15	0,13	0,02	0,09	0,09	0,06	0,02	0,22	1,00																	
V14	-0,28	-0,20	-0,29	-0,31	0,08	-0,05	0,13	0,24	-0,01	0,17	0,22	-0,02	0,42	1,00																
V15	-0,24	-0,16	0,17	-0,02	-0,45	-0,40	-0,10	-0,31	-0,23	-0,14	-0,25	-0,11	-0,41	-0,26	1,00															
V16	0,42	0,54	0,05	0,24	0,26	0,35	-0,04	0,06	0,40	-0,09	0,08	-0,06	0,27	-0,24	-0,28	1,00														
V17	0,45	0,49	0,00	0,37	0,42	0,63	0,24	0,76	0,39	0,19	0,73	0,06	0,17	0,18	-0,33	0,14	1,00													
V18	0,12	0,17	-0,02	0,05	0,11	0,12	0,20	0,01	0,14	-0,12	-0,01	0,05	0,31	-0,09	-0,24	0,47	0,00	1,00												
V19	0,32	0,45	-0,10	0,23	0,44	0,57	0,19	0,84	0,41	0,03	0,82	-0,13	-0,03	0,21	-0,31	0,06	0,71	0,00	1,00											
V20	0,34	0,46	-0,04	0,25	0,47	0,61	0,21	0,94	0,42	0,12	0,92	-0,06	0,03	0,26	-0,32	0,08	0,74	0,00	0,94	1,00										
V21	0,38	0,48	-0,05	0,31	0,41	0,60	0,20	0,86	0,42	0,02	0,88	-0,03	0,04	0,20	-0,27	0,05	0,72	-0,01	0,93	0,96	1,00									
V22	0,34	0,47	-0,06	0,26	0,46	0,61	0,20	0,92	0,43	0,09	0,90	-0,07	0,02	0,25	-0,31	0,07	0,74	0,00	0,96	1,00	0,97	1,00								
V23	-0,47	-0,29	-0,12	-0,40	-0,40	-0,60	-0,28	-0,49	-0,47	-0,14	-0,47	0,20	0,01	-0,34	0,43	-0,07	-0,67	0,02	-0,37	-0,41	-0,37	-0,40	1,00							
V24	-0,03	0,13	0,00	0,03	-0,01	0,05	0,06	0,03	0,02	-0,12	0,23	-0,01	-0,02	-0,06	0,13	0,21	0,05	0,01	-0,02	0,03	-0,02	0,02	0,00	1,00						
V25	-0,03	0,12	-0,04	0,01	-0,01	0,03	0,02	0,02	-0,01	-0,11	0,19	-0,01	0,00	-0,06	0,13	0,23	0,04	0,03	-0,02	0,01	-0,01	0,01	0,00	0,99	1,00					
V26	0,09	-0,03	-0,12	0,05	-0,04	0,00	0,02	0,26	-0,02	-0,16	0,06	-0,22	-0,14	0,01	0,01	-0,01	0,05	-0,05	0,46	0,66	0,37	0,64	0,00	0,17	0,17	1,00				
V27	0,08	-0,06	-0,05	0,03	0,12	0,12	-0,07	-0,04	0,09	-0,14	-0,21	-0,24	0,14	0,13	-0,12	0,08	0,10	0,09	-0,09	-0,17	-0,07	-0,15	0,00	-0,25	-0,24	-0,20	1,00			
V28	0,04	-0,06	0,07	0,06	0,13	0,16	-0,03	-0,09	-0,14	-0,10	0,07	-0,27	-0,29	0,02	0,20	-0,12	-0,05	-0,12	0,02	-0,06	-0,05	-0,06	0,00	0,68	0,70	0,02	0,02	1,00		
V29	0,34	-0,12	0,02	0,24	-0,03	0,15	-0,15	-0,06	-0,10	-0,19	-0,19	-0,34	-0,11	0,06	-0,19	-0,06	-0,10	-0,11	0,14	-0,07	-0,08	-0,07	0,00	-0,24	-0,21	0,18	0,53	0,15	1,00	

Durante a seca (tabela 5), encontramos correlação positiva entre os parâmetros NO_2^- e NO_3^- ; NT e as demais fontes nitrogenadas: NO_2^- , NO_3^- , DIN e NOT; PT e NT; sólidos totais e NT; DBO e os nutrientes, NO_2^- , NT e PT; sólidos dissolvidos totais e NO_2^- ; turbidez e DBO, e os nutrientes: NT e PT; todas as clorofilas (α , cianobactérias, verdes e marrons) com o NT, PT, turbidez e DBO; tempo de residência e clorofila de algas verdes e cl- α . Houve correlação negativa entre a transparência do viveiro e turbidez, e o NT.

Análise de dispersão das variáveis amostradas

A análise de componentes principais realizadas com os parâmetros temperatura, OD; turbidez; nitrogênio total e fósforo total evidenciou o efeito da sazonalidade. O período seco é marcado por maiores valores de oxigênio, turbidez e fósforo total e possui águas mais frias, enquanto o período cheio é representado por maior temperatura da água e menores concentrações de oxigênio, turbidez e fósforo total. De maneira geral, também é possível separar os efluentes dos afluentes. A maioria dos efluentes possuem maiores valores de fósforo, nitrogênio e turbidez, porém são menos oxigenados. Já os afluentes são em sua maioria mais bem oxigenados, e possuem menores concentrações de fósforo, nitrogênio e menor turbidez. Os dois eixos explicaram, juntos, cerca de 56% da variabilidade dos dados.

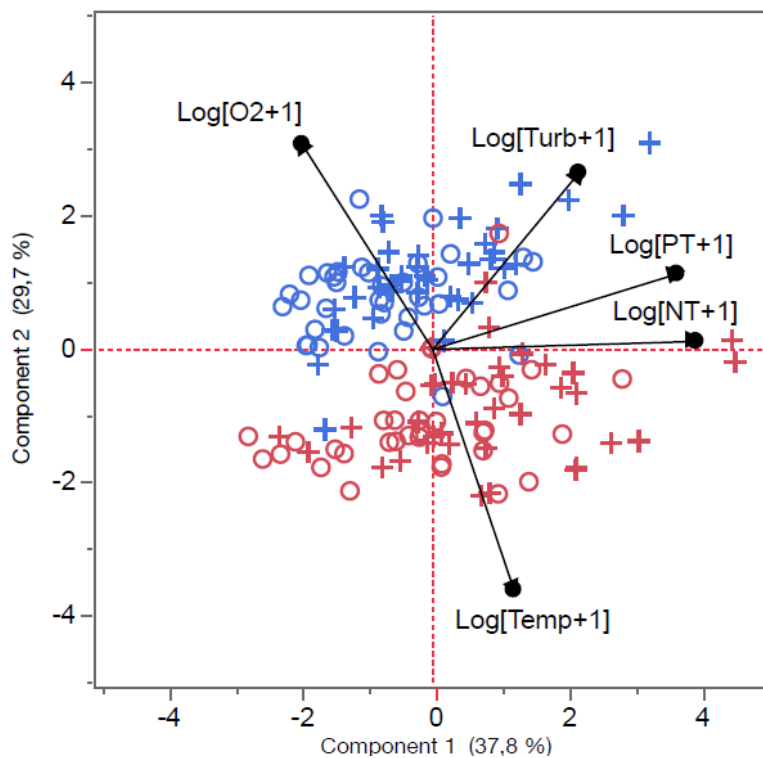


Figura 11: Análise de componentes principais dos dados de afluentes e efluentes, durante a seca e a chuva, para as variáveis: temperatura; oxigênio dissolvido (O2); turbidez (Turb); nitrogênio total (NT); e fósforo total (PT). Os dados em azul representam a seca, e vermelho a chuva. O símbolo “o” representa os dados de afluente, e o símbolo “+” os dados de efluente.

Discussão

Neste trabalho investigamos o impacto das pisciculturas tropicais em vale, quanto aos processos de eutrofização dos recursos hídricos, os controladores deste processo e o efeito da sazonalidade. Independentemente do período sazonal, no nosso trabalho não encontramos nenhuma correlação entre biomassa de peixes (analisado como taxa de estocagem) e emissão de nutrientes como descrito pelo trabalho de Olsen e colaboradores (2008). As correlações positivas estavam relacionadas sempre aos nutrientes (nitrogenados e fosfatados), sólidos, clorofila e DBO. Essa relação direta já foi discutida em muitos trabalhos, demonstrando que os nutrientes oriundos da decomposição da matéria orgânica, que também contribuem para o aumento do DBO, são substratos para a produtividade primária, que pode aumentar a concentração de sólidos no ambiente aquático, aumentando a turbidez e diminuindo a transparência da água (BACCARIN; CAMARGO, 2005; BERMAN; BRONK, 2003; COLDEBELLA et al., 2018; CRIPPS; BERGHEIM, 2000; MALLASEN et al., 2012; MONTANHINI NETO; OSTRENSKY, 2015; SIPAÚBA-TAVARES et al., 2014; TRAVAINI-LIMA et al., 2016; XU; BOYD, 2016).

Além da excreção de nutrientes pelos peixes e perdas alimentares, a qualidade do efluente nos sistemas de criação de peixes está relacionada a diversos outros fatores, entre eles, a qualidade da água de origem (afluente); tipo de cultivo; tempo de residência de água; manejo empregado (uso de produtos químicos, sistema de despesca e preparo de viveiros); espécies cultivadas; dinâmica do sedimento; quantidade e composição do alimento suplementado (ração) (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010b). Entretanto no nosso trabalho não encontramos correlação positiva para o tempo de residência para a maioria dos nutrientes, somente para NO_3^- e DIN durante a chuva e para a produtividade primária de algas verdes e $\text{cl-}\alpha$, durante a seca, além da correlação negativa com o NOT durante a chuva. Este resultado pode ser explicado pelo fato dos sistemas de pisciculturas normalmente apresentarem controles de vazão que permitem

que ocorra maior diluição da água presente nos viveiros, diminuindo os efeitos do tempo de residência, como ocorre em reservatórios de abastecimento (RUEDA et al., 2006).

No nosso trabalho observamos que os afluentes destas pisciculturas já chegam ao sistema de produção em estado mesotrófico (IET entre 52 e 59), caracterizado com uma carga considerável de PT e $cl-\alpha$. Isso mostra que na maioria das vezes o sistema é eutrofizado desde a montante das pisciculturas. Observamos também que a maioria das pisciculturas apresenta o efluente caracterizado pelo IET como supereutrófico (IET entre 59 e 63). A mudança da classificação de estado trófico de mesotrófico do afluente para supereutrófico do efluente, aumentando esse estado trófico na maioria das pisciculturas independente da sazonalidade mostra, novamente, o papel eutrofizante das pisciculturas para os ambientes a jusante delas, e evidencia a necessidade de se tratar esses efluentes.

O potencial de eutrofização das pisciculturas, também descritos por outros autores que analisam os fatores abióticos e bióticos, comprovam o impacto ambiental desta atividade (BOYD; MCNEVIN, 2015; CAO et al., 2007; GONZAGA et al., 2008; MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010; PORCIÚNCULA, 2009; SIMÕES et al., 2007; YEO et al., 2004). Muitos trabalhos propõem métodos de controle da eutrofização dos efluentes gerados pela piscicultura, como por exemplo os sistemas multitróficos integrados; utilização de leitos cultivados “wetlands” artificiais; controle da biomassa econômica de peixes; uso de sistemas de recirculação de água; uso de rações com nutrientes funcionais mais digestíveis; e uso de biorreatores (CYRINO et al., 2010; ESTIM, 2015; HUNDLEY; NAVARRO, 2013; JÚNIOR, et al., 2005; SHARRER et al., 2016; TING et al., 2018; TURCIOS; PAPENBROCK, 2014). Corroborando com o trabalho de Mercante et. al. (2004), que não observaram diferenças no efluente entre os diferentes períodos sazonais, o nosso trabalho apresentou o mesmo resultado quando comparamos as mudanças dos estados tróficos entre seca e chuva.

O IET proposto por Lamparelli (2004) utiliza os dados de $cl-\alpha$ e PT, e estes parâmetros apresentaram maiores concentrações no efluente do que no afluente. O PT e $cl-\alpha$ estão diretamente relacionados, pois com o aumento de PT no ambiente, geralmente ocorre estímulo a produtividade primária (fitoplâncton). Mesmo que não tenhamos encontrado diferenças

significativas de sazonalidade para PT e $cl-\alpha$, outros autores descreveram uma forte relação do período de chuvas com o aumento do PT e $cl-\alpha$ (TRAVAINI-LIMA et al, 2016), e este aumento poderia estar relacionado com o período de maior produtividade de peixes (verão), pelo aumento da temperatura que favorece o maior apetite de peixes, e por consequência aumento das taxas de arraçoamento, que produz também mais fezes e resíduos de ração (KUBITZA, 2011; PANDIT; NAKAMURA, 2010), além da entrada de mais nutrientes na água carregados pelas chuvas (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2007).

Mesmo que não tenhamos encontrado diferença significativa para a maioria dos parâmetros (NO_2^- ; NT; PT; $cl-\alpha$; DBO; sólidos totais e pH) entre os diferentes períodos sazonais, observamos nos nossos dados que no período de chuva tanto o afluente, quanto o efluente das pisciculturas apresentaram valores significativamente maiores para os parâmetros temperatura, NH_4^+ , sólidos dissolvidos totais e OD assim como os parâmetros NO_3^- , turbidez e ortofosfato, quando comparado ao período de seca.

As concentrações de sólidos suspensos totais aumentam significativamente durante o período de chuva, provavelmente como consequência também da entrada de material alóctone (orgânico e inorgânico) carregado pelas chuvas. Essa também é uma explicação possível para os altos teores de ortofosfato e turbidez do efluente durante a chuva (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2014).

As reações de nitrificação da amônia (degradação da matéria orgânica) são mais rápidas com pH entre 7,0 a 8,0 e em temperaturas de 25°C a 35°C (BOYD; TUCKER, 1998), por isso as concentrações de NH_4^+ e NO_3^- poderiam estar maiores no período de chuva, com entrada de grande carga de matéria orgânica carregada pelas chuvas, e também pelo aumento da alimentação dos peixes em temperaturas mais altas.

A temperatura, que foi significativamente maior na chuva do que na seca em nosso trabalho, também exerceu grande influência sobre as baixas concentrações do OD, devido à baixa solubilidade do OD em temperaturas mais altas (período de chuva) (TROMANS, 1998).

Mais pisciculturas apresentaram concentrações de OD abaixo da CONAMA 357, durante o período de chuva do que no de seca, tanto no afluente (68%) quanto no efluente

(75%). A baixa concentração de OD na água pode estar relacionada ao período mais quente durante as chuvas, onde as altas temperaturas diminuem a solubilidade do OD na água (TROMANS, 1998). Em nosso trabalho também observamos aumento do número de pisciculturas com DBO acima do nível dos valores preconizados pela resolução do CONAMA nº 357 de 2005 durante o período de chuva para o afluente, enquanto para o efluente se manteve praticamente para o mesmo número de pisciculturas. Em outro trabalho os autores discutiram o efeito de chuvas sobre os parâmetros físicos, químicos e biológicos de viveiros sequenciais de peixes, e como o período chuvoso aumentou os processos de eutrofização, principalmente pela entrada de matéria orgânica e material particulado alóctone no afluente do sistema de produção, aumentando assim os níveis de nutrientes (BANAS et al., 2002; SIPAÚBA-TAVARES et al., 2007).

Muitos parâmetros analisados estão interrelacionados e o manejo tem influência direta na limnologia dos sistemas de cultivo, por exemplo: o aumento na concentração de cálcio, realizado pelo manejo de calagem de viveiros pode acarretar na elevação da alcalinidade e pH. Em água com pH elevado o nitrogênio é transformado em amônia gasosa escapando para a atmosfera (PILLARY, 1992). Este é um manejo importante para reduzir as cargas de nitrogênio das pisciculturas para os ambientes a jusante.

Muitas pisciculturas apresentaram o NT medido nos afluente (30%) e no efluente (mais de 50%) acima dos valores preconizados pela resolução do CONAMA nº 357 de 2005, em ambos os períodos sazonais. Por outro lado, poucas pisciculturas excederam a norma do afluente (6%) e do efluente (14%) para PT, e o afluente ultrapassou os limites estabelecidos por esta resolução somente no período de chuva (3%). Em outro trabalho os autores encontraram o inverso, pisciculturas com baixas concentrações de NT, e com altas concentrações PT, onde descreveram que a abundância cianobactérias encontradas nos viveiros de peixes estava relacionada às altas concentrações de PT encontradas (COSTA et al., 2014), entretanto não sabemos o porquê dos nossos resultados terem sido diferentes .

Neste trabalho, observamos que a maioria das pisciculturas tinha seus efluentes com concentrações de $Cl-\alpha$ acima dos valores preconizados pela resolução do CONAMA nº 357 de

2005, principalmente durante a chuva (cerca de 70%). Essa alta concentração de cl- α esteve mais relacionada às algas verdes, do que as demais algas, seguidas pelas cianobactérias e algas marrons para os efluentes, nos diferentes períodos sazonais. Mesmo que as algas verdes tenham sido as mais abundantes, no período de chuva observamos um leve aumento na concentração de cianobactérias comparado com a seca. Apesar da importância do fitoplâncton para o crescimento de peixes de água doce, como alimento natural, alguns estudos no Brasil examinaram florações e dominância dos grupos de algas nesses sistemas, e assim como o nosso, raros estudos relataram as cianobactérias como as algas mais abundantes em pisciculturas (SANT'ANNA et al., 2006; MINILLO; MONTAGNOLLI, 2006).

Quando há ocorrência de cianobactérias, estas não são desejadas nos sistemas de produção de peixes, pois são bases pobres para as cadeias alimentares aquáticas; não contribuem muito com a oxigenação da água; possuem hábitos de crescimento indesejáveis; além de serem potencialmente produtores de toxinas (por exemplo, hepatotoxinas, neurotoxinas) e compostos com sabor e odor desagradáveis “off flavor”, como por exemplo a geosmina (DZIALOWSKI et al., 2009; PAERL et al.; 2011; PAERL; TUCKER, 1995). Além disto, as toxinas podem acumular na musculatura e vísceras dos peixes prejudicando a qualidade do pescado (MAGALHÃES et al., 2001; SOARES et al., 2004; CHORUS et al., 2007, ROMO et al. 2012). No Estado de São Paulo, Eler e Espíndola (2006) encontraram microcistinas em 46% dos 30 viveiros analisados por eles, dos quais dois viveiros estavam com altos níveis destas. No estado do Rio de Janeiro, Costa et al. (2014), detectaram microcistina em 100% dos 5 viveiros analisados, em pelo menos em uma das coletas, na água e na musculatura dos peixes.

Alguns trabalhos têm demonstrado formas de controle de cianobactérias toxigênicas, para isso têm testado a eficiência de algicidas como ácidos graxos insaturados, lisina, ácido ferúlico, antraquinona, artemisinina, sulfato de cobre (CuSO₄), cloro, carbonato de cálcio (CaCO₃) permanganato de potássio (KMnO₄), ozônio e o peróxido de hidrogênio (H₂O₂) (FAN et al., 2013; GIRI; BOYD, 2000; SCHRADER, 2003). Em um trabalho os autores demonstraram que o H₂O₂ pode ser um algicida rápido e eficaz para o controle de cianobactérias toxigênicas quando administrado adequadamente, onde na dose de 6,7 mg L⁻¹ foi eficaz no

controle de cianobactérias tóxicas e da hepatotoxina, microcistina, em um tanque de aquicultura hipereutrófico (YANG et al., 2018).

Uma única piscicultura (3%) teve concentração de sólidos totais do efluente acima dos valores preconizados pela resolução do CONAMA nº 357 de 2005 durante o período de chuva (meses mais quentes), enquanto que na seca 27% das pisciculturas tiveram as concentrações de turbidez do efluente acima da norma na seca (15%). Pisciculturas são sistemas rasos onde qualquer movimento de natação dos peixes pode promover a suspensão dos sedimentos (bioturbação) aumentando assim a suspensão de sólidos na água, e por consequência a turbidez (ADÁMEK; MARŠÁLEK, 2013; HOU et al., 2018; PHAN-VAN et al., 2008).

Confirmando as observações já descritas na abordagem univariada no afluente e efluente das pisciculturas nos períodos de seca e chuva, a análise dos componentes principais identificou que o principal gradiente de variação contido nos dados (PC1) representava aproximadamente 37,8% da variabilidade total e estava positivamente associado à turbidez, nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) e negativamente relacionado ao oxigênio dissolvido (OD). Em ambientes mais eutrofizados, caracterizados neste trabalho pelos efluentes, normalmente ocorre depleção do oxigênio devido ao alto consumo pela respiração dos organismos aquáticos, enquanto os níveis de NT e PT, substratos para o crescimento do fitoplâncton encontra-se alto no sistema, assim como a turbidez, que pode estar relacionada à alta floração (BOYD, 2006; COSTA et. al., 2013; MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010). O segundo componente de variação (PC2) representou 29,7% da variabilidade e foi positivamente associado ao oxigênio dissolvido (OD) e negativamente associado à temperatura da água, explicado pela baixa solubilidade, e conseqüentemente, baixas concentrações de OD em ambientes aquáticos com temperaturas mais altas (TROMANS, 1998).

Conclusão

Podemos concluir neste trabalho que os afluentes de pisciculturas já entram nos sistemas de cultivos com carga relevante de nutrientes, principalmente as nitrogenadas, podendo aumentar ainda mais o efeito da eutrofização e a ocorrência de cianobactérias após a passagem

pelo sistema de produção de peixes, gerando pescado de má qualidade, e efluentes poluentes e de difícil legalização ambiental.

Assim, concluímos que pisciculturas em sistema semi-intensivo sem tratamento de efluentes podem contribuir significativamente para o aumento das concentrações de N e P nos corpos hídricos à jusante, e por isso devem ser derivadas para um efetivo sistema de tratamento de efluentes para mitigação deste impacto, durante todo o ciclo de produção da aquicultura, e nos diferentes períodos sazonais.

Agradecimentos

Ao Comitê de Bacias Hidrográficas do Médio Paraíba do Sul – CBH-MPS e AGEVAP pela concessão de auxílio financeiro, para execução dos trabalhos de pesquisa, no âmbito do projeto de doutorado “Manejo Ecológico Aplicado ao Tratamento da Aquicultura Continental”.

Referências bibliográficas

- AB'SÁBER, A.N. The Natural Organization of Brazilian Inter- and Subtropical Landscapes. *Revista do Instituto Geológico, São Paulo*, 21 (1/2), 57-70, 2000. Contribuição à geomorfologia da área dos cerrados. In: Simpósio sobre o Cerrado, São Paulo, Editora da USP, p. 117-124. 1963.
- ABNT. NBR 10664- Águas: Determinação de resíduos sólidos – método gravimétrico. **Associação Brasileira de Normas Técnicas**, Rio de Janeiro, 1989.
- ADÁMEK, Z.; MARŠÁLEK, B. Bioturbation of sediments by benthic macroinvertebrates and fish and its implication for pond ecosystems: A review. **Aquaculture International**, v. 21, n. 1, p. 1–17, 2013.
- ALMEIDA, R. M. et al. Phosphorus transport by the largest Amazon tributary (Madeira River, Brazil) and its sensitivity to precipitation and damming. **Inland Waters**, v. 5, n. 3, p. 275–282, 2015.
- Anuário PeixeBR da Piscicultura 2019.** , 2019.
- ARBIV, R.; VAN RIJN, J. Performance of a treatment system for inorganic nitrogen removal in intensive aquaculture systems. **Aquacultural Engineering**, 1995.
- AVNIMELECH, Y. Minimal discharge from intensive fish ponds. **World Aquaculture**, v. 29, n. 1, p. 32–37, 1998.
- BACCARIN, A. E.; CAMARGO, A. F. M. Characterization and evaluation of the impact of feed management on the effluents of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) culture. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 48, n. 1, p. 81–90, 2005.

- BACCARIN, A. E.; FRASCÁ-SCORVO, C. M. D.; NOVATO, P. F. C. Níveis de nitrogênio e fósforo na água de tanques de cultivo de tilápia vermelha submetidas a diferentes manejos alimentares. **Acta Scientiarum**, v. 22, n. 2, p. 485–489, 2000.
- BANAS, D.; LEGLIZE, L.; PIHAN, J. Discharge of sediments , nitrogen (N) and phosphorus (P) during the emptying of extensive fishponds : effect of rain-fall and management practices. n. 1994, p. 29–38, 2002.
- BERMAN, T.; BRONK, D. A. Dissolved organic nitrogen: A dynamic participant in aquatic ecosystems. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 31, n. 3, p. 279–305, 2003.
- BOMFIM, M. A. D. Estratégias Nutricionais para Redução das Excreções de Nitrogênio e Fósforo nos Sistemas de Produção de Peixes no Nordeste: Sustentabilidade Ambiental e Aumento da Produtividade. **Rev. Cient. Prod. Anim.**, v. 15, n. 2, p. 122–140, 2013.
- BOYD, C. E. The Chemical Oxygen Demand of Waters and Biological Materials from Ponds. **Transactions of the American Fisheries Society**, 1973.
- BOYD, C. E. **Water Quality for Pond Aquaculture** International Center Experimental Station, 1998.
- BOYD, C. E. **Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level**. Aquaculture. **Anais...2003**
- BOYD, C. E. et al. Role of aquaculture pond sediments in sequestration of annual global carbon emissions. **Environmental Pollution**, 2010.
- BOYD, C. E.; MCNEVIN, A. A. **Aquaculture, Resource Use, and the Environment**. [s.l.: s.n.].
- BOYD, C. E.; MUSIG, Y. Orthophosphate uptake by phytoplankton and sediment. **Aquaculture**, 1981.
- BOYD, C. E.; SCHMITTOU, H. R. Achievement of sustainable aquaculture through environmental management. **Aquaculture Economics and Management**, 1999.
- BOYD, C. E.; TUCKER, C. S. **Pond Aquaculture Water Quality Management**. [s.l.: s.n.].
- BRASIL.MINISTÉRIO DA SAÚDE. SECRETARIA DE VIGILÂNCIA EM SAÚDE. DEPARTAMENTO DE VIGILÂNCIA EM SAÚDE AMBIENTAL E SAÚDE DO TRABALHADOR. **CIANOACTÉRIAS / CIANOTOXINAS: Procedimentos de Coleta, Preservação e Análise**. 1ª ed. Brasília: [s.n.].
- BRASIL. **Resolução CONAMA nº430 de 13 de maio de 2011** Brasília CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE-CONAMA, , 2011.
- BUN, S. et al. Suspended Solid and Nitrate Removal from Aquaculture System Wastewater by Different Approaches Suspended solid and nitrate removal from aquaculture system wastewater by different approaches. n. February 2018, 2017.
- CAO, L. et al. Environmental impact of aquaculture and countermeasures to aquaculture pollution in China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 14, n. 7, p. 452–462, 2007.
- CARACO, N. et al. Vascular Plants as Engineers of Oxygen in Aquatic Systems. **BioScience**, v. 56, n. 3, p. 219, 2006.
- CASTRO L. S.; MENEZES C. T. J., P M G.; MARUYAMA, L. C. B. & M. Perspectivas Da Atividade De Pesqueiros No Alto Tietê: Contribuição À Gestão De Usos Múltiplos Da Água. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 32, n. 1, p. 1–14, 2006.
- CHÁVEZ-CROOKER, P.; OBREQUE-CONTRERAS, J. **Bioremediation of aquaculture wastes** **Current Opinion in Biotechnology**, 2010.
- CHEN, Z. et al. Hydroponic root mats for wastewater treatment—a review. **Environmental**

Science and Pollution Research, 2016.

- COLDEBELLA, A. et al. Effluents from Fish Farming Ponds : A View from the Perspective of Its Main Components. p. 1–16, 2018.
- COSTA, S. M. et al. Low water quality in tropical fishponds in southeastern Brazil World aquaculture production has increased 39-fold from 1957 to 2008 and contributes significantly to global fish production for human consumption , now surpassing the supply of wild-caught. **Anais da Academia Brasileira de Ciencias**, v. 86, n. 3, p. 1181–1195, 2014.
- CRIPPS, J. A system for the treatment of sludge from. v. 11, n. 4, p. 279–287, 1998.
- CRIPPS, S. J.; BERGHEIM, A. Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems. v. 22, p. 33–56, 2000.
- CYRINO, JOSÉ EURICO POSSEBON; BICUDO, ÁLVARO JOSÉ DE ALMEIDA; SADO, RICARDO YUJI; DAIRIKI, J. K. A piscicultura e o ambiente – o uso de alimentos ambientalmente corretos em piscicultura. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 39, n. suplemento especial, p. 68–87, 2010.
- DA, E.; CONTENDO, A. **POTENTIAL USE OF GRAVEL AND EXPANDED CLAY IN THE TOXICITY REDUCTION OF AQUACULTURE EFFLUENTS CONTAINING DIFLUBENZURON**. 2013
- DAUDA, A. B. et al. Waste production in aquaculture: Sources, components and managements in different culture systems. **Aquaculture and Fisheries**, v. 4, n. 3, p. 81–88, 2019.
- DE CASTRO, G. M. et al. Treatment of Dairy Effluents in Wetlands Systems With Floating Aquatic Macrophytes. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 2, p. 25, 2017.
- DEMARS, B. O. L.; EDWARDS, A. C. Tissue nutrient concentrations in freshwater aquatic macrophytes: High inter-taxon differences and low phenotypic response to nutrient supply. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 11, p. 2073–2086, 2007.
- DI LUCA, G. A. et al. Nitrogen and phosphorus removal and *Typha domingensis* tolerance in a floating treatment wetland. **Science of the Total Environment**, v. 650, p. 233–240, 2019.
- DIPU, S.; KUMAR, A. A.; THANGA, V. S. G. Phytoremediation of dairy effluent by constructed wetland technology. **Environmentalist**, v. 31, n. 3, p. 263–278, 2011.
- ELER, M. N.; MILLANI, T. J. Métodos de estudos de sustentabilidade aplicados a aquicultura Sustainable development in aquiculture : **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 36, n. suplemento especial, p. 33–44, 2007.
- ESTEVES, F. Considerations on the ecology of wetlands with emphasis on brasilian floodplain ecosystems. **Oecologia Brasiliensis**, 1998.
- ESTIM, A. Integrated multitrophic aquaculture. In: **Aquaculture Ecosystems: Adaptability and Sustainability**. [s.l: s.n.].
- FAN, J. et al. Evaluating the effectiveness of copper sulphate, chlorine, potassium permanganate, hydrogen peroxide and ozone on cyanobacterial cell integrity. **Water Research**, 2013.
- FAO. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2018-Meeting the sustainable development goalsFAO 2018**. [s.l: s.n.].
- FINDLAY, D. L.; PODEMSKI, C. L.; KASIAN, S. E. M. Aquaculture impacts on the algal and bacterial communities in a small boreal forest lake. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 2009.
- FONDER, N.; HEADLEY, T. Systematic classification, nomenclature and reporting for

constructed treatment wetlands. In: **Water and Nutrient Management in Natural and Constructed Wetlands**. [s.l: s.n.].

- FURUYA, W. M. et al. NÍVEIS DE PROTEÍNA E FITASE EM RAÇÕES DE TERMINAÇÃO PARA A TILÁPIA DO NILO (*Oreochromis niloticus*). p. 11–17, 2005.
- GIRI, B. J.; BOYD, C. E. Effects of Frequent, Small Doses of Calcium Carbonate on Water Quality and Phytoplankton in Channel Catfish Ponds. **North American Journal of Aquaculture**, 2000.
- GONZAGA, G.; ANTONIO, H.; MONTEIRO, F. Valor nutritivo de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. **Acta Scientiarum**, 2002.
- GONZAGA, G.; ANTONIO, H.; MONTEIRO, F. IMPACTO DAS ATIVIDADES DE AQUICULTURA E SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES COM MACRÓFITAS AQUÁTICAS – RELATO DE CASO. **Boletim do Instituto de Pesca**, 2008.
- HE, J. et al. Dry and wet atmospheric deposition of nitrogen and phosphorus in Singapore. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 16, p. 2760–2768, 2011.
- HENARES, M. N. P. et al. IMPACTO DA MANUTENÇÃO DE REPRODUTORES DE *Macrobrachium rosenbergii* NA QUALIDADE DA ÁGUA. **boletim Instituto de pesca**, v. 37, n. 2, p. 183–190, 2011.
- HENARES, M. N. P.; CAMARGO, A. F. M. Estimating nitrogen and phosphorus saturation point for *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms and *Salvinia molesta* Mitchell in mesocosms used to treating aquaculture effluent. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 4, p. 420–428, 2014.
- HENARES, M. N. P.; MEDEIROS, M. V.; CAMARGO, A. F. M. Overview of strategies that contribute to the environmental sustainability of pond aquaculture: rearing systems, residue treatment, and environmental assessment tools. **Reviews in Aquaculture**, p. 1–18, 2019.
- HENRY-SILVA, GUSTAVO GONZAGA; CAMARGO, A. F. M. O. DE EFLUENTES COM MACRÓFITAS AQUÁTICAS – RELATO DE CASO *. **B. Inst. Pesca, São Paulo**, v. 34, n. 1, p. 163–173, 2008.
- HENRY-SILVA, G. G. et al. Digestibilidade aparente de macrófitas aquáticas pela tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) e qualidade da água em relação às concentrações de nutrientes Apparent digestibility of aquatic macrophytes by Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and water. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 35, n. 3, p. 641–647, 2006.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Valor nutritivo de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. **Acta Scientiarum**, v. 24, n. 2, p. 519–526, 2002.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. **Scientia Agricola**, v. 63, n. 5, p. 433–438, 2006.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, L. E. Apparent digestibility of aquatic macrophytes by Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and water quality in relation nutrients concentrations. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 35, n. 3, p. 641–647, 2006.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M. Growth of free-floating aquatic macrophytes in different concentrations of nutrients. **Hydrobiologia**, v. 610, n. 1, p. 153–160, 2008.
- HENRY-SILVA, G. G.; MONTEIRO, F. Interações ecológicas entre as macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*. v. 32, n. 3, p. 445–452, 2005.

- HODGE, A. Tansley review. **New Phytologist**, n. 3, p. 9–24, 2004.
- HONCULADA PRIMAVERA, J.; GACUTAN, R. Q. Preliminary results of feeding aquatic macrophytes to *Penaeus monodon* juveniles. **Aquaculture**, 1989.
- HOU, Y. et al. Bioturbation by sea cucumbers *Apostichopus japonicus* affects sediment phosphorus forms and sorption characteristics. **Aquaculture Environment Interactions**, v. 10, n. August 2019, p. 201–211, 2018.
- HUNDLEY, G. C.; NAVARRO, R. D. AQUAPONIA: A INTEGRAÇÃO ENTRE PISCICULTURA E A HIDROPONIA. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável (RBAS)**, v. 3, n. 2, p. 52–61, 2013.
- HUPFER, M.; LEWANDOWSKI, J. Oxygen controls the phosphorus release from lake sediments - A long-lasting paradigm in limnology. **International Review of Hydrobiology**, v. 93, n. 4–5, p. 415–432, 2008.
- JÚNIOR, VALDEMAR CAVALCANTE; ANDRADE, LEILAMARA DO N.; BEZERRA, L. N.; GURJÃO, L. M. DE;; FARIAS, W. R. L. Reúso de água em um sistema integrado com peixes, sedimentação, ostras e macroalgas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. suplemento, p. 118–122, 2005.
- KHALIL, M. K.; RIFAAT, A. E. Seasonal fluxes of phosphate across the sediment-water interface in Edku Lagoon, Egypt. **Oceanologia**, v. 55, n. 1, p. 219–233, 2013.
- KRÖGER, R. et al. Plant senescence: A mechanism for nutrient release in temperate agricultural wetlands. **Environmental Pollution**, v. 146, n. 1, p. 114–119, 2007.
- KUBITZA, F. Qualidade Da Água Na Produção De Peixes -Parte I. **Aquicultura**, 1998.
- KUBITZA, F. Tilápia: Tecnologia e planejamento na produção comercial. **Tropical Agriculture and Development**, 2011.
- LACOU, P.; FREEDMAN, B. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. **Environmental Reviews**, v. 14, n. 2, p. 89–136, 2006.
- LEWIS, W. M. Basis for the protection and management of tropical lakes. **Lakes and Reservoirs: Research and Management**, 2000.
- LIU, S. et al. Methane and Nitrous Oxide Emissions Reduced Following Conversion of Rice Paddies to Inland Crab – Fish Aquaculture in Southeast China. 2016.
- LU, Q. et al. Phytoremediation to remove nutrients and improve eutrophic stormwaters using water lettuce (*Pistia stratiotes* L.). **Environmental Science and Pollution Research**, 2010.
- MACEDO, C. F.; SIPAUBA-TAVARES, L. H. Eutrophication and Water Quality in Pisciculture: Consequences and Recommendations. **Boletim Do Instituto De Pesca**, 2010.
- MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização E Qualidade Da Água Na Piscicultura: Consequências E Recomendações Eutrophication and Water Quality in Pisciculture: Consequences and Recommendations. **Bol. Inst. Pesca**, v. 36, n. 2, p. 149–163, 2010a.
- MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização E Qualidade Da Água Na Piscicultura: Consequências E Recomendações Eutrophication and Water Quality in Pisciculture: Consequences and Recommendations. **Bol. Inst. Pesca**, 2010b.
- MACIEL, P. O. et al. Trichodinidae in commercial fish in South America. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 28, n. 1, p. 33–56, 2018.
- MALLASEN, M. et al. Water quality in cage system fish farm in Ilha Solteira reservoir, SP [Qualidade da água em sistema de piscicultura em tanques-rede no reservatório de Ilha

- Solteira, SP]. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 38, n. 1, p. 15–30, 2012.
- MALMAEUS, J. M.; RYDIN, E. A time-dynamic phosphorus model for the profundal sediments of Lake Erken, Sweden. **Aquatic Sciences**, v. 68, n. 1, p. 16–27, 2006.
- MARCANTONIO, A. S.; ROCHA, G. C. **ESTUDO DO IMPACTO AMBIENTAL DE EFLUENTES DE ATIVIDADES AGROPECUÁRIAS SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA Adriana**. Caxambu: Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 2007
- MARTÍNEZ-NIETO, P. et al. Biofertilizers and composting accelerators of polluting macrophytes of a Colombian lake. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, 2011.
- MARTINS, A. P. L. et al. Capacidade da *Typha dominguensis* na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na Bacia do Iraí - Paraná. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 324–330, 2007.
- MCCORMICK, P. V.; O'DELL, M. B. Quantifying Periphyton Responses to Phosphorus in the Florida Everglades: A Synoptic-Experimental Approach. **Journal of the North American Benthological Society**, 1996.
- MEDEIROS, M. V.; AUBIN, J.; CAMARGO, A. F. M. Life cycle assessment of fish and prawn production: Comparison of monoculture and polyculture freshwater systems in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 156, p. 528–537, 2017.
- MEES, J. B. R. et al. Removal of organic matter and nutrients from slaughterhouse wastewater by using *Eichhornia crassipes* and evaluation of the generated biomass composting. **Engenharia Agrícola**, 2009.
- MIAO, S. L. Rhizome growth and nutrient resorption: Mechanisms underlying the replacement of two clonal species in Florida Everglades. **Aquatic Botany**, 2004.
- MILSTEIN, A. Ecological aspects of fish species interactions in polyculture ponds. **Hydrobiologia**, 1992.
- MONTANHINI NETO, R.; OSTRENSKY, A. Nutrient load estimation in the waste of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L.) reared in cages in tropical climate conditions. **Aquaculture Research**, v. 46, n. 6, p. 1309–1322, 2015.
- MORIARTY, D. J. W. **The role of microorganisms in aquaculture ponds**. Aquaculture. Anais...1997
- MULDERIJ, G.; VAN NES, E. H.; VAN DONK, E. Macrophyte-phytoplankton interactions: The relative importance of allelopathy versus other factors. **Ecological Modelling**, 2007.
- NAIR, C. S.; KANI, K. M. Phytoremediation of Dairy Effluent Using Aquatic Macrophytes. **International Journal of Scientific & Engineering Research**, v. 7, n. 4, p. 253–259, 2016.
- NÜRNBERG, G. K. Trophic state of clear and colored, soft- and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. **Lake and Reservoir Management**, 1996.
- OLGUÍN, E. J. et al. Year-round phytofiltration lagoon assessment using *Pistia stratiotes* within a pilot-plant scale biorefinery. **Science of the Total Environment**, v. 592, p. 326–333, 2017.
- OSTI, J. A. S.; HENARES, M. N. P.; CAMARGO, A. F. M. The efficiency of free-floating and emergent aquatic macrophytes in constructed wetlands for the treatment of a fishpond effluent. **Aquaculture Research**, v. 49, n. 10, p. 3468–3476, 2018.
- PACU, J. DE et al. Fitase em rações para Juvenis de Pacu (. v. 34, n. 4, p. 489–496, 2000.
- PAERL, H. W.; TUCKER, C. S. Ecology of Blue- Green Algae in Aquaculture Ponds. **Journal of the World Aquaculture Society**, 1995.

- PANDIT, N. P.; NAKAMURA, M. Effect of High Temperature on Survival , Growth and Feed Conversion Ratio of Nile Tilapia , *Oreochromis niloticus*. p. 219–224, 2010.
- PATERNIANI, J E S; CONCEIÇÃO, C. H. Z. DA. UTILIZAÇÃO DA PRÉ-FILTRAÇÃO E FILTRAÇÃO LENTA NO TRATAMENTO DE ÁGUA PARA PISCICULTURA. **Revista Ecosistema**, v. 26, n. 1, p. 8–12, 2001.
- PELLETIER, N. L. et al. Impact categories for life cycle assessment research of seafood production systems: Review and prospectus. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 12, n. 6, p. 414–421, 2007.
- PETRUCIO, M. M.; ESTEVES, F. A. Influence of photoperiod on the uptake of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 3, p. 373–379, 2005.
- PORCIÚNCULA, Â. **Impactos Ambientais da Tilapicultura em Sistema Semi-Intensivo**. [s.l.] Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC, 2009.
- PUGLIESE, A.; BIDINI, G.; FANTOZZI, F. **Anaerobic digestion of macrophytes algae for eutrophication mitigation and biogas production**. Energy Procedia. **Anais...2015**
- PULKKINEN, K. et al. Intensive fish farming and the evolution of pathogen virulence: The case of columnaris disease in Finland. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 277, n. 1681, p. 593–600, 2010.
- REDDING, T.; TODD, S.; MIDLEN, A. The treatment of aquaculture wastewaters - a botanical approach. **Journal of Environmental Management**, v. 50, n. 3, p. 283–299, 1997.
- REDDY, K. R.; D'ANGELO, E. M.; DEBUSK, T. A. Oxygen transport through aquatic macrophytes: The role in wastewater treatment. **Journal of Environmental Quality**, 1990.
- REDDY, K. R.; DE BUSK, W. F. Nutrient Removal Potential of Selected Aquatic Macrophytes. **Journal of Environment Quality**, v. 14, n. 4, p. 459–462, 1985.
- REDDY, K. R.; DE BUSK, W. F. Nutrient Removal Potential of Selected Aquatic Macrophytes1. **Journal of Environment Quality**, v. 14, n. 4, p. 459, 20 jul. 2010.
- REDDY, K. R.; DEBUSK, T. A. State-of-the-art utilization of aquatic plants in water pollution control. **Water Science and Technology**, 1987.
- REHMAN, F. et al. **Constructed Wetlands: Perspectives of the Oxygen Released in the Rhizosphere of Macrophytes**Clean - Soil, Air, Water, 2017.
- ROCHA, C. B. et al. SUPLEMENTAÇÃO DA ENZIMA FITASE E O DESEMPENHO E RETENÇÃO MINERAL EM JUVENIS DE JUNDIÁ (*Rhamdia quelen*) PHYTASE ENZYME SUPPLEMENTATION ON PERFORMANCE AND MINERAL RETENTION IN BONES OF SILVER CATFISH JUVENILES (*Rhamdia quelen*). v. 34, n. 1, p. 151–157, [s.d.].
- ROWLAND, S. J. Water quality in freshwater aquaculture. **Fishfacts**, 1992.
- RUEDA, F.; MORENO-OSTOS, E.; ARMENGOL, J. The residence time of river water in reservoirs. **Ecological Modelling**, v. 191, n. 2, p. 260–274, 2006.
- RYDIN, E. Potentially mobile phosphorus in Lake Erken sediment. **Water Research**, v. 34, n. 7, p. 2037–2042, 2000.
- SÁNCHEZ, IVÁN A; MATSUMOTO, T. Ammonia removal in a water recirculating system for tilapia using an aerobic three-phase fluidized-bed reactor. **Monitoramento**. **Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias**, n. 24, p. 263–271, 2011.
- SANTOS, A. A. O. et al. Comparing environmental impacts of native and introduced freshwater prawn farming in Brazil and the influence of better effluent management using LCA.

Aquaculture, 2015.

- SCHALCH, S. H. C.; MORAES, J. R. E. DE; MORAES, F. R. DE. Fauna parasitária de peixes oriundos de “pesque-pague” do município de Guariba, São Paulo, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 28, n. 3, p. 67–79, 2009.
- SCHEFFER, M. et al. Floating plant dominance as a stable state. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 100, n. 7, p. 4040–4045, 2003.
- SCHIERANO, M. C.; MAINE, M. A.; PANIGATTI, M. C. Dairy farm wastewater treatment using horizontal subsurface flow wetlands with *Typha domingensis* and different substrates. **Environmental Technology (United Kingdom)**, 2017.
- SCHRADER, K. K. Natural Algicides for the Control of Cyanobacterial-Related Off-Flavor in Catfish Aquaculture. In: [s.l: s.n.].
- SCHULTER, E. P.; FILHO, J. E. R. V. Evolução Da Piscicultura No Brasil: Diagnóstico E Desenvolvimento Da Cadeia Produtiva De Tilápia. **Instituto de pesquisa Econômica Aplicada - Ipea**, p. 42, 2017.
- SHARRER, K. L. et al. Modeling and mitigation of denitrification “woodchip” bioreactor phosphorus releases during treatment of aquaculture wastewater. **Ecological Engineering**, 2016.
- SILVA, J. V. H. DA et al. COMPOSTAGEM DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS: *Salvinia auriculata* E *Eichhornia crassipes* RETIRADAS DO RESERVATÓRIO DA UHE LUIS EDUARDO MAGALHÃES, TOCANTINS. **Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal**, v. 8, n. 2, p. 74–86, 2011.
- SIMÕES, FABIANO DOS SANTOS; YABE, MARIA JOSEFA DOS SANTOS; MOREIRA, ALTAIR B; BISISNOTI, M. C. AVALIAÇÃO DO EFEITO DA PISCICULTURA EM SISTEMAS AQUÁTICOS EM ASSIS E CÂNDIDO MOTA, SÃO PAULO, POR INDICADOR DE QUALIDADE DA ÁGUA E ANÁLISE ESTATÍSTICA MULTIVARIADA. **Química Nova**, v. 30, n. 8, p. 1835–1841, 2007.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.; DONADON, A.; MILAN, R. Water quality and plankton populations in an earthen polyculture pond. **Brazilian Journal of Biology**, 2011.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; BRAGA, F. M. DE S. Constructed wetland in wastewater treatment. **Acta Scientiarum - Biological Sciences**, 2008.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; FÁVERO, E. G. P.; BRAGA, F. M. S. Utilization of macrophyte biofilter in effluent from aquaculture: I. Floating plant. **Brazilian Journal of Biology**, 2002.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; FLORÊNCIO, T.; SCARDOELI-TRUZZI, B. Aquaculture biological waste as culture medium to cultivation of *Ankistrodesmus gracilis* (Reinsch) Korshikov. **Brazilian Journal of Biology**, v. 78, n. 3, p. 579–587, 2018.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; GUARIGLIA, C. S. T.; BRAGA, F. M. S. Effects of rainfall on water quality in six sequentially disposed fishponds with continuous water flow. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 4, p. 643–649, 2007.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.; SETO, L.; MILLAN, R. Seasonal variation of biotic and abiotic parameters in parallel neotropical fishponds. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 1, p. 166–174, 2014.
- SLEMBROUCK, J. et al. Choosing floating macrophytes for ecological intensification of small-scale fish farming in tropical areas: A methodological approach. **Aquatic Living Resources**, v. 31, 2018.
- SRIVASTAVA, J.; GUPTA, A.; CHANDRA, H. Managing water quality with aquatic

- macrophytes. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 7, n. 3, p. 255–266, 2008.
- STEWART, N. T.; BOARDMAN, G. D.; HELFRICH, L. A. Treatment of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) raceway effluent using baffled sedimentation and artificial substrates. **Aquacultural Engineering**, 2006.
- TALBOT, C.; HOLE, R. Fish diets and the control of eutrophication resulting from aquaculture. **Journal of Applied Ichthyology**, 1994.
- TAPIA-TORRES, Y. et al. How to live with phosphorus scarcity in soil and sediment: Lessons from bacteria. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 82, n. 15, p. 4652–4662, 2016.
- TAVARES, L. H. S. et al. Aquatic Plants : Alternative Medium for Microalgae Growth. **Annals of Aquacultura and Research**, 2015.
- TAVARES, L. H. S.; SANTEIRO, R. M. Fish farm and water quality management. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, 2013.
- THOMAZ, S. M. et al. Aquatic macrophytes of Itaipu Reservoir, Brazil: Survey of species and ecological considerations. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 42, n. 1, p. 15–22, 1999.
- THOMAZ, S. M. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. **Planta Daninha**, 2002.
- TING, W. H. T. et al. Application of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) for phytoremediation of ammoniacal nitrogen: A review. **Journal of Water Process Engineering**, v. 22, n. October 2017, p. 239–249, 2018.
- TM, L. A. K. et al. Particle size distribution of w a s t e s from freshwater fish farms. p. 65–78, 1997.
- TOLEDO-GUEDES, K.; SANCHEZ-JEREZ, P.; BRITO, A. Influence of a massive aquaculture escape event on artisanal fisheries. **Fisheries Management and Ecology**, v. 21, n. 2, p. 113–121, 2014.
- TRAVAINI-LIMA, F.; DA VEIGA, M. A. M. S.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Constructed wetland for treating effluent from subtropical aquaculture farm. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 226, n. 3, 2015.
- TRAVAINI-LIMA, F.; MILSTEIN, A.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Seasonal Differences in Plankton Community and Removal Efficiency of Nutrients and Organic Matter in a Subtropical Constructed Wetland. **Wetlands**, 2016.
- TRIPATHI, B. D.; SRIVASTAVA, J.; MISRA, K. Nitrogen and Phosphorus Removal-capacity of Four Chosen Aquatic Macrophytes in Tropical Freshwater Ponds. **Environmental Conservation**, 1991.
- TROMANS, D. Oxygen in Water : a Thermodynamic Analysis. **Hydrometallurgy**, v. 48, p. 327–342, 1998.
- TRUE, B.; JOHNSON, W.; CHEN, S. Reducing phosphorus discharge from flow-through aquaculture: III: Assessing high-rate filtration media for effluent solids and phosphorus removal. **Aquacultural Engineering**, v. 32, n. 1, p. 161–170, 2004a.
- TRUE, B.; JOHNSON, W.; CHEN, S. Reducing phosphorus discharge from flow-through aquaculture I: Facility and effluent characterization. **Aquacultural Engineering**, v. 32, n. 1, p. 129–144, 2004b.
- TURCIOS, A. E.; PAPENBROCK, J. Sustainable treatment of aquaculture effluents-What can we learn from the past for the future? **Sustainability (Switzerland)**, v. 6, n. 2, p. 836–856, 2014a.

- TURCIOS, A. E.; PAPENBROCK, J. Sustainable Treatment of Aquaculture Effluents—What Can We Learn from the Past for the Future. **Sustainability**, v. 6, p. 836–856, 2014b.
- TURCIOS, A. E.; PAPENBROCK, J. Sustainable Treatment of Aquaculture Effluents—What Can We Learn from the Past for the Future. p. 836–856, 2014c.
- TURNEY, D. E.; SMITH, W. C.; BANERJEE, S. A measure of near-surface fluid motions that predicts air-water gas transfer in a wide range conditions. **Geophysical Research Letters**, v. 32, n. 4, p. 1–4, 2005.
- VALDIVIA SANTIBANEZ, M. V. The role of microbial processes in soil phosphorus dynamics. **ProQuest Dissertations and Theses**, n. January, p. 158, 2009.
- VERDEGEM, M. C. J. Nutrient discharge from aquaculture operations in function of system design and production environment. **Reviews in Aquaculture**, v. 5, n. 3, p. 158–171, 2013a.
- VERDEGEM, M. C. J. Nutrient discharge from aquaculture operations in function of system design and production environment. **Reviews in Aquaculture**, 2013b.
- WANG, L. et al. Phosphorus release during decomposition of the submerged macrophyte *Potamogeton crispus*. **Limnology**, v. 19, n. 3, p. 355–366, 2018.
- WOJCIECHOWSKI, J. et al. Potential effects of mechanically removing macrophytes on the phytoplankton community of a subtropical reservoir. **Acta Botanica Brasilica**, v. 32, n. 4, p. 588–594, 2018.
- XU, Z.; BOYD, C. E. Reducing the monitoring parameters of fish pond water quality. **Aquaculture**, 2016.
- YANG, Z. et al. Hydrogen peroxide treatment promotes chlorophytes over toxic cyanobacteria in a hyper-eutrophic aquaculture pond. **Environmental Pollution**, 2018.
- YEO, S. E.; BINKOWSKI, F. P.; MORRIS, J. E. **Aquaculture Effluents and Waste By-Products Characteristics, Potential Recovery, and Beneficial Reuse**. [s.l: s.n.]. v. 8
- YILDIZ, H. Y. et al. Nitrite-induced methemoglobinemia in Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 22, n. 5, p. 427–429, 2006.
- ZHOU, Q. et al. Role and functions of beneficial microorganisms in sustainable aquaculture. **Bioresource Technology**, 2009.

CAPÍTULO 2. Macrófitas flutuantes como alternativa para a remoção de nitrogênio e fósforo do efluente de uma aquicultura tropical

Abstract

The effluents from aquaculture can promote eutrophication in the water body downstream, and the mitigation of this impact is needed. The use of aquatic macrophytes in wastewater treatment systems is widely studied, but the results are controversial mainly due to the most efficient specie to remove nutrients. Here, we evaluate the nitrogen and phosphorus balance in static chambers with fish farm effluent and with different floating macrophytes (*Eichornia crassipes*, *Pistia stratiotes* and *Salvinia* sp.). The experiment lasted 28 days. Every four days, we evaluated the growth of macrophytes and quantified the concentration of total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) in the water. The concentrations of TN and TP in the macrophyte biomass were measured at the beginning and at the end of the experiment. All treatments increased the concentrations of NT and PT in the water due to the non-removal of macrophytes in senescence. The mass balance for nutrients in the plant's biomass was similar for *Eichornia* and *Salvinia* and higher than *Pistia* due to the greater growth of these macrophytes. *Salvinia* and *Pistia* showed greater efficiency in N absorption, when compared to *Eichornia*. On the other hand, *Pistia* showed significantly higher P absorption efficiency when compared to *Eichornia* and *Salvinia*. The removal of P is one of the challenges in wastewater treatment systems, since the removal of N can be accomplished by, for example, denitrification. Thus, we defined that the best macrophyte for the treatment of fish farms would be the one with the highest rate of relative absorption of P, such as *Pistia*. In addition, *Pistia* has a larger size, lower reproduction rate, lower dispersion potential and greater potential for using its biomass, and therefore we suggest the use of *Pistia* to remove nutrients from tropical aquaculture effluent as a good management practice.

Keywords: Mass balance; Macrophyte biomass; Bioremediation; Nutrients.

Resumo

Os efluentes das aquiculturas podem promover a eutrofização do corpo d'água receptor, e a mitigação desse impacto deve ser considerada. O uso de macrófitas aquáticas em sistemas de tratamento de efluentes é amplamente estudado, porém os resultados são controversos quanto às espécies mais eficientes na remoção de nutrientes. Aqui, avaliamos o balanço de nitrogênio e fósforo em câmaras estáticas com efluente de piscicultura a partir de tratamentos com diferentes macrófitas flutuantes (*Eichornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia* sp.). O experimento teve duração de 28 dias. A cada quatro dias, avaliamos o crescimento das macrófitas e quantificamos a concentração de nitrogênio total (N) e fósforo total (P) na água. As concentrações de N e P na biomassa das macrófitas foram medidas no início e no final do experimento. Todos os tratamentos aumentaram as concentrações de NT e PT da água devido a não retirada das macrófitas em senescência. O balanço de massa para os nutrientes na biomassa da planta foi semelhante para *Eichornia* e *Salvinia* devido ao maior crescimento destas macrófitas. *Salvinia* e *Pistia* apresentam maior eficiência na absorção de N, quando comparado a *Eichornia*. Por outro lado, *Pistia* apresentou eficiência de absorção de P significativamente maior quando comparado a *Eichornia* e *Salvinia*. A remoção de P é um dos desafios nos sistemas de tratamento de efluentes, uma vez que a remoção de N pode ser realizada por, por exemplo, desnitrificação. Assim, definimos que a macrófita ideal para o tratamento das pisciculturas seria aquela que apresenta maior taxa de absorção relativa de P, como a *Pistia*. Além disto, esta planta apresenta maior tamanho, menor taxa de reprodução, menor potencial de dispersão e maior potencial de uso da sua biomassa, e, portanto sugerimos o uso de *Pistia* para remover nutrientes do efluente de aquicultura tropical como uma boa prática de manejo.

Palavras chave: Balanço de massa; Biomassa macrófitas; Biorremediação; Nutrientes.

Introdução

A piscicultura continental estimula o crescimento econômico enquanto fornece à sociedade proteína animal de alta qualidade (FAO, 2018). No entanto, como qualquer outra fonte de proteína, a piscicultura tem impactos ambientais que vêm despertando a preocupação de agências governamentais, organizações não-governamentais e pesquisadores de todo o mundo (FAO, 2018). Um dos impactos ambientais mais significativos da piscicultura continental é a produção de efluentes não tratados e sua liberação em ambientes aquáticos, causando eutrofização e perda de biodiversidade (FAO, 2018; MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010). No Brasil, a qualidade dos efluentes da piscicultura continental deve atender aos limites estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, normas 357/2005 e 430/2011) (BRASIL, 2005; BRASIL 2011).

As preocupações com o impacto ambiental dos efluentes da piscicultura levaram os cientistas a propor soluções que reduzam as cargas de nutrientes e mitiguem a eutrofização e a contaminação nos sistemas receptores de água doce, mantendo a produção de peixes economicamente competitiva (BOYD, 2003; GONZAGA et al., 2008 ; KUMAR, 2015; MARTINS et al., 2007; TALBOT; HOLE, 1994; TING et al., 2018; TOLEDO; PENHA, 2011). Uma das soluções mais baratas é a adoção de macrófitas aquáticas para o tratamento de efluentes de piscicultura (SILVA, et al., 2013; SIPAÚBA-TAVARES et al., 2017a; TRAVAINI-LIMA et al., 2015).

No Brasil, as zonas úmidas com macrófitas aquáticas raramente são usadas para tratar efluentes de piscicultura e não há consenso sobre qual macrófita tem a maior eficiência na remoção de nitrogênio (N) e fósforo (P). Historicamente, as macrófitas flutuantes mais utilizadas no tratamento de efluentes são *Eichornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Salvinia* sp, *Eichornia azurea*, *Azolla caroliniana* e *Lemna minor* (ARDIANSYAH; FOTEDAR, 2016; FORNI et al., 2001; HENRY-SILVA; CAMARGO, 2006; SIPAÚBA-TAVARES; DIAS, 2014). Embora essas espécies tenham sido relatadas como problemáticas para os ecossistemas

naturais, com vários danos ecológicos e econômicos resultantes de seu crescimento excessivo e descontrolado, uma vez manejadas corretamente, podem representar uma opção viável para o tratamento de efluentes (REDDING et al., 1997; THOMAZ et al. 1999, THOMAZ et al., 2008).

Nesse contexto, o presente trabalho objetivou avaliar o balanço de nitrogênio e fósforo em câmaras estáticas com efluente de piscicultura a partir de tratamentos com diferentes macrófitas flutuantes (*Eichornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia* sp.), testando a eficiência das macrófitas para acumular fósforo e nitrogênio na biomassa e por consequência na remoção destes nutrientes na água.

Material e métodos

Local de amostragem

O experimento foi conduzido no Centro de Treinamento em Aquicultura do Rio das Flores - CTARF, que faz parte da Fundação Instituto de Pesca do Estado do Rio de Janeiro - FIPERJ. A piscicultura do CTARF está localizada na região hidrográfica III do rio Paraíba do Sul (22 ° 8'54,47 "S e 43 ° 34'27,47" W) e compreende 1,4 hectares de área inundada, distribuídos em 14 lagoas escavadas na argila e 3 tanques de alvenaria para produção de peixes. A produção de tilápia é sua principal atividade e todas as etapas da produção são desenvolvidas na piscicultura- desde a reprodução até a engorda final. Cada viveiro era abastecido com água individualmente através de canais e canos conectados a um açude à montante, em uma propriedade rural privada. O efluente de cada viveiro e tanque era coletado a jusante em um canal retificado que deságua no córrego Manuel Pereira, sem nenhum tratamento para reduzir as concentrações de nutrientes.

O efluente utilizado neste experimento foi coletado no fundo do viveiro de cultivo intensivo com 50.000 alevinos de tilápia, distribuídos em 5 hapas de tela (9 m³), com uma densidade de 1111 alevinos por metro cúbico. Os alevinos foram alimentados com um total de 4,5 kg de ração por dia. A dieta continha 55% de proteína bruta, 8,17% de nitrogênio e 3,02%

de fósforo. As perdas de alimentação dos alevinos de tilápia são altas devido à baixa granulometria da ração (pó fino), onde a maior parte é perdida na coluna de água devido à sua alta dispersão e baixa flutuabilidade. O viveiro de produção de alevinos continha 672 metros cúbicos de água com uma taxa de renovação diária de 10% e estava em produção de 6 meses, com alevinos de tilápia introduzidos com cerca de 2,5 gramas de peso individual.

Desenho experimental

Foi realizado um experimento avaliando o efeito de três espécies de macrófitas na absorção de N e P em um sistema de tratamento de efluente estático (sem renovação). Para tanto, foi utilizada água do viveiro de cultivo de tilápia (*Oreochromis niloticus*). Um total de 600 litros de efluente foi homogeneizado usando uma vara de madeira em uma caixa de polietileno com capacidade para 1000 litros.

Após a homogeneização, 45 litros do efluente foram distribuídos em cada uma de 12 incubadoras de fibra de vidro, constituídas por um recipiente de formato cônico com capacidade de 60 litros, que simulava o sistema de tratamento em tanque de sedimentação ou decantação.

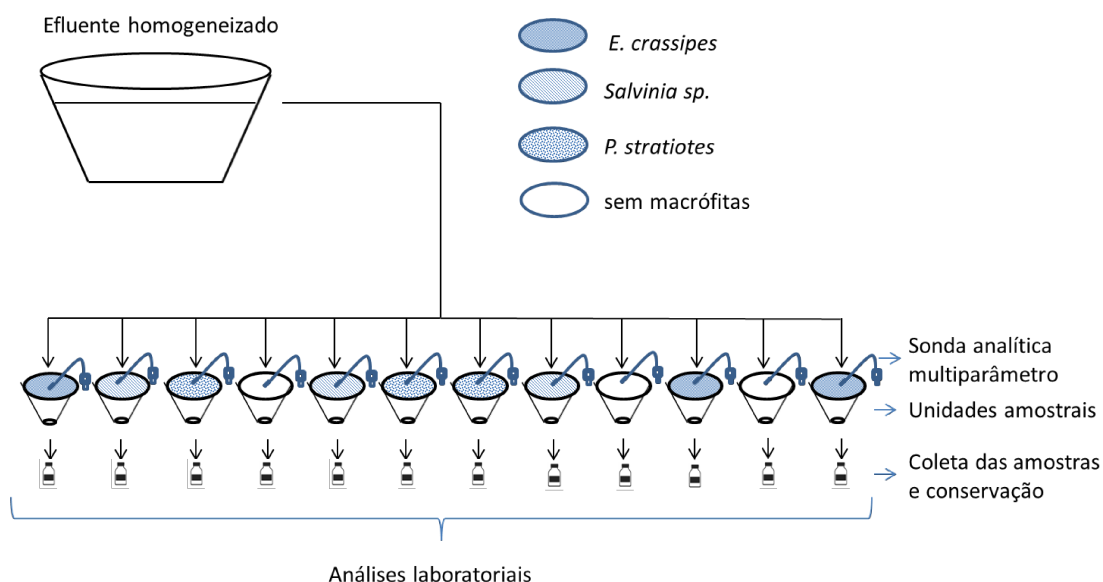


Figura 1 – Desenho experimental

O experimento consistiu em três tratamentos, contendo uma espécie de macrófita cada. Para cada tratamento, foram adotadas três repetições, distribuídas aleatoriamente nas 12 unidades experimentais (incubadoras), dispostas na área externa do CTARF (Figura 1). Todos os tratamentos foram submetidos às mesmas condições ambientais (temperatura, taxa de evaporação, precipitação e luminosidade) e estavam em um sistema estático (sem renovação ou fluxo).

As macrófitas foram coletadas manualmente no rio Pirai (22 ° 36'31,53 "S e 43 ° 52'7,56" W) e no reservatório de Ribeirão das Lages (22 ° 42'7,59 "S e 43 ° 55 '2,32" O), ambos em Pirai - RJ, com autorização por meio de registro para coleta de material botânico, fúngico e microbiológico do SISBIO nº 53649-1, emitido em 6 de abril de 2016. As espécies utilizadas no experimento foram *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (família Pontederiaceae), *Pistia stratiotes* Linn. (família Araceae) e *Salvinia* sp (família Salviniaceae). Antes da montagem do experimento, todas as macrófitas foram higienizadas com água limpa para a remoção de insetos e solo, e o peso úmido foi determinado usando uma balança digital. Em seguida, as macrófitas foram distribuídas nas unidades experimentais, cobrindo uma área semelhante (~50% da superfície das incubadoras) e contendo as seguintes biomassas: 270 gramas por incubadora para *E. crassipes*; 165 gramas por incubadora para *P. stratiotes*; e 95 gramas por incubadora para *Salvinia* sp..

Análises efluentes

O experimento começou em 19 de abril de 2016 e antes de cada campanha de amostragem, o efluente de dentro das incubadoras era homogeneizado. Temperatura, oxigênio dissolvido, pH, turbidez, potencial de redução e oxidação, sólidos dissolvidos totais e condutividade elétrica foram medidos “*in situ*” com uma sonda multiparâmetros HORIBA® (modelo U-50).

Logo após a homogeneização uma amostra de 250 ml do efluente era retirada do fundo das incubadoras para análises de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) a cada quatro dias durante o experimento (dias 1, 4, 8, 12, 16, 20, 24 e 28), devido ao rápido crescimento das

macrófitas. As amostras foram preservadas por congelamento. O efluente removido no sistema estático não foi substituído. A água que evaporou dos recipientes também não foi repostada, para evitar a entrada externa de N e P. Embora a evaporação fosse pequena, o volume evaporado foi levado em consideração para o cálculo das concentrações de TN e TP nas incubadoras.

A determinação de TN e TP nos efluentes dos tratamentos foi realizada pelo método de titulação CRUMPTON et al., 1992 e WETZEL; LIKENS; 2000, respectivamente, e subsequentemente quantificados por espectrofotometria (Backman DU Série 600®), com leituras nos seguintes comprimentos de onda: 230 nm (TN) e 885 nm (TP).

Análises macrófitas

Todas as macrófitas foram coletadas a cada 4 dias durante todo o experimento, com a remoção do excesso de água usando uma peneira por 5 minutos. Após esse procedimento, as macrófitas foram pesadas em balança digital para determinação da biomassa úmida e retornadas às respectivas unidades experimentais. O experimento foi finalizado em 28 dias, quando as macrófitas já ocupavam 100% da superfície da maioria das incubadoras.

Antes do início e ao final do experimento coletamos uma amostra das macrófitas e as secamos em estufa a 60 °C por 10 dias, até que o peso estivesse constante. Após secas as amostras de macrófitas foram então maceradas usando um moinho de bolas e o conteúdo de nutrientes foi analisado. Para determinar o N na biomassa da planta, foi utilizado o método de destilação de Kjeldahl (AOAC, 1984). O P na biomassa da planta foi analisado pela técnica de digestão úmida nitro-perclórica (ZASOSKYI; BURAU, 1977) e determinado por espectrofotometria (CELM Mod. E 225 D®) a um comprimento de onda de 725 nm.

Para determinação da biomassa seca das macrófitas, em grama, a partir dos dados coletados de biomassa úmida de uma sub-amostra das macrófitas, estimamos o percentual de biomassa seca de todas as macrófitas no experimento (equação 1):

$$(1) BS\% = [\text{biomassa seca (g)} \times \text{biomassa úmida (g)}] * 100$$

Onde BS%= percentual de biomassa seca; biomassa seca = peso em gramas da biomassa seca das diferentes macrófitas após a secagem em estufa e o peso em gramas da

biomassa úmida das mesmas macrófitas após 15 minutos de secagem na temperatura ambiente em peneira e antes da secagem em estufa.

A partir dos valores percentuais de biomassa seca encontrados para cada espécie de macrófita pudemos estimar os resultados de biomassa seca em gramas em cada tratamento. Estes dados foram calculados através da biomassa do peso úmido coletados ao longo do experimento e foram utilizados para o cálculo da curva de crescimento e também o cálculo da concentração total de N e P na biomassa da macrófita. Assim, o teor de nutrientes da biomassa seca foi calculado da seguinte forma (equação 2):

$$(2) \text{ N - P biomassa} = \text{BM} \times \text{C} / 100$$

Onde N-P biomassa = concentração de nutrientes da biomassa total de macrófitas (g de N ou P); BM = peso adquirido na biomassa seca das macrófitas (diferença entre o peso final e inicial) (g) e C = teor de biomassa seca de N ou P das macrófitas (%).

O cálculo da concentração de nutrientes (N e P) adquiridos na biomassa total seca, em kg, foi realizado através da conversão dos valores em grama para quilo da biomassa seca das macrófitas e pela seguinte equação (equação 3):

$$(3) \text{ BM}_{\text{nutriente total}} (\text{kg}) = [(\text{BM}_{\text{final}} - \text{BM}_{\text{inicial}}) \times \text{NUTRIENTE}_{\text{biomassa macrófita final}} (\text{dag/Kg} - \%)] \div 100$$

Onde $\text{BM}_{\text{nutriente total}}$ = Nutriente total existente na biomassa da macrófita na conclusão do experimento; BM_{final} e $\text{BM}_{\text{inicial}}$ = diferença da biomassa em quilos de cada macrófita utilizada; e $\text{NUTRIENTE}_{\text{biomassa macrófita final}}$ = percentual de nutriente N ou P encontrados em cada macrófita seca por quilo de matéria orgânica.

Balanco de massa

Para quantificar o balanço de massa de nutrientes do sistema estático de cada tratamento, durante o período experimental, subtraímos a quantidade absolutado nutriente final (NT ou PT) da quantidade absoluta do nutriente inicial em miligramas, tanto da água quanto da biomassa de nutrientes das macrófitas em seus diferentes tratamentos (equação 4):

$$(4) \text{ BM}_{\text{nutriente}} (\text{mg}) = \text{NUTRIENTE}_{\text{água ou biomassa planta final}} (\text{mg}) - \text{NUTRIENTE}_{\text{água ou biomassa planta inicial}} (\text{mg})$$

Onde $\text{BM}_{\text{nutriente}}$ = balanço de massa do nutriente; $\text{NUTRIENTE}_{\text{final}}$ = quantidade absoluta final do nutriente NT ou PT na água ou na biomassa da planta e $\text{NUTRIENTE}_{\text{inicial}}$ = quantidade absoluta inicial do nutriente NT ou PT na água ou na biomassa da planta.

Análises estatísticas

Realizamos análises de variância (ANOVA), para todos os dados paramétricos, a fim de avaliar se houve diferença entre os tratamentos propostos. Para a análise das diferenças entre as médias de percentuais e concentrações de N e P na biomassa das macrófitas, seguimos com o teste t de Student (nível de significância 5%). Para as análises de balanço de massa utilizamos o teste Tukey (nível de significância 5%) para comparação das médias, a fim de avaliar as diferenças significativas do aumento ou diminuição de NT e PT na água e na biomassa das diferentes macrófitas no sistema de tratamento de efluente estático. O software JMP® 14.0 foi utilizado para as análises estatísticas descritas.

Resultados

Não foram encontradas diferenças significativas (ANOVA) entre os tratamentos para os parâmetros limnológicos analisados (temperatura, oxigênio dissolvido, pH, turbidez, potencial de óxido-redução, sólidos dissolvidos totais, condutividade elétrica).

Balanço de massa de NT no efluente e na planta

Apesar de não haver diferença estatística significativa, a média da concentração de NT na água aumentou mais no tratamento com *E. crassipes* (figura 1) do que no restante. Não houve diferença estatística entre as médias da de NT (mg) na biomassa da planta entre as macrófitas a *E. crassipes* e *S. sp.*. A *P. stratiotes* apresentou diferença estatística, em relação às

demais macrófitas, para as concentrações de NT na biomassa da planta pelo teste de Tukey (ambas $P < 0,01$). A *P. stratiotes* foi a planta com pior desempenho para o acúmulo de NT na biomassa total da planta quando comparada as demais.

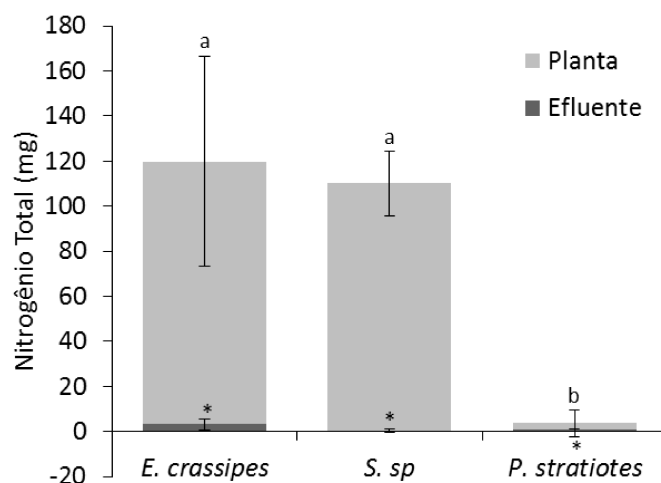


Figure 1: Balanço de massa de NT (mg), efluente e planta, diferença entre o final e inicial de cada tratamento (*E. crassipes*; *S. sp.*- *Salvinia sp*; *P. stratiotes*). Letras diferentes representam diferenças significativas para $P < 0,05$ (teste Tukey) entre as médias dos tratamentos. * representam que não há diferença estatística entre as médias dos tratamentos para $P < 0,05$ (teste Tukey). Barras indicam desvio-padrão (mg).

Balanço de massa de PT no efluente e na planta

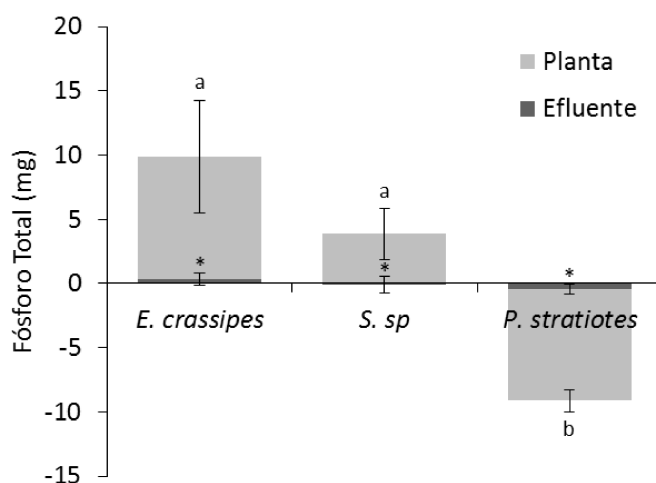


Figure 2: Balanço de massa de PT (mg), efluente e planta, diferença entre o final e inicial de cada tratamento (*E. crassipes*; *S. sp.*- *Salvinia sp*; *P. stratiotes*). Letras diferentes representam diferenças significativas para $P < 0,05$ (teste Tukey) entre as médias dos tratamentos. * representam que não há diferença estatística entre as médias dos tratamentos para $P < 0,05$ (teste Tukey). Barras indicam desvio-padrão (mg)

Apesar de não haver diferenças estatísticas entre as médias dos tratamentos dos efluentes para PT, todos os tratamentos de efluentes com diferentes macrófitas aumentaram as concentrações de PT (mg) em relação ao início do experimento (figura 2). Assim como para o NT, encontramos diferenças significativas entre a *P. stratiotes* e as demais macrófitas testadas, quanto à concentração de PT na biomassa da planta pelo teste Tukey ($P < 0,001$ e $P < 0,01$, respectivamente). As macrófitas *E. crassipes* e *S. sp* foram iguais estatisticamente em suas concentrações de PT na biomassa da planta. A *E. crassipes*, mesmo que estatisticamente igual à *S. sp* quanto a concentração de PT no efluente, pareceu ser a melhor macrófita com capacidade de absorção de PT na biomassa total da planta, pois concentrou mais PT em sua biomassa total, entretanto esse acúmulo de PT na biomassa total da *E. crassipes* esteve mais relacionado com o maior crescimento da macrófita em relação às demais, do que à sua capacidade de retenção de PT na biomassa, pois quando avaliamos a sua taxa de PT por quilo de peso seco (dag/Kg ou %), ela teve menor capacidade de retenção de PT (tabela 1). Pela análise de balanço de massa de PT a *P. stratiotes* teve pior desempenho para acúmulo de PT na biomassa total da planta e esse baixo acúmulo esteve mais relacionado ao seu baixo crescimento em biomassa, do que na capacidade percentual de acúmulo, como pode ser observado na tabela 1.

Tabela 1: Concentração de nutrientes na biomassa das macrófitas no final do experimento

Nutriente	Macrófita	Biomassa Seca		Biomassa seca total (kg)
		dag/kg (%)	(kg)	
N	<i>E. crassipes</i>	1.43 ±	0,0057 ± 0,003	0,000081 ±
		0.06 (a)		0,000041 (ab)
	<i>S. sp</i>	1.80 ±	0,0081 ± 0,0006	0,000146 ±
		0.10 (b)		0,000019 (a)
	<i>P. stratiotes</i>	1.83 ±	0,0042 ± 0,0004	0,000077 ±
		0.06 (b)		0,000009 (b)
P	<i>E. crassipes</i>	0.14 ±	0,0057 ± 0,003	0,000008 ±
		0.02 (b)		0,000043 (a)
	<i>S. sp</i>	0.18 ±	0,0081 ± 0,0006	0,000014 ±
		0.01 (b)		0,000007 (a)
	<i>P. stratiotes</i>	0.31 ±	0,0042 ± 0,0004	0,000013 ±
		0.02 (a)		0,000002 (a)

Letras diferentes (a, b) representam diferenças significativas entre os tratamentos

Retenção de fósforo e nitrogênio na biomassa da planta

Em nosso experimento o tratamento com *P. stratiotes* apresentou a maior taxa de PT por quilo de matéria orgânica seca da macrófita (dag/Kg), com diferença significativa comparada as demais (Tabela 1). Não houve diferença entre as taxas de retenção de P (dag/kg de matéria orgânica) dos tratamentos com *Eichornia crassipes* (0,14 ± 0,02%) e *Salvinia sp.* (0,18 ± 0,01%), diferente dos resultados anteriores de balanço de massa de PT (Figura 2), onde o ganho de peso em biomassa representou mais para o acúmulo de PT na biomassa total da planta, devido ao maior rendimento de crescimento em biomassa destas macrófitas em relação à *P. stratiotes*.

Em relação às taxas de retenção de NT, os maiores percentuais (dag/ Kg de matéria orgânica) foram novamente observados nos tratamentos com *Pistia stratiotes* e *Salvinia* sp. ($1,83 \pm 0,06$ e $1,80 \pm 0,10\%$, respectivamente) e não houve diferença significativa entre eles. Por outro lado, o tratamento com *Eichhonia crassipes* apresentou as menores percentuais de NT ($1,43 \pm 0,06\%$), possivelmente devido à senescência, com aumento do NT no efluente, conforme observado na figura 1.

Um resultado diferente foi encontrado para a biomassa seca total adquirida por cada macrófita. No total, *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *Salvinia* sp. adquiriram, respectivamente, $0,0057 \pm 0,003$; $0,0042 \pm 0,0004$; $0,0081 \pm 0,0006$ Kg de biomassa seca durante o experimento. Isso significa que *Salvinia* sp. foi a planta mais eficiente, considerando o potencial de produção de biomassa (Tabela 1). Quando convertido em gramas totais de N na biomassa total da planta, média por tratamento, a *Salvinia* sp. também apresentou a maior capacidade de absorção de N ($0,000146$ Kg), mas mesmo assim não encontramos diferenças significativas na absorção total de NT entre ($0,000081$ Kg) e *Salvinia* sp., e nem entre a *P. stratiotes* ($0,000077$ Kg) e *E. crassipes*, respectivamente) pelo teste de t de Student ($P < 0,05$).

Crescimento da biomassa de macrófitas

A *Salvinia* sp. apresentou maior crescimento em biomassa ao longo do período experimental, segundo a sua curva de crescimento, com coeficiente de inclinação da reta de $0,34$, seguida da *E. crassipes* ($0,25$) e da *P. stratiotes* ($0,19$), confirmando a sua melhor eficiência de crescimento no sistema estático do experimento (Figura 3).

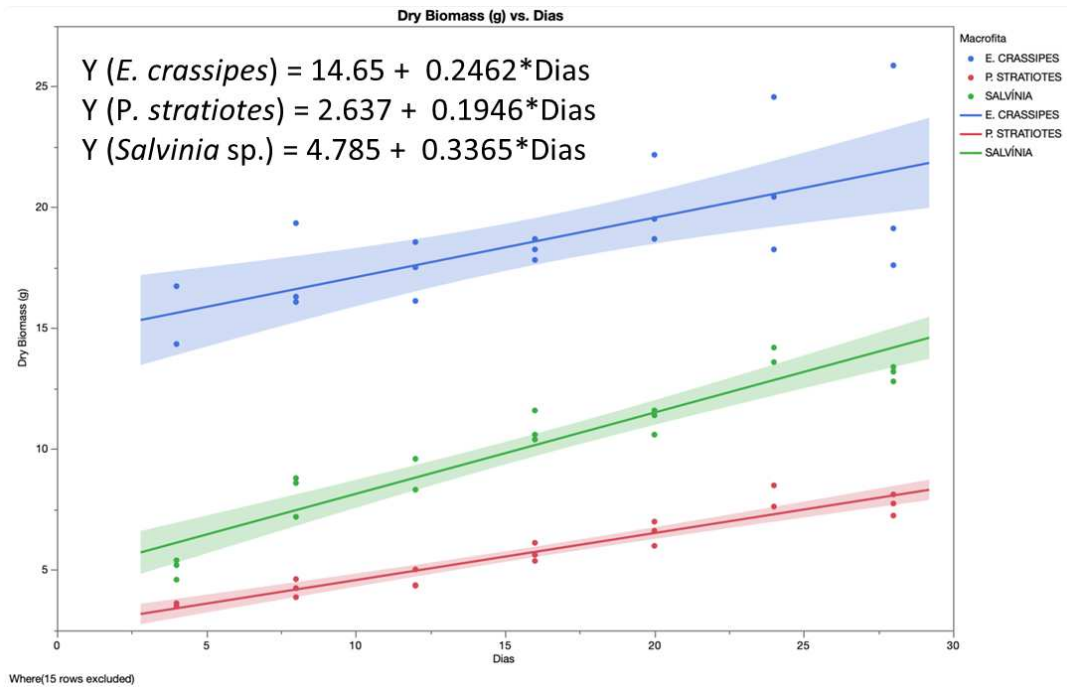


Figure 3: Curva de crescimento das três espécies de macrófitas usadas no experimento

Discussão

Os nossos resultados de aumento dos nutrientes no balaço de massa nos sistemas experimentais com diferentes macrófitas demonstram que pode haver outros fatores associados ao sistema de tratamento de efluentes de macrófitas que podem ter substancialmente alterado a absorção de NT e PT, como o efeito de bactérias heterotróficas (ARDIANSYAH; FOTEDAR, 2016) e fitoplâncton (SIPAÚBA-TAVARES; DIAS, 2014) presentes nas comunidades dos sistemas de tratamento. Além da absorção de NT pela biomassa vegetal e microbiana, a remoção de nitrogênio por adsorção e volatilização de amônia também pode ocorrer durante os processos de nitrificação-desnitrificação (TRAVAINI-LIMA et. al, 2016) que depende das condições ambientais em cada unidade experimental. Outros fatores que diminuem a confiabilidade da análise do efluente para esse tipo de experimento é a deposição de N e P pelo ar atmosférico, e a falta de remoção de plantas após a senescência seguida pela decomposição da biomassa e liberação de N e P na coluna d'água, que podem aumentar a quantidade de nutrientes no meio (HE et al., 2011; KRÖGER et al., 2007; WANG et al., 2018).

Corroborando com os nossos resultados, outros autores também descreveram que a *P. stratiotes* absorveu mais PT na biomassa da planta do que a *E. crassipes* (respectivamente $0,37 \pm 0,03$ e $0,24 \pm 0,02$ dag / kg de matéria orgânica seca) em uma estação de tratamento de áreas úmidas, em fluxo contínuo, usada para tratar o efluente de piscicultura continental (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2002) e, provavelmente, essas variações intraespecíficas nos teores de NT e PT estão associadas às diferentes condições tróficas dos ambientes aquáticos, que podem influenciar o conteúdo de nutrientes dos tecidos das plantas (AOI; HAYASHI, 1996; HENRY-SILVA, et al. 2001; GONZAGA et al., 2002 HENRY-SILVA; CAMARGO, 2006b) (Tabela 2).

Tabela 2: Literatura comparada sobre a concentração de nutrientes da biomassa total de diferentes espécies de macrófitas

Espécies	Biomassa	Nitrogênio Total	Fósforo Total	Autores
		(dag / kg seco %)		
<i>E. crassipes</i>	total	2.15	1.67	Aoi and Hayashi, 1996
<i>P. stratiotes</i>	total	1.65	1.03	Aoi and Hayashi, 1996
<i>P. stratiotes</i>	total	1.85	0.30	Henry-Silva et al, 2001
<i>Salvinia molesta</i>	total	1.55	0.15	Henry-Silva et al, 2001
<i>E. crassipes</i>	total	-	0.24	Henry-Silva and Camargo, 2002
<i>P. stratiotes</i>	total	-	0.37	Henry-Silva and Camargo, 2002
<i>Salvinia molesta</i>	total	-	0.26	Henry-Silva and Camargo, 2002
<i>E. crassipes</i>	total	2.00	0.26	Henry-Silva and Camargo, 2006b
<i>P. stratiotes</i>	total	2.40	0.38	Henry-Silva and Camargo, 2006b
<i>E. crassipes</i>	total	1.43	0.14	Este trabalho
<i>P. stratiotes</i>	total	1.83	0.31	Este trabalho
<i>Salvinia sp.</i>	total	1.80	0.18	Este trabalho

No presente trabalho, as concentrações de nutrientes do efluente da piscicultura, que abasteceu os tratamentos com as macrófitas aquáticas, foram inferiores às encontradas nas amostras de água dos trabalhos mencionados. Esse fato pode ter contribuído para a ocorrência de menores valores de nitrogênio e fósforo na biomassa das macrófitas aquáticas analisadas quando comparadas à literatura.

Outros autores mostraram que as macrófitas *E. crassipes* (0,016 g dia⁻¹) e *P. stratiotes* (0,016 g dia⁻¹) cresceram significativamente menos em biomassa seca do que *Salvinia sp.* (0,029 g dia⁻¹) (HENRY-SILVA et al., 2008), já em outro estudo de crescimento em biomassa seca verificaram que a *E. crassipes* cresceu mais do que a *Salvinia molesta* (HENARES; CAMARGO, 2014), e em um terceiro trabalho os autores demonstraram que em monocultivo a

E. crassipes cresceu mais gramas em matéria seca por metro quadrado de área de cultivo do que a *P. stratiotes* (HENRY-SILVA; MONTEIRO, 2005). Além da importância da concentração de nutrientes para o crescimento das macrófitas descritos pelos trabalhos acima, a biomassa de macrófitas aquáticas varia em função do ambiente biótico e abiótico fatores como luminosidade, ciclo de vida, temperatura, pH, salinidade, fluxo e velocidade da água, concentração de nutrientes, qualidade do substrato, poluentes, relações de competição, alelopatia, herbivoria (BORNETTE; PUIJALON, 2011; HENRY-SILVA; MONTEIRO, 2005; HRIVNÁK et al., 2013; JOYE et al., 2006; LACOUL; FREEDMAN, 2006; MILNE et al., 2006; THOMAZ et al., 2008).

Implicações e direções futuras

Uma das razões pelas quais não identificamos o efeito das macrófitas testadas na redução de nutrientes da água nos sistemas experimentais pode ter sido a não remoção das macrófitas senescentes, que ao morrer contribuíram para o aumento do N e P no efluente. Em experimentos futuros, é altamente recomendável remover as macrófitas senescentes.

Entretanto, nossos resultados mostram que *P. stratiotes* foi identificada como a melhor opção para o tratamento de efluentes de pisciculturas continentais. *P. stratiotes* foi mais eficiente em reter P em sua biomassa do que *E. crassipes* e *Salvinia* sp. Enquanto N pode ser removido por desnitrificação e eliminado do meio ambiente (BERNHARD, 2010), a remoção de P é um desafio, pois ele pode ser reduzido através de métodos químicos ou físicos como adsorção, sorção, precipitação, dissolução, mineralização, sedimentação, fragmentação e absorção por micro-organismos e vegetais, e ainda pode retornar à coluna d'água após o período de redução, portanto, tem maior dependência das macrófitas para serem eliminadas do ecossistema aquático (ALMEIDA et al., 2015; BOYD; MUSIG, 1981; DI LUCA et al., 2019; HOU et al., 2018; HUPFER; LEWANDOWSKI, 2008; MCCORMICK; O'DELL, 1996; MIAO, 2004; TRUE; JOHNSON, 2004; WANG et al., 2018).

Além disso, a *Salvinia* sp. é muito pequena e seu gerenciamento pode se tornar difícil em um sistema de piscicultura como resultado de seu alto potencial de invasão e dispersão em

tanques de produção, que geralmente são eutróficos. A presença de organismos dispersantes, como pássaros e até ventos, aumenta as chances de dispersão da *Salvinia* sp.. Muitos estudos ecológicos relatam a alta capacidade de dispersão de *Salvinia* sp. e o desafio por trás de seu controle nos ecossistemas aquáticos naturais (SHOLLER et al., 2011). Ao todo, *Salvinia* sp. tem a desvantagem de ser difícil de gerenciar e não representa uma boa opção para o uso no tratamento de efluentes de pisciculturas. Por outro lado, a *P. stratiotes*, que possui um tamanho melhor para o seu gerenciamento de dispersão, apresentou um menor crescimento em biomassa requerendo menos manejos de remoção, e também, menor produção de biomassa para destinação correta dos resíduos sólidos gerados.

Alguns autores já estão pesquisando sobre a escolha da melhor macrófita para biorremediação, não só pela sua maior capacidade de absorção de nutrientes e melhoria dos parâmetros físico-químicos e biológicos dos efluentes, mas também pela maior possibilidade de destinação dos resíduos sólidos gerados pelos tratamentos com macrófitas (GONZAGA et al, 2002; HENARES et al; 2019; HENRY-SILVA; CAMARGO, 2006; SIPAÚBA-TAVARES et al , 2018; SLEMBROUCK et al., 2018; TAVARES et al., 2015)

Com base nas observações de campo e com base nos nossos dados, podemos concluir que existe um modelo ideal de macrófitas, com as melhores características, para serem utilizadas nos tratamentos de efluentes de pisciculturas continentais. Assim, definimos que a macrófita ideal seria aquela que apresenta maior taxa de absorção relativa, maior tamanho, menor taxa de reprodução, menor pontencial de dispersão e maior pontencial de uso da sua biomassa. Porém, é sabido que dificilmente a mesma planta apresentará todas as características ideais. Desta, forma, sugerimos a escolha daquela espécie que atende a maioria dos critérios em detrimento das outras espécies disponíveis. Assim sendo, e considerando as espécies testadas neste experimento, sugerimos o uso da macrófitas *P. stratiotes* nos tratamentos de efluentes de sistemas de pisciculturas continentais tropicais.

Agradecimentos

Ao Comitê de Bacias Hidrográficas do Médio Paraíba do Sul – CBH-MPS e AGEVAP pela concessão de auxílio financeiro, para execução dos trabalhos de pesquisa, no âmbito do projeto de doutorado “Manejo Ecológico Aplicado ao Tratamento da Aquicultura Continental”.

Referencias bibliográficas

- ADÁMEK, Z.; MARŠÁLEK, B. Bioturbation of sediments by benthic macroinvertebrates and fish and its implication for pond ecosystems: A review. **Aquaculture International**, v. 21, n. 1, p. 1–17, 2013.
- ALMEIDA, R. M. et al. Phosphorus transport by the largest Amazon tributary (Madeira River, Brazil) and its sensitivity to precipitation and damming. **Inland Waters**, v. 5, n. 3, p. 275–282, 2015.
- Anuário PeixeBR da Piscicultura 2019**. , 2019.
- ARBIV, R.; VAN RIJN, J. Performance of a treatment system for inorganic nitrogen removal in intensive aquaculture systems. **Aquacultural Engineering**, 1995.
- AVNIMELECH, Y. Minimal discharge from intensive fish ponds. **World Aquaculture**, v. 29, n. 1, p. 32–37, 1998.
- BACCARIN, A. E.; CAMARGO, A. F. M. Characterization and evaluation of the impact of feed management on the effluents of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) culture. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 48, n. 1, p. 81–90, 2005.
- BACCARIN, A. E.; FRASCÁ-SCORVO, C. M. D.; NOVATO, P. F. C. Níveis de nitrogênio e fósforo na água de tanques de cultivo de tilápia vermelha submetidas a diferentes manejos alimentares. **Acta Scientiarum**, v. 22, n. 2, p. 485–489, 2000.
- BANAS, D.; LEGLIZE, L.; PIHAN, J. Discharge of sediments , nitrogen (N) and phosphorus (P) during the emptying of extensive fishponds : effect of rain-fall and management practices. n. 1994, p. 29–38, 2002.
- BERMAN, T.; BRONK, D. A. Dissolved organic nitrogen: A dynamic participant in aquatic ecosystems. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 31, n. 3, p. 279–305, 2003.
- BOMFIM, M. A. D. Estratégias Nutricionais para Redução das Excreções de Nitrogênio e Fósforo nos Sistemas de Produção de Peixes no Nordeste: Sustentabilidade Ambiental e Aumento da Produtividade. **Rev. Cient. Prod. Anim.**, v. 15, n. 2, p. 122–140, 2013.
- BOYD, C. E. The Chemical Oxygen Demand of Waters and Biological Materials from Ponds. **Transactions of the American Fisheries Society**, 1973.
- BOYD, C. E. **Water Quality for Pond Aquaculture** International Center Experimental Station, 1998.
- BOYD, C. E. **Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level**. Aquaculture. **Anais...**2003
- BOYD, C. E. et al. Role of aquaculture pond sediments in sequestration of annual global carbon emissions. **Environmental Pollution**, 2010.
- BOYD, C. E.; MCNEVIN, A. A. **Aquaculture, Resource Use, and the Environment**. [s.l: s.n.].
- BOYD, C. E.; MUSIG, Y. Orthophosphate uptake by phytoplankton and sediment.

Aquaculture, 1981.

- BOYD, C. E.; SCHMITTOU, H. R. Achievement of sustainable aquaculture through environmental management. **Aquaculture Economics and Management**, 1999.
- BOYD, C. E.; TUCKER, C. S. **Pond Aquaculture Water Quality Management**. [s.l: s.n.].
- BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. SECRETARIA DE VIGILÂNCIA EM SAÚDE. DEPARTAMENTO DE VIGILÂNCIA EM SAÚDE AMBIENTAL E SAÚDE DO TRABALHADOR. **CIANOBACTÉRIAS / CIANOTOXINAS: Procedimentos de Coleta, Preservação e Análise**. 1ª ed. Brasília: [s.n.].
- BRASIL. **Resolução CONAMA nº430 de 13 de maio de 2011** Brasília CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE-CONAMA, , 2011.
- BUN, S. et al. Suspended Solid and Nitrate Removal from Aquaculture System Wastewater by Different Approaches Suspended solid and nitrate removal from aquaculture system wastewater by different approaches. n. February 2018, 2017.
- CAO, L. et al. Environmental impact of aquaculture and countermeasures to aquaculture pollution in China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 14, n. 7, p. 452–462, 2007.
- CARACO, N. et al. Vascular Plants as Engineers of Oxygen in Aquatic Systems. **BioScience**, v. 56, n. 3, p. 219, 2006.
- CASTRO L. S.; MENEZES C. T. J., P M G.; MARUYAMA, L. C. B. & M. Perspectivas Da Atividade De Pesqueiros No Alto Tietê: Contribuição À Gestão De Usos Múltiplos Da Água. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 32, n. 1, p. 1–14, 2006.
- CHÁVEZ-CROOKER, P.; OBREQUE-CONTRERAS, J. **Bioremediation of aquaculture wastes** **Current Opinion in Biotechnology**, 2010.
- CHEN, Z. et al. Hydroponic root mats for wastewater treatment—a review. **Environmental Science and Pollution Research**, 2016.
- COLDEBELLA, A. et al. Effluents from Fish Farming Ponds : A View from the Perspective of Its Main Components. p. 1–16, 2018.
- COSTA, S. M. et al. Low water quality in tropical fishponds in southeastern Brazil World aquaculture production has increased 39-fold from 1957 to 2008 and contributes significantly to global fish production for human consumption , now surpassing the supply of wild-caught. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 86, n. 3, p. 1181–1195, 2014.
- CRIPPS, J. A system for the treatment of sludge from. v. 11, n. 4, p. 279–287, 1998.
- CRIPPS, S. J.; BERGHEIM, A. Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems. v. 22, p. 33–56, 2000.
- CYRINO, JOSÉ EURICO POSSEBON; BICUDO, ÁLVARO JOSÉ DE ALMEIDA; SADO, RICARDO YUJI; DAIRIKI, J. K. A piscicultura e o ambiente – o uso de alimentos ambientalmente corretos em piscicultura. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 39, n. suplemento especial, p. 68–87, 2010.
- DA, E.; CONTENDO, A. **POTENTIAL USE OF GRAVEL AND EXPANDED CLAY IN THE TOXICITY REDUCTION OF AQUACULTURE EFFLUENTS CONTAINING DIFLUBENZURON**. 2013
- DAUDA, A. B. et al. Waste production in aquaculture: Sources, components and managements in different culture systems. **Aquaculture and Fisheries**, v. 4, n. 3, p. 81–88, 2019.
- DE CASTRO, G. M. et al. Treatment of Dairy Effluents in Wetlands Systems With Floating Aquatic Macrophytes. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 2, p. 25, 2017.

- DEMARS, B. O. L.; EDWARDS, A. C. Tissue nutrient concentrations in freshwater aquatic macrophytes: High inter-taxon differences and low phenotypic response to nutrient supply. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 11, p. 2073–2086, 2007.
- DI LUCA, G. A. et al. Nitrogen and phosphorus removal and *Typha domingensis* tolerance in a floating treatment wetland. **Science of the Total Environment**, v. 650, p. 233–240, 2019.
- DIPU, S.; KUMAR, A. A.; THANGA, V. S. G. Phytoremediation of dairy effluent by constructed wetland technology. **Environmentalist**, v. 31, n. 3, p. 263–278, 2011.
- ELER, M. N.; MILLANI, T. J. Métodos de estudos de sustentabilidade aplicados a aquicultura Sustainable development in aquiculture: **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 36, n. suplemento especial, p. 33–44, 2007.
- ESTEVEES, F. Considerations on the ecology of wetlands with emphasis on brasilian floodplain ecosystems. **Oecologia Brasiliensis**, 1998.
- ESTIM, A. Integrated multitrophic aquaculture. In: **Aquaculture Ecosystems: Adaptability and Sustainability**. [s.l: s.n.].
- FAN, J. et al. Evaluating the effectiveness of copper sulphate, chlorine, potassium permanganate, hydrogen peroxide and ozone on cyanobacterial cell integrity. **Water Research**, 2013.
- FAO. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2018-Meeting the sustainable development goalsFAO 2018**. [s.l: s.n.].
- FINDLAY, D. L.; PODEMSKI, C. L.; KASIAN, S. E. M. Aquaculture impacts on the algal and bacterial communities in a small boreal forest lake. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 2009.
- FONDER, N.; HEADLEY, T. Systematic classification, nomenclature and reporting for constructed treatment wetlands. In: **Water and Nutrient Management in Natural and Constructed Wetlands**. [s.l: s.n.].
- FURUYA, W. M. et al. NÍVEIS DE PROTEÍNA E FITASE EM RAÇÕES DE TERMINAÇÃO PARA A TILÁPIA DO NILO (*Oreochromis niloticus*). p. 11–17, 2005.
- GIRI, B. J.; BOYD, C. E. Effects of Frequent, Small Doses of Calcium Carbonate on Water Quality and Phytoplankton in Channel Catfish Ponds. **North American Journal of Aquaculture**, 2000.
- GONZAGA, G.; ANTONIO, H.; MONTEIRO, F. Valor nutritivo de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. **Acta Scientiarum**, 2002.
- GONZAGA, G.; ANTONIO, H.; MONTEIRO, F. IMPACTO DAS ATIVIDADES DE AQUICULTURA E SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES COM MACRÓFITAS AQUÁTICAS – RELATO DE CASO. **Boletim do Instituto de Pesca**, 2008.
- HE, J. et al. Dry and wet atmospheric deposition of nitrogen and phosphorus in Singapore. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 16, p. 2760–2768, 2011.
- HENARES, M. N. P. et al. IMPACTO DA MANUTENÇÃO DE REPRODUTORES DE *Macrobrachium rosenbergii* NA QUALIDADE DA ÁGUA. **boletim Instituto de pesca**, v. 37, n. 2, p. 183–190, 2011.
- HENARES, M. N. P.; CAMARGO, A. F. M. Estimating nitrogen and phosphorus saturation point for *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms and *Salvinia molesta* Mitchell in mesocosms used to treating aquaculture effluent. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 4, p. 420–428, 2014.

- HENARES, M. N. P.; MEDEIROS, M. V.; CAMARGO, A. F. M. Overview of strategies that contribute to the environmental sustainability of pond aquaculture: rearing systems, residue treatment, and environmental assessment tools. **Reviews in Aquaculture**, p. 1–18, 2019.
- HENRY-SILVA, GUSTAVO GONZAGA; CAMARGO, A. F. M. O. DE EFLUENTES COM MACRÓFITAS AQUÁTICAS – RELATO DE CASO *. **B. Inst. Pesca, São Paulo**, v. 34, n. 1, p. 163–173, 2008.
- HENRY-SILVA, G. G. et al. Digestibilidade aparente de macrófitas aquáticas pela tilápia-donilo (*Oreochromis niloticus*) e qualidade da água em relação às concentrações de nutrientes Apparent digestibility of aquatic macrophytes by Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and water. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 35, n. 3, p. 641–647, 2006.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Valor nutritivo de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. **Acta Scientiarum**, v. 24, n. 2, p. 519–526, 2002.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. **Scientia Agricola**, v. 63, n. 5, p. 433–438, 2006.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, L. E. Apparent digestibility of aquatic macrophytes by Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and water quality in relation nutrients concentrations. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 35, n. 3, p. 641–647, 2006.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M. Growth of free-floating aquatic macrophytes in different concentrations of nutrients. **Hydrobiologia**, v. 610, n. 1, p. 153–160, 2008.
- HENRY-SILVA, G. G.; MONTEIRO, F. Interações ecológicas entre as macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*. v. 32, n. 3, p. 445–452, 2005.
- HODGE, A. Tansley review. **New Phytologist**, n. 3, p. 9–24, 2004.
- HONCULADA PRIMAVERA, J.; GACUTAN, R. Q. Preliminary results of feeding aquatic macrophytes to *Penaeus monodon* juveniles. **Aquaculture**, 1989.
- HOU, Y. et al. Bioturbation by sea cucumbers *Apostichopus japonicus* affects sediment phosphorus forms and sorption characteristics. **Aquaculture Environment Interactions**, v. 10, n. August 2019, p. 201–211, 2018.
- HUNDLEY, G. C.; NAVARRO, R. D. AQUAPONIA: A INTEGRAÇÃO ENTRE PISCICULTURA E A HIDROPONIA. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável (RBAS)**, v. 3, n. 2, p. 52–61, 2013.
- HUPFER, M.; LEWANDOWSKI, J. Oxygen controls the phosphorus release from lake sediments - A long-lasting paradigm in limnology. **International Review of Hydrobiology**, v. 93, n. 4–5, p. 415–432, 2008.
- JÚNIOR, VALDEMAR CAVALCANTE; ANDRADE, LEILAMARA DO N.; BEZERRA, L. N.; GURJÃO, L. M. DE;; FARIAS, W. R. L. Reúso de água em um sistema integrado com peixes, sedimentação, ostras e macroalgas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. suplemento, p. 118–122, 2005.
- KHALIL, M. K.; RIFAAT, A. E. Seasonal fluxes of phosphate across the sediment-water interface in Edku Lagoon, Egypt. **Oceanologia**, v. 55, n. 1, p. 219–233, 2013.
- KRÖGER, R. et al. Plant senescence: A mechanism for nutrient release in temperate agricultural wetlands. **Environmental Pollution**, v. 146, n. 1, p. 114–119, 2007.
- KUBITZA, F. Qualidade Da Água Na Produção De Peixes -Parte I. **Aquicultura**, 1998.
- KUBITZA, F. Tilápia: Tecnologia e planejamento na produção comercial. **Tropical Agriculture and Development**, 2011.

- LACOUL, P.; FREEDMAN, B. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. **Environmental Reviews**, v. 14, n. 2, p. 89–136, 2006.
- LEWIS, W. M. Basis for the protection and management of tropical lakes. **Lakes and Reservoirs: Research and Management**, 2000.
- LIU, S. et al. Methane and Nitrous Oxide Emissions Reduced Following Conversion of Rice Paddies to Inland Crab – Fish Aquaculture in Southeast China. 2016.
- LU, Q. et al. Phytoremediation to remove nutrients and improve eutrophic stormwaters using water lettuce (*Pistia stratiotes* L.). **Environmental Science and Pollution Research**, 2010.
- MACEDO, C. F.; SIPAUBA-TAVARES, L. H. Eutrophication and Water Quality in Pisciculture: Consequences and Recommendations. **Boletim Do Instituto De Pesca**, 2010.
- MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização E Qualidade Da Água Na Piscicultura: Consequências E Recomendações Eutrophication and Water Quality in Pisciculture: Consequences and Recommendations. **Bol. Inst. Pesca**, v. 36, n. 2, p. 149–163, 2010a.
- MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização E Qualidade Da Água Na Piscicultura: Consequências E Recomendações Eutrophication and Water Quality in Pisciculture: Consequences and Recommendations. **Bol. Inst. Pesca**, 2010b.
- MACIEL, P. O. et al. Trichodinidae in commercial fish in South America. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 28, n. 1, p. 33–56, 2018.
- MALLASEN, M. et al. Water quality in cage system fish farm in Ilha Solteira reservoir, SP [Qualidade da água em sistema de piscicultura em tanques-rede no reservatório de Ilha Solteira, SP]. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 38, n. 1, p. 15–30, 2012.
- MALMAEUS, J. M.; RYDIN, E. A time-dynamic phosphorus model for the profundal sediments of Lake Erken, Sweden. **Aquatic Sciences**, v. 68, n. 1, p. 16–27, 2006.
- MARCANTONIO, A. S.; ROCHA, G. C. **ESTUDO DO IMPACTO AMBIENTAL DE EFLUENTES DE ATIVIDADES AGROPECUÁRIAS SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA Adriana**. Caxambu: Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 2007
- MARTÍNEZ-NIETO, P. et al. Biofertilizers and composting accelerators of polluting macrophytes of a Colombian lake. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, 2011.
- MARTINS, A. P. L. et al. Capacidade da *Typha dominguensis* na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na Bacia do Iraí - Paraná. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 324–330, 2007.
- MCCORMICK, P. V.; O'DELL, M. B. Quantifying Periphyton Responses to Phosphorus in the Florida Everglades: A Synoptic-Experimental Approach. **Journal of the North American Benthological Society**, 1996.
- MEDEIROS, M. V.; AUBIN, J.; CAMARGO, A. F. M. Life cycle assessment of fish and prawn production: Comparison of monoculture and polyculture freshwater systems in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 156, p. 528–537, 2017.
- MEES, J. B. R. et al. Removal of organic matter and nutrients from slaughterhouse wastewater by using *Eichhornia crassipes* and evaluation of the generated biomass composting. **Engenharia Agrícola**, 2009.
- MIAO, S. L. Rhizome growth and nutrient resorption: Mechanisms underlying the replacement of two clonal species in Florida Everglades. **Aquatic Botany**, 2004.
- MILSTEIN, A. Ecological aspects of fish species interactions in polyculture ponds. **Hydrobiologia**, 1992.

- MONTANHINI NETO, R.; OSTRENSKY, A. Nutrient load estimation in the waste of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L.) reared in cages in tropical climate conditions. **Aquaculture Research**, v. 46, n. 6, p. 1309–1322, 2015.
- MORIARTY, D. J. W. **The role of microorganisms in aquaculture ponds**. Aquaculture. **Anais...**1997
- MULDERIJ, G.; VAN NES, E. H.; VAN DONK, E. Macrophyte-phytoplankton interactions: The relative importance of allelopathy versus other factors. **Ecological Modelling**, 2007.
- NAIR, C. S.; KANI, K. M. Phytoremediation of Dairy Effluent Using Aquatic Macrophytes. **International Journal of Scientific & Engineering Research**, v. 7, n. 4, p. 253–259, 2016.
- NÜRNBERG, G. K. Trophic state of clear and colored, soft- and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. **Lake and Reservoir Management**, 1996.
- OLGUÍN, E. J. et al. Year-round phytofiltration lagoon assessment using *Pistia stratiotes* within a pilot-plant scale biorefinery. **Science of the Total Environment**, v. 592, p. 326–333, 2017.
- OSTI, J. A. S.; HENARES, M. N. P.; CAMARGO, A. F. M. The efficiency of free-floating and emergent aquatic macrophytes in constructed wetlands for the treatment of a fishpond effluent. **Aquaculture Research**, v. 49, n. 10, p. 3468–3476, 2018.
- PACU, J. DE et al. Fitase em rações para Juvenis de Pacu (. v. 34, n. 4, p. 489–496, 2000.
- PAERL, H. W.; TUCKER, C. S. Ecology of Blue-Green Algae in Aquaculture Ponds. **Journal of the World Aquaculture Society**, 1995.
- PANDIT, N. P.; NAKAMURA, M. Effect of High Temperature on Survival , Growth and Feed Conversion Ratio of Nile Tilapia , *Oreochromis niloticus*. p. 219–224, 2010.
- PATERNIANI, J E S; CONCEIÇÃO, C. H. Z. DA. UTILIZAÇÃO DA PRÉ-FILTRAÇÃO E FILTRAÇÃO LENTA NO TRATAMENTO DE ÁGUA PARA PISCICULTURA. **Revista Ecosistema**, v. 26, n. 1, p. 8–12, 2001.
- PELLETIER, N. L. et al. Impact categories for life cycle assessment research of seafood production systems: Review and prospectus. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 12, n. 6, p. 414–421, 2007.
- PETRUCIO, M. M.; ESTEVES, F. A. Influence of photoperiod on the uptake of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 3, p. 373–379, 2005.
- PORCIÚNCULA, Â. **Impactos Ambientais da Tilapicultura em Sistema Semi-Intensivo**. [s.l.] Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC, 2009.
- PUGLIESE, A.; BIDINI, G.; FANTOZZI, F. **Anaerobic digestion of macrophytes algae for eutrophication mitigation and biogas production**. Energy Procedia. **Anais...**2015
- PULKKINEN, K. et al. Intensive fish farming and the evolution of pathogen virulence: The case of columnaris disease in Finland. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 277, n. 1681, p. 593–600, 2010.
- REDDING, T.; TODD, S.; MIDLEN, A. The treatment of aquaculture wastewaters - a botanical approach. **Journal of Environmental Management**, v. 50, n. 3, p. 283–299, 1997.
- REDDY, K. R.; D'ANGELO, E. M.; DEBUSK, T. A. Oxygen transport through aquatic macrophytes: The role in wastewater treatment. **Journal of Environmental Quality**, 1990.
- REDDY, K. R.; DE BUSK, W. F. Nutrient Removal Potential of Selected Aquatic

- Macrophytes. **Journal of Environment Quality**, v. 14, n. 4, p. 459–462, 1985.
- REDDY, K. R.; DE BUSK, W. F. Nutrient Removal Potential of Selected Aquatic Macrophytes. **Journal of Environment Quality**, v. 14, n. 4, p. 459, 20 jul. 2010.
- REDDY, K. R.; DEBUSK, T. A. State-of-the-art utilization of aquatic plants in water pollution control. **Water Science and Technology**, 1987.
- REHMAN, F. et al. **Constructed Wetlands: Perspectives of the Oxygen Released in the Rhizosphere of Macrophytes** Clean - Soil, Air, Water, 2017.
- ROCHA, C. B. et al. SUPLEMENTAÇÃO DA ENZIMA FITASE E O DESEMPENHO E RETENÇÃO MINERAL EM JUVENIS DE JUNDIÁ (*Rhamdia quelen*) PHYTASE ENZYME SUPPLEMENTATION ON PERFORMANCE AND MINERAL RETENTION IN BONES OF SILVER CATFISH JUVENILES (*Rhamdia quelen*). v. 34, n. 1, p. 151–157, [s.d.].
- ROWLAND, S. J. Water quality in freshwater aquaculture. **Fishfacts**, 1992.
- RUEDA, F.; MORENO-OSTOS, E.; ARMENGOL, J. The residence time of river water in reservoirs. **Ecological Modelling**, v. 191, n. 2, p. 260–274, 2006.
- RYDIN, E. Potentially mobile phosphorus in Lake Erken sediment. **Water Research**, v. 34, n. 7, p. 2037–2042, 2000.
- SÁNCHEZ, IVÁN A; MATSUMOTO, T. Ammonia removal in a water recirculating system for tilapia using an aerobic three-phase fluidized-bed reactor. **Monitoramento. Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias**, n. 24, p. 263–271, 2011.
- SANTOS, A. A. O. et al. Comparing environmental impacts of native and introduced freshwater prawn farming in Brazil and the influence of better effluent management using LCA. **Aquaculture**, 2015.
- SCHALCH, S. H. C.; MORAES, J. R. E. DE; MORAES, F. R. DE. Fauna parasitária de peixes oriundos de “pesque-pague” do município de Guariba, São Paulo, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 28, n. 3, p. 67–79, 2009.
- SCHEFFER, M. et al. Floating plant dominance as a stable state. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 100, n. 7, p. 4040–4045, 2003.
- SCHIERANO, M. C.; MAINE, M. A.; PANIGATTI, M. C. Dairy farm wastewater treatment using horizontal subsurface flow wetlands with *Typha domingensis* and different substrates. **Environmental Technology (United Kingdom)**, 2017.
- SCHRADER, K. K. Natural Algicides for the Control of Cyanobacterial-Related Off-Flavor in Catfish Aquaculture. In: [s.l: s.n.].
- SCHULTER, E. P.; FILHO, J. E. R. V. Evolução Da Piscicultura No Brasil: Diagnóstico E Desenvolvimento Da Cadeia Produtiva De Tilápia. **Instituto de pesquisa Econômica Aplicada - Ipea**, p. 42, 2017.
- SHARRER, K. L. et al. Modeling and mitigation of denitrification “woodchip” bioreactor phosphorus releases during treatment of aquaculture wastewater. **Ecological Engineering**, 2016.
- SILVA, J. V. H. DA et al. COMPOSTAGEM DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS : *Salvinia auriculata* E *Eichhornia crassipes* RETIRADAS DO RESERVATÓRIO DA UHE LUIS EDUARDO MAGALHÃES , TOCANTINS. **Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal**, v. 8, n. 2, p. 74–86, 2011.
- SIMÕES, FABIANO DOS SANTOS; YABE, MARIA JOSEFA DOS SANTOS; MOREIRA, ALTAIR B; BISISNOTI, M. C. AVALIAÇÃO DO EFEITO DA PISCICULTURA EM SISTEMAS AQUÁTICOS EM ASSIS E CÂNDIDO MOTA, SÃO PAULO, POR

INDICADOR DE QUALIDADE DA ÁGUA E ANÁLISE ESTATÍSTICA MULTIVARIADA. **Química Nova**, v. 30, n. 8, p. 1835–1841, 2007.

- SIPAÚBA-TAVARES, L.; DONADON, A.; MILAN, R. Water quality and plankton populations in an earthen polyculture pond. **Brazilian Journal of Biology**, 2011.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; BRAGA, F. M. DE S. Constructed wetland in wastewater treatment. **Acta Scientiarum - Biological Sciences**, 2008.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; FÁVERO, E. G. P.; BRAGA, F. M. S. Utilization of macrophyte biofilter in effluent from aquaculture: I. Floating plant. **Brazilian Journal of Biology**, 2002.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; FLORÊNCIO, T.; SCARDOELI-TRUZZI, B. Aquaculture biological waste as culture medium to cultivation of *Ankistrodesmus gracilis* (Reinsch) Korshikov. **Brazilian Journal of Biology**, v. 78, n. 3, p. 579–587, 2018.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; GUARIGLIA, C. S. T.; BRAGA, F. M. S. Effects of rainfall on water quality in six sequentially disposed fishponds with continuous water flow. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 4, p. 643–649, 2007.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.; SETO, L.; MILLAN, R. Seasonal variation of biotic and abiotic parameters in parallel neotropical fishponds. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 1, p. 166–174, 2014.
- SLEMBROUCK, J. et al. Choosing floating macrophytes for ecological intensification of small-scale fish farming in tropical areas: A methodological approach. **Aquatic Living Resources**, v. 31, 2018.
- SRIVASTAVA, J.; GUPTA, A.; CHANDRA, H. Managing water quality with aquatic macrophytes. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 7, n. 3, p. 255–266, 2008.
- STEWART, N. T.; BOARDMAN, G. D.; HELFRICH, L. A. Treatment of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) raceway effluent using baffled sedimentation and artificial substrates. **Aquacultural Engineering**, 2006.
- TALBOT, C.; HOLE, R. Fish diets and the control of eutrophication resulting from aquaculture. **Journal of Applied Ichthyology**, 1994.
- TAPIA-TORRES, Y. et al. How to live with phosphorus scarcity in soil and sediment: Lessons from bacteria. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 82, n. 15, p. 4652–4662, 2016.
- TAVARES, L. H. S. et al. Aquatic Plants : Alternative Medium for Microalgae Growth. **Annals of Aquacultura and Research**, 2015.
- TAVARES, L. H. S.; SANTEIRO, R. M. Fish farm and water quality management. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, 2013.
- THOMAZ, S. M. et al. Aquatic macrophytes of Itaipu Reservoir, Brazil: Survey of species and ecological considerations. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 42, n. 1, p. 15–22, 1999.
- THOMAZ, S. M. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. **Planta Daninha**, 2002.
- TING, W. H. T. et al. Application of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) for phytoremediation of ammoniacal nitrogen: A review. **Journal of Water Process Engineering**, v. 22, n. October 2017, p. 239–249, 2018.
- TM, L. A. K. et al. Particle size distribution of wastes from freshwater fish farms. p. 65–78, 1997.

- TOLEDO-GUEDES, K.; SANCHEZ-JEREZ, P.; BRITO, A. Influence of a massive aquaculture escape event on artisanal fisheries. **Fisheries Management and Ecology**, v. 21, n. 2, p. 113–121, 2014.
- TRAVAINI-LIMA, F.; DA VEIGA, M. A. M. S.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Constructed wetland for treating effluent from subtropical aquaculture farm. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 226, n. 3, 2015.
- TRAVAINI-LIMA, F.; MILSTEIN, A.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Seasonal Differences in Plankton Community and Removal Efficiency of Nutrients and Organic Matter in a Subtropical Constructed Wetland. **Wetlands**, 2016.
- TRIPATHI, B. D.; SRIVASTAVA, J.; MISRA, K. Nitrogen and Phosphorus Removal-capacity of Four Chosen Aquatic Macrophytes in Tropical Freshwater Ponds. **Environmental Conservation**, 1991.
- TROMANS, D. Oxygen in Water : a Thermodynamic Analysis. **Hydrometallurgy**, v. 48, p. 327–342, 1998.
- TRUE, B.; JOHNSON, W.; CHEN, S. Reducing phosphorus discharge from flow-through aquaculture: III: Assessing high-rate filtration media for effluent solids and phosphorus removal. **Aquacultural Engineering**, v. 32, n. 1, p. 161–170, 2004a.
- TRUE, B.; JOHNSON, W.; CHEN, S. Reducing phosphorus discharge from flow-through aquaculture I: Facility and effluent characterization. **Aquacultural Engineering**, v. 32, n. 1, p. 129–144, 2004b.
- TURCIOS, A. E.; PAPENBROCK, J. Sustainable treatment of aquaculture effluents-What can we learn from the past for the future? **Sustainability (Switzerland)**, v. 6, n. 2, p. 836–856, 2014a.
- TURCIOS, A. E.; PAPENBROCK, J. Sustainable Treatment of Aquaculture Effluents—What Can We Learn from the Past for the Future. **Sustainability**, v. 6, p. 836–856, 2014b.
- TURCIOS, A. E.; PAPENBROCK, J. Sustainable Treatment of Aquaculture Effluents—What Can We Learn from the Past for the Future. p. 836–856, 2014c.
- TURNER, D. E.; SMITH, W. C.; BANERJEE, S. A measure of near-surface fluid motions that predicts air-water gas transfer in a wide range conditions. **Geophysical Research Letters**, v. 32, n. 4, p. 1–4, 2005.
- VALDIVIA SANTIBANEZ, M. V. The role of microbial processes in soil phosphorus dynamics. **ProQuest Dissertations and Theses**, n. January, p. 158, 2009.
- VERDEGEM, M. C. J. Nutrient discharge from aquaculture operations in function of system design and production environment. **Reviews in Aquaculture**, v. 5, n. 3, p. 158–171, 2013a.
- VERDEGEM, M. C. J. Nutrient discharge from aquaculture operations in function of system design and production environment. **Reviews in Aquaculture**, 2013b.
- WANG, L. et al. Phosphorus release during decomposition of the submerged macrophyte *Potamogeton crispus*. **Limnology**, v. 19, n. 3, p. 355–366, 2018.
- WOJCIECHOWSKI, J. et al. Potential effects of mechanically removing macrophytes on the phytoplankton community of a subtropical reservoir. **Acta Botanica Brasílica**, v. 32, n. 4, p. 588–594, 2018.
- XU, Z.; BOYD, C. E. Reducing the monitoring parameters of fish pond water quality. **Aquaculture**, 2016.
- YANG, Z. et al. Hydrogen peroxide treatment promotes chlorophytes over toxic cyanobacteria in a hyper-eutrophic aquaculture pond. **Environmental Pollution**, 2018.

- YEO, S. E.; BINKOWSKI, F. P.; MORRIS, J. E. **Aquaculture Effluents and Waste By-Products Characteristics, Potential Recovery, and Beneficial Reuse.** [s.l: s.n.]. v. 8
- YILDIZ, H. Y. et al. Nitrite-induced methemoglobinemia in Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 22, n. 5, p. 427–429, 2006.
- ZHOU, Q. et al. Role and functions of beneficial microorganisms in sustainable aquaculture. **Bioresource Technology**, 2009.

CAPÍTULO 3. Manejo Ecológico Aplicado ao Tratamento de Efluente de Aquicultura Continental

Abstract

Aquaculture has been standing out as an important commercial activity, and already represents 50% of fish production in the world, providing economic and social benefits. However, it has aroused the concern of government agencies, non-governmental organizations and researchers regarding the environmental impacts related to the activity, especially with regard to the production of effluents and their release without treatment in aquatic environments. Studies on the treatment of effluents with ecological management in sedimentation basin systems, through the use of different integrated multitrophic systems, can bring positive results for continental fish farming in compliance with current regulations, thus minimizing the impacts on aquatic ecosystems. Macrophytes are used as biofilters and play an important role in removing nutrients from the effluent. Fish from different eating habits, in polyculture, can contribute to the reduction and better use of the residues generated by feeding the main species of the fish farm. Our work aimed to assess the environmental impact of effluents generated in a tilapia production cycle and to test the efficiency of different ecological management systems using sedimentation basins, macrophytes, filtering and detritivorous fish in the treatment of fish farming effluents. Although all treatment systems were equally efficient in improving the quality of the effluent for several tested parameters, most of them adapting to the current environmental standards, ecological management using only sedimentation basin, proved to be the most suitable, as it generated less waste solid and demanded less management than the other treatments that associated fish with different eating habits and macrophytes.

Keywords: macrophytes; bioremediation; eutrophication; integrated multitrophic system; pisciculture;

Resumo

A aquicultura vem se destacando como importante atividade comercial, e já representa 50% da produção de pescado no mundo, proporcionando benefícios econômicos e sociais. Entretanto tem despertado a preocupação de órgãos governamentais, organizações não governamentais e pesquisadores quanto aos impactos ambientais relacionados à atividade, especialmente no que tange a produção de efluentes e o seu lançamento sem tratamento em ambientes aquáticos. Os estudos de tratamento de efluentes com manejo ecológico em sistemas de bacias de sedimentação, por meio do uso de diferentes sistemas multitróficos integrados, podem trazer resultados positivos para a piscicultura continental no atendimento às normas vigentes, minimizando assim os impactos sobre os ecossistemas aquáticos. As macrófitas são utilizadas como biofiltros e apresentam importante papel na remoção de nutrientes do efluente. Peixes de diferentes hábitos alimentares, em policultivo, podem contribuir para redução e melhor aproveitamento dos resíduos gerados pela alimentação da espécie principal do cultivo. O nosso trabalho objetivou avaliar o impacto ambiental dos efluentes gerados em um ciclo de produção de tilápias e testar a eficiência de diferentes sistemas de manejo ecológico utilizando bacia de sedimentação, macrófitas, peixes filtradores e detritívoros nos tratamentos de efluentes de piscicultura. Apesar de todos os sistemas de tratamentos terem sido igualmente eficientes na melhoria da qualidade do efluente para diversos parâmetros testados, adequando a maioria deles as normas ambientais vigentes, o manejo ecológico utilizando somente bacia de sedimentação, se mostrou o mais adequando, pois gerou menos resíduos sólidos e demandou menos manejos do que os demais tratamentos que associavam peixes de diferentes hábitos alimentares e macrófitas.

Palavras-chave: macrófitas; biorremediação; eutrofização; sistema multitrófico integrado; piscicultura.

Introdução

A atividade da aquicultura tem se expandido nas últimas décadas em todo o mundo. Essa expansão ocorreu como reflexo do declínio da pesca extrativista e de simultâneo aumento na demanda de pescado (FAO, 2018). O Brasil possui enorme potencial para a piscicultura continental devido aos seus recursos hídricos abundantes, e também, às suas dimensões continentais, clima propício e empreendedorismo dos produtores (SCHULTER; FILHO, 2017). Como toda atividade produtiva, a piscicultura provoca impactos ambientais, especialmente pelos efluentes gerados, sendo necessária a utilização de técnicas efetivas para tratamento dos efluentes de acordo com o grau de poluição (GONZAGA et al., 2008). As características limnológicas e o grau de eutrofização dos efluentes de piscicultura podem apresentar grande variação, dependendo da qualidade do afluente, das formas de manejo, da tecnologia empregada, das espécies cultivadas e, principalmente, da intensidade da produção (BOYD, 2003; BOYD; MCNEVIN, 2015; BOYD; SCHMITTOU, 1999; SANTOS et al., 2015; TAVARES; SANTEIRO, 2013).

Dentre os principais impactos dos efluentes que causam a eutrofização dos ambientes aquáticos naturais estão: o aumento das concentrações de nutrientes, principalmente nitrogênio (N) e fósforo (P); aumento das populações de fitoplâncton e de bactérias; aumento das concentrações de sólidos e a diminuição do oxigênio dissolvido (MACEDO; SIPAUBA-TAVARES, 2010; REDDING et al., 1997; SIPAÚBA-TAVARES et al., 2011). Essa eutrofização artificial é causada principalmente pelos alimentos não consumidos pelos peixes, uso de fertilizantes e produtos da excreção dos peixes como urina, fezes e da respiração branquial (BACCARIN; CAMARGO, 2005; BACCARIN et al., 2000; ROWLAND, 1992; TALBOT; HOLE, 1994).

A eutrofização também pode trazer prejuízos econômicos à produtividade da piscicultura devido à redução dos teores de oxigênio dissolvido; aumento dos compostos nitrogenados tóxicos aos animais; desequilíbrio da relação patógeno, ambiente e hospedeiro; e

comprometimento da qualidade do pescado pela exposição às cianotoxinas (COSTA et al., 2014; KUBITZA; KUBITZA, 2000; TAVARES-DIAS; MARTINS, 2017; TRUE et al., 2004).

Os órgãos ambientais oficiais no Brasil vêm normatizando mecanismos de controle e licença da atividade, que estabelecem uma série de padrões quanto à temperatura, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, sólidos sedimentáveis, sólidos totais, turbidez, clorofila *a*, nitrogênio total, fósforo total, amônia, nitrito e nitrato em efluentes de pisciculturas continentais (classe II), através das resoluções do conselho nacional de meio ambiente CONAMA n°357/2005 e n° 430/2011 (BRASIL, 2005; BRASIL, 2011) , que tornam indispensável a adoção de métodos eficientes para o tratamento de efluentes.

Sistemas de bacia de sedimentação ou tanque de decantação são muito utilizados em tratamentos de esgotos domésticos e industriais, podendo ser também uma alternativa para tratamento de efluentes pisciculturas, pois podem remover sólidos, materiais flutuantes e parte da matéria orgânica por efeito de decantação (ARBIV; VAN RIJN, 1995; SÁNCHEZ, IVÁN et al., 2011; STEWART et al, 2006).

Alguns autores vêm enfatizando também a utilização dos próprios recursos que o ambiente pode fornecer, através do manejo ecológico, para mitigação dos impactos causados pelos efluentes não tratados de pisciculturas continentais (CHÁVEZ-CROOKER; OBREQUE-CONTRERAS, 2010; REDDY; DEBUSK, 1987; SIMEON; SILHOL, 1985; MUZZI, 1994). As macrófitas aquáticas encontradas nos ambientes aquáticos naturais podem ser utilizadas no manejo ecológico de efluentes de pisciculturas (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2006; OSTI et al., 2018; SIPAÚBA-TAVARES et al., 2002). Os resíduos sólidos gerados pelas macrófitas no tratamento de efluentes de pisciculturas, que não possuem contaminantes como metais pesados, podem ser utilizados como biofertilizantes, alimentos para nutrição animal, meio de cultura para algas, matéria-prima para produção de biogás e biocombustível {Formatting Citation}.

A associação de animais de diferentes hábitos alimentares em pisciculturas ou em seus sistemas de tratamento como, por exemplo, espécies detritívoras e onívoras, pode aumentar o

aproveitamento do alimento disponível no sistema de produção, além de melhorar os rendimentos dos produtores por meio da comercialização de duas ou mais espécies cultivadas (HEPHER et al., 1989; MILSTEIN, 1992). Vale ressaltar, que alguns casos o policultivo tem como objetivo principal minimizar os impactos de eutrofização causados pelo excesso de nutrientes na coluna d'água dos sistemas de criação em monocultivo, que tendem a favorecer o aumento da produtividade primária, alterando a dinâmica do oxigênio dissolvido com consequências ecológicas negativas (LUTZ, 2003; MIDLEN; REDDING, 1998; VALENTI, 2008).

O sistema de aquicultura multitrófica integrada, associando macrófitas aquáticas e peixes de diferentes hábitos alimentares nos sistemas de tratamento de efluentes, com manejos ecológicos, pode ser uma alternativa viável para a diminuição do impacto ambiental da piscicultura continental, como demonstrados por estudos na aquicultura marinha (ELER; MILLANI, 2007; ESTIM, 2015; HENARES et al., 2019; MEDEIROS et al., 2017).

Neste contexto, o presente estudo propôs avaliar a eficiência de macrófitas aquáticas e de peixes em sistemas de bacias de sedimentação, no tratamento de efluentes de piscicultura, utilizados em diferentes manejos ecológicos dos efluentes de piscicultura, com produção da tilápia nilótica - *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758), principalmente na redução dos nutrientes e sólidos em suspensão, e também na adequação dos parâmetros limnológicos aos padrões estabelecidos pelas normativas ambientais vigentes.

Material e Métodos

Localização

O experimento foi conduzido no Centro de Treinamento em Aquicultura de Rio das Flores – CTARF (22°8'54.47"S e 43°34'27.47"O), da Fundação Instituto de Pesca do Estado do Rio de Janeiro – Fiperj, localizado na Região Hidrográfica III da Bacia Hidrográfica do Paraíba

do Sul. , As análises laboratoriais foram realizadas no Laboratório de Ecologia Aquática - LEA da Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF.

Desenho experimental

Os experimentos englobaram um ciclo de produção completo, que dura cerca de 12 meses, iniciando em janeiro de 2017 e terminando em março de 2018. Para o cultivo de peixes no viveiro em sistema semi-intensivo foram utilizados 120 alevinos de tilápia (*O. niloticus*) da linhagem Tilamax[®], distribuídas em um viveiro de alvenaria com 85 metros quadrados e 52 metros cúbicos, com vazão do afluente de 10 L/seg e tempo de residência de 11,6 dias.

Utilizamos cálculo técnico preconizado para densidade de estocagem em sistema semi-intensivo de até 2 peixes por metro cúbico de água do viveiro, com mais cerca de 10% para repor a eventual mortalidade (KUBITZA, 2011). As tilápias foram cultivadas em fase única (de alevino até o peso de abate), quando atingiram cerca de 1 quilo de peso vivo.

Os sistemas de bacia de sedimentação de manejo ecológico para tratamento de efluente foram constituídos de 12 tanques circulares experimentais de polietileno de 500 L, instalados ao ar livre (Figura 1). O período de residência do efluente em cada um dos tanques foi de 28 horas, com vazão de 0,005 L/seg, que somados correspondiam a 10% do volume total do viveiro de cultivo de tilápia. O efluente do viveiro de produção entrava pela parte superior do tanque circular e saía pelo lado oposto também pela parte superior, ambos por efeito de gravidade (Figura 2).

Nos tratamentos foram testados os efeitos de diferentes manejos ecológicos para o tratamento de efluentes, associados ou não, com macrófitas aquáticas, peixe filtrador - *O. niloticus* (tilápia) e peixe detritívoro - *Pterygoplichthys ambrosetti* (Holmberg, 1893) (cascudo).

O delineamento experimental foi inteiramente aleatorizado, com quatro tratamentos de três repetições. E separado em duas fases durante os 13 meses de duração. A primeira fase, de 7 meses, foi utilizada somente com a macrófita flutuante *Pistia stratiotes* Linn. (família Araceae)

nos tratamentos. Na segunda fase, de 5 meses, foi utilizado somente a macrófita emergente *Typha domingensis* Pers., da família Thyphaceae.

O experimento foi composto das seguintes unidades experimentais:

1. Sistema sem organismos - sem macrófitas ou peixes; sem substrato na primeira fase e com substrato na segunda fase (TSOSS e TSOCS);
2. Sistema apenas com Macrófitas (TMP e TMT);
3. Sistema com macrófita e cascudo - (*P. ambrosetti*) (TMPC e TMTC);
4. Sistema com macrófita, cascudo (*P. ambrosetti*) e tilápia (*O. niloticus*) (TMPCT e TMTCT).

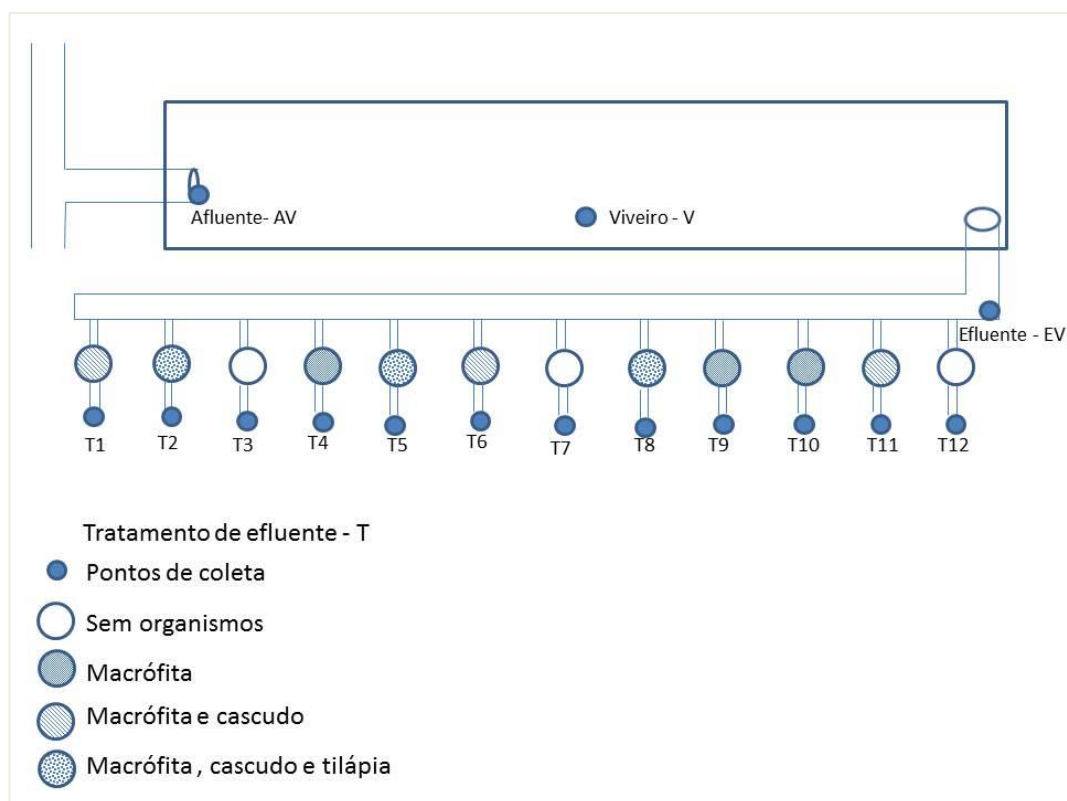


Figura 1: Layout do experimento com a entrada do Afluente principal no tanque de cultivo e a saída (efluente) deste tanque para os sistemas de tratamento que se diferenciavam quanto a sua composição biológica.

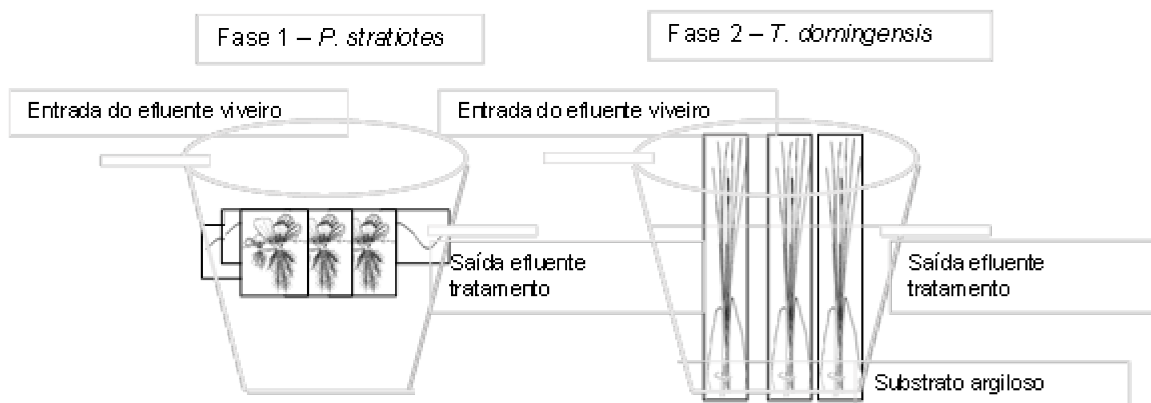


Figura 2: Perfis tanques circulares dos tratamentos, somente com macrófitas, nas duas fases do experimento

Na fase 1 do experimento as *P. stratiotes* foram distribuídas com a mesma biomassa (gramas), nos tratamentos que utilizaram macrófita, até a ocupação de 80% da superfície do tanque circular. Utilizamos um aro flutuante para fazer a contenção das plantas.

Na fase 2 do experimento, para a fixação da *T. domingensis*, foi inserido substrato argiloso retirado do fundo de um viveiro de piscicultura. Essa argila foi utilizada também nos tanques tratamento sem organismos (macrófitas ou peixes) para evitar interferência deste elemento na comparação entre os tratamentos da fase 2. Foram plantadas cinco mudas de *T. domingensis* em cada tratamento, e as plantas foram podadas para que todas elas tivessem aproximadamente 0,7 metros de altura.

Coleta e manejo do material biológico

Macrófitas

As macrófitas foram retiradas de ambiente natural, sob autorização do registro para coleta de material botânico, fúngico e microbiológico do SISBIO nº 53649-1, emitida em 6 de abril de 2016, e higienizadas para retirada de materiais orgânicos e inorgânicos antes de serem

colocadas nos tratamentos. As macrófitas eram repostas a cada 3 meses quando entravam em período de senescência.

Peixes

A execução do experimento com os peixes foi aprovada pelo Comitê de Ética para Uso de Animais – CEUA da Fiperj através de certificado protocolo número 001/2016.

Os peixes usados durante o experimento foram pesados com uso de balança digital com capacidade para 10 kg (modelo SF 400), para a biometria.

A biometria das tilápias do viveiro de produção era realizada a cada 15 dias para monitoramento de engorda e crescimento. A biomassa era tomada também para o cálculo de arraçoamento, ou seja, a quantidade diária em gramas de ração necessária para o bom desenvolvimento do peixe. Para essa estimativa, medíamos a média de temperatura com uso de termômetro de imersão marca Incoterm de -10 a 110°C do período de 15 dias (manhã e tarde). Baseado neste valor, e no peso médio individual dos peixes do tanque de produção, buscávamos por meio de uma tabela de arraçoamento (Tabela 1) o percentual de arraçoamento, que variou entre 0,4 e 12 % do peso vivo. Cada lote de ração era pesado e administrado 2 vezes por dia (manhã e tarde). Os peixes foram alimentados com ração comercial que variaram de tamanho (desde pó até 8 milímetros de pélete) e valores nutricionais (entre 24 e 55% de proteína bruta) de acordo com a fase de vida da tilápia.

Tabela 1: Percentual (%) da biomassa individual do peixe para arraçoamento por dia (adaptado de OSTRENSKY; BOEGER, 1998)

Intervalo do peso médio individual (g)	TEMPERATURA (°C)						
	<15	15-17	18-20	21-23	24-26	27-29	>30
1-5	0	3	6	9	12	15	6
5-10	0	1,6	3,2	4,8	6,4	8	3,2
10-20	0	1,4	2,8	4,2	5,6	7	2,8
20-50	0	1	2	3	4	5	2
50-70	0	0,8	1,6	2,4	3,2	4	1,6
70-100	0	0,8	1,6	2,4	3,2	4	1,6
100-150	0	0,6	1,2	1,8	2,4	3	1,2
150-200	0	0,54	1,08	1,62	2,16	2,7	1,08
200-300	0	0,48	0,96	1,44	1,92	2,4	0,96
300-400	0	0,4	0,8	1,2	1,6	2	0,8
401-500	0	0,38	0,75	1,1	1,5	1,9	0,75
500-550	0	0,35	0,7	0,9	1,4	1,6	0,5
551-700	0	0,35	0,7	0,9	1,4	1,6	0,5
700-1000	0	0,35	0,6	0,7	1	1	0,5

As tilápias colocadas no viveiro de produção no início da experimentação tinham peso médio de 3,4 gramas. Realizamos também fertilização artificial da água do viveiro para formação de alimento vivo (plâncton), com administração a cada 15 dias de uréia e superfosfato simples na concentração de 234 e 125 gramas, respectivamente, até que os peixes do viveiro de produção atingissem em média 100 gramas de peso vivo individual (juvenis).

Colocamos um único *P. ambrosetti* (cascudo) nos dois tratamentos propostos e suas réplicas. Nos tratamentos com tilápias utilizamos dois indivíduos da espécie, para evitar aumento da capacidade de suporte do sistema com o crescimento dos peixes, mantendo os tratamentos com baixa densidade de peixes (biomassa máxima de 200 gramas por metro quadrado). Os cascudos e as tilápias tinham peso médio de 8 e 4 gramas, respectivamente, e foram pesados somente no início da experimentação da fase 1 e fase 2, para padronização das réplicas.

Análises

As análises dos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água foram realizadas mensalmente nos pontos amostrados (Figura 1) com o auxílio da sonda multiparâmetro HORIBA® para os seguintes parâmetros: temperatura; oxigênio dissolvido; saturação de oxigênio; pH; turbidez; potencial de oxido-redução (ORP); sólidos dissolvidos totais; condutividade elétrica. A medida de precipitação (pluviometria) foi obtida por pluviômetro de acrílico com escala de 0 a 150 mm.

Para determinação dos nutrientes na água (nitrato, nitrito, amônia, nitrogênio total, nitrogênio orgânico total, nitrogênio inorgânico dissolvido, fósforo total e ortofosfato), utilizamos análises dos comprimentos de ondas, com o auxílio do espectrofotômetro Beckman DU Series 600®, e estimamos as concentrações em µg/L.

Já as análises de clorofila de algas azuis (cianobactérias), verdes, marrons e clorofila *a*-*cl-α* da água foram realizadas por medições de fluorescência *in vivo* usando o aparelho Phyto-PAM® (Phytoplankton analyzer Phyto-PAM, Heinz Walz GmbH, Effeltrich, Alemanha).

As análises de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) da água foram realizada através do método da luminescência 5210 B do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012) com o equipamento Oxygen Sensor Fibox 4 Spot SP-PSt3. O método consistiu no preenchimento com amostra, até o transbordamento, de uma garrafa hermética com capacidade para 45 ml, colocadas em câmara escura para incubação, na temperatura de 20°C por 5 dias. Após homogeneização das amostras o oxigênio dissolvido foi medido antes e após a incubação, e a DBO foi calculada a partir da diferença entre DO inicial e final.

Para determinação de sólidos totais foram seguidas as recomendações da NBR 10664 – determinação de resíduos sólidos (resíduo total) da água pelo método gravimétrico (ABNT,1989). Já para determinação de sólidos suspensos foram seguidas as recomendações da NBR 10664 – determinação de sólidos suspensos (resíduo não filtrável) da água retidos em filtro de porosidade de 1,2 µm (ABNT, 1989). Na análise de sólidos sedimentáveis da água foram seguidas as recomendações da NBR 10561 – método do cone de Imhoff (ABNT, 1988).

Cálculo de sedimentação do efluente

Para o cálculo da sedimentação do efluente do viveiro, foram retiradas as macrófitas e os peixes, e o fluxo de água de entrada do efluente nos tratamentos foi fechado, quando desmontamos a fase experimental 1. Após 24 horas, todo material suspenso flutuante sedimentou e procedemos a retirada da água das caixas por sifonamento, sem ressuspender o sedimentado. Após isso retiramos todo sedimentos das caixas de tratamento, identificando e colocando em recipientes para a secagem em estufa. Quando secos os sedimentos foram pesados em balança eletrônica - marca Toledo modelo prix 3 fit.

Como todos os tratamentos possuíam o mesmo fluxo de efluente do viveiro, utilizamos para o cálculo de sedimentação somente as caixas de tratamento de bacias de sedimentação sem organismos, pois não tinham outras fontes de entrada de sedimento que não eram do efluente, como os demais tratamentos que possuíam macrófitas e peixes. Calculamos o peso médio da tréplica do tratamento sem organismos e multiplicamos pelas 12 caixas de tratamentos de efluentes.

Calculamos a sedimentação da fase experimental 1, em gramas por dia, a partir do peso total de sedimento das caixas de tratamento, dividido pelo número de dias (216) do início ao desmonte do experimento.

Cálculo do índice de estado trófico do efluente

Foi utilizado o índice de estado trófico-IET para lagos (Tabela 2), determinado por Lamparelli (2004), que considera a clorofila-*a* e o fósforo total.

$$\text{IET (CL)} = 10 \times (6 - ((0,92 - 0,34 \times (\ln \text{CL})) / \ln 2))$$

$$\text{IET (PT)} = 10 \times (6 - (1,77 - 0,42 \times (\ln \text{PT}) / \ln 2))$$

onde, PT: concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$; CL: concentração de clorofila *a* medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$; ln: logaritmo natural.

O resultado dos valores apresentados nas tabelas do IET é a média aritmética simples, com arredondamento da primeira casa decimal, dos índices relativos ao fósforo total e a clorofila *a*, segundo a equação:

$$IET = [IET (PT) + IET (CL)] / 2$$

Tabela 2: Classificação do Índice de Estado Trófico (IET) para lagos, segundo por Lamparelli (2004), utilizado pela CETESB (2009).

Categoria de Estado Trófico	IET
U: Ultraoligotrófico	$IET < 47$
O: Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$
M: Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$
E: Eutrófico	$59 < IET \leq 63$
S: Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$
H: Hipereutrófico	$IET > 67$

Cálculo da taxa de remoção dos tratamentos em manejo ecológico

A taxa de remoção (TR) entre as concentrações das variáveis abióticas de entrada (EV) e saída (T) de cada tratamento foi mensurada pela fórmula:

$$TR (\%) = \frac{EV - T}{EV} \times 100$$

onde, EV é o efluente do viveiro e T é o tratamento proposto em cada unidade experimental.

Análise de dados

A comparação entre os tratamentos foi feita a partir da Análise de Variância (ANOVA) para os dados paramétricos, após verificação da normalidade pelo teste de Levene. Foram

realizados também testes de comparação entre as médias pelo teste t de Student (5% de probabilidade). Usamos o software JMP® 14.0 para as análises estatísticas.

Resultados

Avaliação dos parâmetros limnológicos médios do efluente do viveiro quanto à normativa CONAMA n° 357 – classe II (BRASIL, 2005)

Os únicos parâmetros medidos no efluente do viveiro (ponto EV, Figura 1) que ficaram com média fora dos padrões estabelecidos pelas normas ambientais foram o OD (4,9 mg/L), a turbidez (151 NTU), a cl- α (39 μ g/L), o NT (4,1 mg/L) e os sólidos sedimentáveis (12 ml/L) (Tabela 3). Os parâmetros temperatura (26 °C), pH (7,7), DBO (3,4 mg/L) e sólidos totais (389 mg/L) estiveram dentro dos padrões estabelecidos. O nitrato (0,5 mg/L) e o nitrito (0,009 mg/L) estiveram bem abaixo do determinado pela normativa. Entretanto, alguns parâmetros como a amônia (0,18 mg/L) e o fósforo total (0,2 mg/L) demonstraram médias de concentrações bem próximas aos limites da CONAMA n° 357 – classe II.

Tabela 3: Médias das concentrações do efluente do viveiro ao longo de todo o experimento, para os parâmetros normalizados pelo CONAMA n° 357/2005 para recursos hídricos classe II.

Parâmetros analisados	Valor	Padrões da normativa ambiental CONAMA n° 357 classe II
Temperatura (°C)	26	<40°C
pH	7,7	5 a 9
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	4,9	não inferior a 5 mg/L
Turbidez (NTU)	151	até 100 NTU
Clorofila <i>a</i> (μ g/L)	39	até 30 μ g/L
Sólidos Sedimentáveis (ml/L)	12	até 1 ml/L
DBO (mg/L)	3,4	até 5 mg/L
Sólidos Totais (mg/L)	389	até 500 mg/L
Nitrato (mg/L)	0,5	até 10 mg/L
Nitrito (mg/L)	0,009	até 1 mg/L
Amônia (mg/L)	0,18	até 3,7 mg/L, para pH \leq 7,5 e 2,0 mg/L, para

Nitrogênio Total (mg/L)	4,1	7,5 < pH ≤ 8,0 até 1,27 mg/L (lêntico)
Fósforo Total (mg/L)	0,2	até 0,3 mg/L (lêntico)

Valores em negrito estão em desacordo com a norma

Segundo a figura 3, existe uma variação expressiva nos parâmetros medidos ao longo do ano. A turbidez (4,5 a 465 NTU), os sólidos sedimentáveis (0 a 65,7 ml/L) e a cl-α (1,9 a 117,7 µg/L) apresentaram concentrações constantemente acima da norma ambiental nos meses de período de chuvas e temperaturas mais altas. O PT teve uma variação de 22,1 a 842,7 µg/L, e também, a turbidez e os sólidos sedimentáveis, apresentaram maiores concentrações durante os últimos meses do experimento, não atendendo ao limite da normativa neste período. O NT apresentou concentrações que variaram de 983,3 a 9503,8 µg/L, e estiveram fora da normativa durante a maioria dos meses coletados, aumentando também as suas concentrações durante os últimos meses do experimento. O OD variou de 2 a 8,2 mg/L, e teve as suas menores concentrações em grande parte dos meses de temperaturas mais altas, não atendendo à normativa nestes meses.

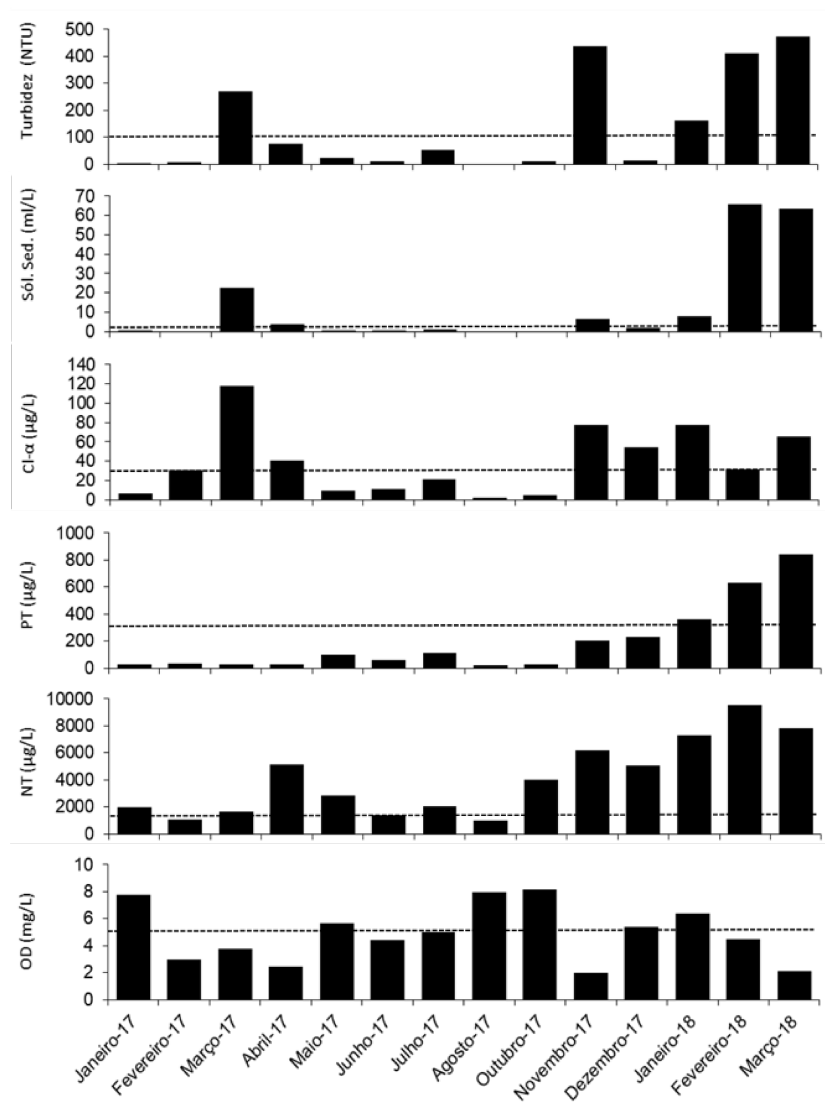


Figura 3: Variações mensais das concentrações dos parâmetros medidos no efluente durante o período experimental. Oxigênio dissolvido (OD); nitrogênio total (NT); fósforo total (PT); clorofila α (Cl- α); turbidez; e sólidos sedimentáveis (Sól. Sed.). Linha tracejada indica o limite do CONAMA n° 357/2005 classe II.

Efeito da sazonalidade no afluente do viveiro, viveiro e efluente do viveiro, e avaliação do atendimento destes á normativa do CONAMA n° 357 – classe II

Os parâmetros OD, NT, PT, cl- α , turbidez e sólidos sedimentáveis apresentaram médias sazonais em desacordo com as normas ambientais do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA n° 357/2005, e estes parâmetros apresentaram diferenças entre os períodos de chuva e seca para os pontos de coleta situados no afluente do viveiro (AV), viveiro (V) e efluente do viveiro (EV) (Figura 4).

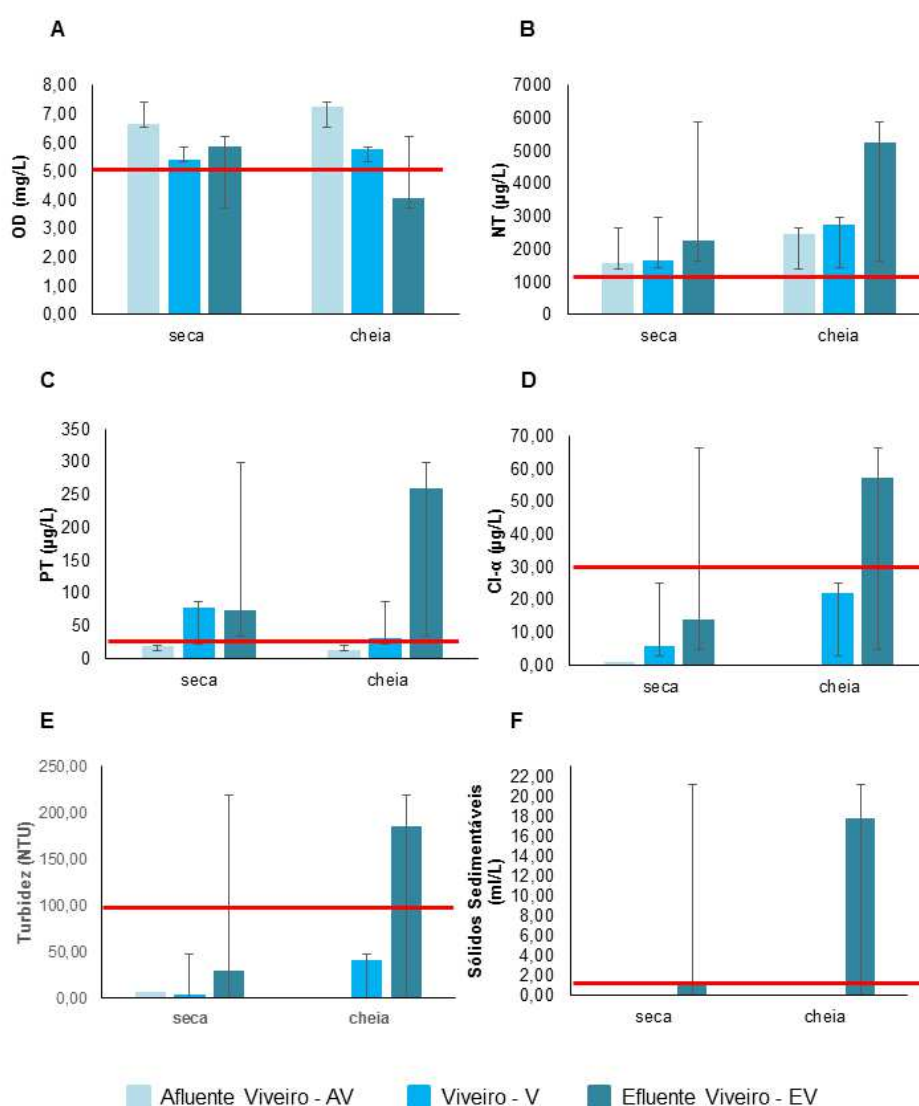


Figura 4: A- Oxigênio dissolvido (OD); B-nitrogênio total (NT); C- fósforo total (PT); D- clorofila α (Cl- α); E- turbidez; e F- sólidos sedimentáveis dos pontos afluente viveiro (AV), viveiro (V) e efluente viveiro (EV), em desacordo com as normas ambientais do CONAMA n° 357/2005 de acordo com a sazonalidade (seca e chuva)

A média do OD no ponto EV (Tabela 4) na chuva ficou abaixo de 5 mg/L (Figura 3-A), com concentrações variando de 2 a 7,8 mg/L, e na seca variando de 3,9 a 8,2 mg/L. Para o AV o OD apresentou concentrações que variaram entre 3,4 e 13,9 mg/L na chuva, e variou entre 3,4 e 9,1 mg/L na seca. Já no V encontramos concentrações na chuva entre 3,6 e 7,8 mg/L, e na seca, entre 3,8 e 8,2 mg/L.

As médias de $Cl-\alpha$, turbidez e sólidos sedimentáveis no ponto EV ficaram acima dos padrões estabelecidos pela normativa ambiental (Tabela 4) (Figura 3-D; 3-E; e 3-F) também no período de chuva. A $Cl-\alpha$ do EV variou de 1,8 a 140,2 $\mu\text{g/l}$ na chuva, e 1,9 a 35,4 $\mu\text{g/l}$ na seca. No EV, durante a chuva a turbidez variou entre 4,5 e 475 NTU, e 11,9 e 52,2 NTU na seca. Para os sólidos sedimentáveis mensuramos no EV uma variação entre 0 e 65,7 ml/L na chuva, e 0 e 4 ml/l na seca. O AV apresentou concentrações de $Cl-\alpha$ entre 0,2 e 1,6 $\mu\text{g/l}$ na chuva, e 0,9 a 1,5 na seca. A turbidez do AV na chuva variou de 1,9 a 244,0, e seca variou de 0 a 15,2. Já os sólidos sedimentáveis não apresentaram variação do AV na chuva e apresentaram uma pequena variação de 0 a 1 ml/L para o AV na seca. O ponto V teve a $Cl-\alpha$ variando entre 1,2 e 67,9 $\mu\text{g/l}$ na chuva), e entre 2,4 e 14,3 $\mu\text{g/L}$ na seca. Os sólidos sedimentáveis variaram no V na chuva entre 0 e 0,4 ml/L, e não tiveram variação na seca mantendo-se em 0 ml/L. O V apresentou turbidez variando entre 2 e 360,3 NTU na chuva, e 0 e 11,8 NTU na seca.

As médias de NT (Tabela 4) (Figura 3-B), em todos os pontos amostrados e nos dois períodos sazonais, estiveram em desacordo com a legislação. No AV, o NT durante a seca variou entre 505,7 e 4071,6 $\mu\text{g/L}$, e na chuva teve variação entre 581,1 e 4697,8 $\mu\text{g/L}$. O NT variou entre 494,8 e 4151,4 $\mu\text{g/L}$, durante a seca no V, já na chuva variou entre 728,0 e 5434,3 $\mu\text{g/L}$. Para o EV o NT apresentou os seguintes valores: seca – variação de 983,3 a 4048,1 $\mu\text{g/L}$; chuva – variação de 1082,8 a 9916,5 $\mu\text{g/L}$.

As médias de PT (Tabela 4) foram encontradas em desacordo com as normas em ambos os períodos (seca e chuva) nos pontos V e EV (Figura 3-C). O ponto V na seca para o PT variou entre 19,7 e 55,9 $\mu\text{g/L}$, e na chuva, teve variação de 18,2 a 285,2 $\mu\text{g/L}$. Para o ponto V, o PT variou de 22,1 a 117,9 $\mu\text{g/L}$ na seca, e na chuva, variou de 28,4 a 842,7 $\mu\text{g/L}$. Ainda que não

tivesse média acima da norma na seca e na chuva para o AV, o PT variou entre 7,8 e 27,7 µg/L na seca, e entre 6,4 e 31,0 µg/L na chuva.

Efeitos dos tratamentos das fases de experimentação 1 e experimentação 2 sobre a qualidade dos efluentes

Em relação aos tratamentos propostos por este trabalho, a média dos resultados para os parâmetros medidos nas fases 1 (*P. stratiotes*) e 2 (*T. domingensis*) do experimento estão apresentados nas tabelas 3 e 4 respectivamente.

Não encontramos diferenças estatísticas significativas nos parâmetros analisados entre os tratamentos no experimento manejo ecológico fase 1 com *P. stratiotes* (ANOVA - Tabela 4), indicando que os tratamentos propostos possuem efeitos semelhantes. Desta forma, avaliamos as diferenças de cada parâmetro medido no efluente e nos tratamentos da fase 1 (Tabela 4). Os parâmetros clorofila de algas azuis ($P < 0,0001$) e marrons ($P < 0,0001$); *chl-a* ($P < 0,0001$); DBO ($P = 0,0$); sólidos suspensos ($P = 0,0$); sólidos sedimentáveis ($P < 0,0001$); sólidos totais ($P = 0,0$); nitrito ($P = 0,0$); amônia ($P = 0,0$); nitrogênio orgânico total ($P = 0,0$); NT ($P < 0,0001$); ortofosfato ($P = 0,0$); e PT ($P < 0,0001$) de todos os tratamentos apresentaram médias significativamente menores do que o efluente (t de Student - Tabela 4). Nesta fase, a pluviometria foi de 22 mm.

Analisando os resultados da fase 2 com *T. domingensis* (Tabela 5), novamente, não foram observadas diferenças estatísticas significativas (ANOVA) entre os tratamentos, considerando todos os parâmetros testados. Novamente, avaliamos as diferenças entre o efluente e os tratamentos da fase 2 para cada parâmetro analisado. Os tratamentos da fase 2 reduziram todos os parâmetros, exceto algas marrons, quando comparada à fase 1, e ainda reduziu também os parâmetros turbidez ($P = 0,0108$) e nitrogênio inorgânico dissolvido ($P < 0,0001$), com médias significativamente menores do que o efluente (Tabela 5). A pluviometria registrada na fase 2 foi de 152 mm.

Como os dados mostraram o mesmo efeito entre os tratamentos das fases experimentais 1 e 2 resolvemos investigar o atendimento aos valores preconizados pela Resolução CONAMA n°357/2005, para águas de classe II, para os afluentes dos viveiros, viveiros e tratamentos dos

diferentes períodos experimentais (Tabelas 4 e 5). Apenas no ponto amostrado TMPCT (Tabela 4) foi observado nível de oxigênio dissolvido abaixo da normativa (4,9 mg/L). Outro valor em não conformidade com a referida resolução foi a turbidez medida no viveiro (V) na fase 1 de experimentação (Tabela 4), com média de 115 NTU, valor um pouco acima do limite máximo preconizado pela legislação (100 NTU). O NT apresentou média levemente acima do limite máximo da CONAMA 357/2005 no tratamento TSOSS (Tabela 4). Entretanto as médias de NT (Tabela 5) encontradas para todos os pontos amostrados (AV, V, EV, TMT, TMTC, TMTCT E TSOCS) estavam fora da norma ambiental (até 1270 µg/L) para NT classe II.

Tabela 4: *Pistia stratiotes*. Teste de comparação de médias adotado: t de student. AV-Afluente Viveiro; EV-Efluente Viveiro; V-Viveiro; TMP- Tratamento Macrófita *P. stratiotes*; TMPC- Tratamento Macrófita *P. stratiotes* e Cascudo; TMPCT- Tratamento Macrófita *P. stratiotes*, Cascudo e Tilápia; TSOSS- Tratamento Sem Organismos e Sem Substrato

Parâmetros analisados	AV	V	EV	TMP	TMPC	TMPCT	TSOSS	Significância
Temperatura (°C)	24	25	26	26	27	27	27	NS
pH	7.7	7.8	7.6	7.9	7.8	7.9	8.1	NS
OD (mg/L)	5.5	5.0	4.7	5.1	5.0	4.9	5.5	NS
Saturação oxigênio (%)	79	64	67	79	73	69	83	NS
Potencial de oxi-redução (ORP)	125	136	139	126	129	125	121	NS
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	NS
Turbidez (NTU)	16	115	175	85	72	77	25	NS
Condutividade elétrica (µS/cm)	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	NS
Clorofila algas azuis (µg/L)	0.0	0.5	23	0.3	0.2	0.3	0.2	< 0,0001
Clorofila algas marrons (µg/L)	0.7	1.9	8.6	2.0	1.9	2.4	1.8	< 0,0001
Cl-α (µg/L)	1.1	9.0	37	8.2	8.7	11	10	< 0,0001
Sólidos Sedimentáveis (ml/L)	0.0	0.0	5.0	0.0	0.0	0.0	0.0	< 0,0001
DBO (mg/l)	1.1	2.1	3.3	2.0	2.2	2.0	2.3	0.0
Sólidos em suspensão (mg/L)	3.5	3.7	208	2.5	2.6	3.1	3.9	0.0
Sólidos totais (mg/L)	34	40	333	39	38	30	40	0.0
NO ₃ ⁻ (µg L1)	334	355	428	399	368	379	358	NS
NO ₂ ⁻ (µg L1)	1.9	6.4	10	3.7	3.6	3.8	4.2	0.0
NH ₄ ⁻ (µg L1)	40	82	140	59	66	72	70	0.0
DIN (ug L1)	372	437	569	455	431	449	423	NS
NOT (µg L1)	688	652	2278	691	692	754	851	0.0
NT (µg L1)	1061	1089	2848	1146	1123	1202	1274	<0,0001
PO ₄ ³⁻ (µg L1)	5.3	6.4	11.3	6.6	7.0	7.2	7.2	0.0
PT (µg L1)	17	31	91	27	30	27	31	<0,0001
Pluviometria (mm)	22	22	22	22	22	22	22	NS

Médias realçadas em cinza apresentaram valores em desacordo com o CONAMA n° 357, classe II.

Tabela 5: *Typha domingensis*. Teste de comparação de médias adotado: t de student. AV-Afluente Viveiro; EV-Efluente Viveiro; V-Viveiro; TMT- Tratamento Macrófita *T. domingensis*; TMTC- Tratamento Macrófita *T. domingensis* e Cascudo; TMTCT- Tratamento Macrófita *T. domingensis*, Cascudo e Tilápia; TSOCS- Tratamento Sem Organismos e Com Substrato.

Parâmetros analisados	AV	V	EV	TMT	TMTC	TMTCT	TSOCS	Significância
Temperatura (°C)	23	25	25	25	25	25	25	< 0,04 **
pH	7.9	7.7	7.7	7.8	7.7	7.7	7.8	NS
OD (mg/L)	9.9	6.8	4.8	7.2	7.1	6.8	7.7	< 0,0001**
Potencial de oxi-redução (ORP)	88	103	25	120	113	113	94	NS
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	5.2	6.1	6.1	5.9	5.7	6.4	6.0	NS
Turbidez (NTU)	50	73	252	76	59	74	95	0.0108
Condutividade elétrica (µS/cm)	6.4	7.7	7.7	7.5	7.2	7.6	7.5	NS
Clorofila algas azuis (µg/L)	0.0	3.1	19	0.3	0.3	0.6	0.3	< 0,0001
Clorofila algas marrons (µg/L)	1.0	7.2	3.4	3.7	4.5	3.9	2.2	< 0,0001**
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	1.3	30	52	11	12	14	11	< 0,0001
Sólidos Sedimentáveis (ml/L)	0.0	0.1	24	0.0	0.1	0.0	0.1	< 0,0001
DBO (mg/l)	1.8	3.6	3.4	2.3	2.9	2.6	2.7	< 0,0001
Sólidos em suspensão (mg/L)	2.0	17	1608	161	35	17	79	0.0013
Sólidos totais (mg/L)	48	62	446	62	69	64	133	< 0,0001
NO ₃ ⁻ (µg L1)	468	548	636	572	527	541	598	NS
NO ₂ ⁻ (µg L1)	2.3	4.2	7.1	4.1	5.1	5.4	6.2	0.0004
NH ₄ ⁻ (µg L1)	62	102	225	93	101	86	120	0.0008
DIN (ug L1)	533	655	868	669	633	633	725	0.0013
NOT (µg L1)	3605	3967	5799	3641	3692	3701	3759	< 0,0001
NT (µg L1)	4138	4622	6667	4310	4325	4334	4484	< 0,0001
PO ₄ ³⁻ (µg L1)	9.8	13	23	20	19	22	25	0.0011
PT (µg L1)	20	118	383	63	65	76	87	< 0,0001
Pluviometria (mm)	152	152	152	152	152	152	152	NS

Médias realçadas em cinza apresentaram valores em desacordo com o CONAMA n° 357, classe II.

Taxas médias de redução dos parâmetros em relação ao efluente, durante as diferentes fases experimentais

O sistema de tratamento, durante a fase experimental 1, reduziu em 100% dos parâmetros clorofila de algas azuis, sólidos sedimentáveis e sólidos suspensos; e cerca de 90% sólidos totais, 75% clorofila de algas marrons e cl- α , e cerca de 65% nitrito, NOT e PT; em 55% NT e amônia. Além disto, houve redução de cerca de 35% da DBO e do ortofosfato (Figura 5).

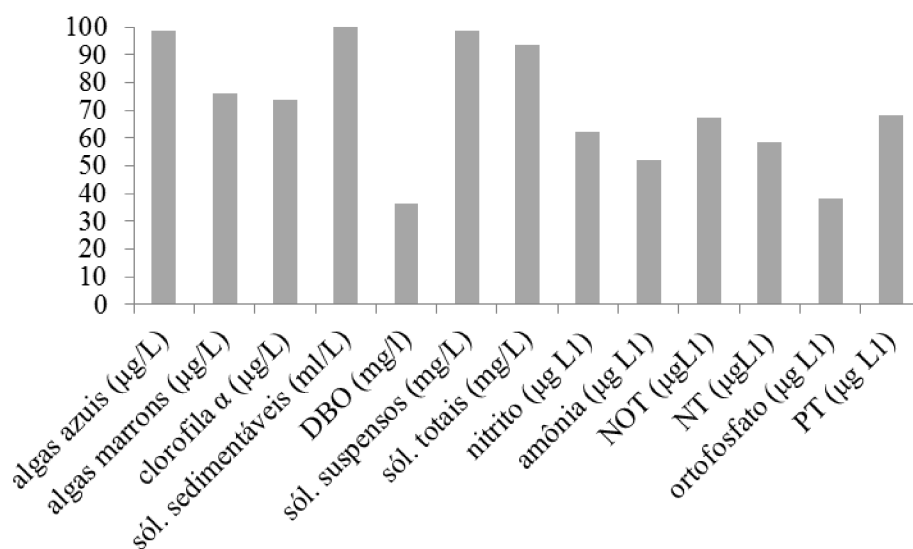


Figura 5: Percentuais médios dos tratamentos na redução dos parâmetros do efluente durante a fase experimental 1 com *P. stratiotes*.

O sistema de tratamento, durante a fase experimental 2, também reduziu 100% os parâmetros clorofila de algas azuis, sólidos sedimentáveis e sólidos suspensos. Esta fase experimental reduziu ainda em 80% da cl- α , PT e sólidos totais, cerca de 55% da amônia, 35% NOT e NT, 25% da DBO, nitrito e DIN, e cerca de 10% do ortofosfato (Figura 6).

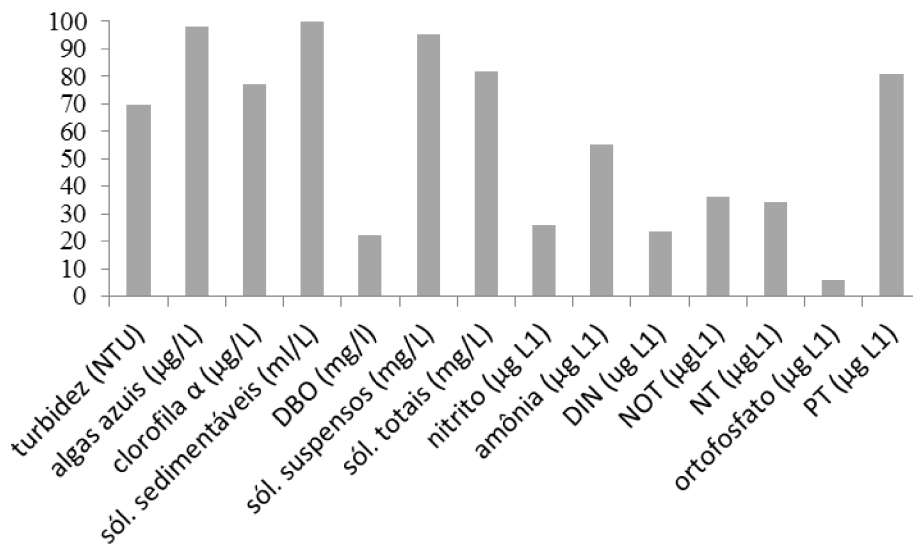


Figura 6: Percentuais médios dos tratamentos na redução dos parâmetros do efluente durante a fase experimental 2 com *T. domingensis*.

Análise de sedimentação do efluente

Não encontramos diferenças significativas ($P < 0,05$) entre os tratamentos na redução do peso do sedimento acumulado dentro dos tratamentos da fase experimental 1 (Figura 7).

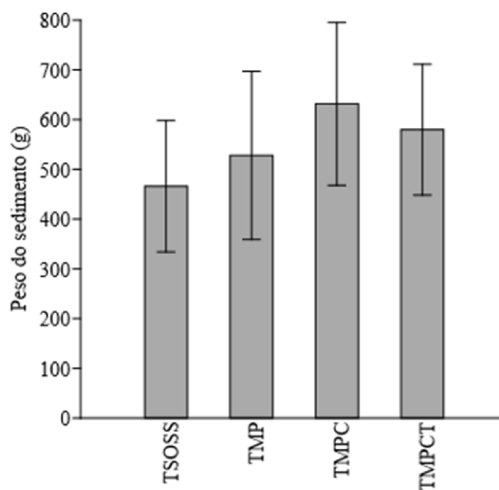


Figura 7: Peso médio dos sedimentos dos tratamentos ao final da experimental 1 com *P. stratiotes*. TMP- Tratamento Macrófita *P. stratiotes*; TMPC- Tratamento Macrófita *P. stratiotes* e Cascudo; TMPCT- Tratamento Macrófita *P. stratiotes*, Cascudo e Tilápia; TSOSS- Tratamento Sem Organismos e Sem Substrato

Calculamos a sedimentação do efluente por dia, utilizando as médias do tratamento sem organismos e sem substrato, e dividindo pelo número de dias de experimentação da fase 1 (216 dias). O nosso resultado demonstrou que o efluente de piscicultura exportou 25,89 g de sedimento por dia.

Biomassa das tilápias do tanque de produção nas fases experimentais 1 e 2.

Ao final da experimentação fase 1, as tilápias tinham biomassa média de $402,86 \pm 135,48$ g, e na fase 2 $1074,92 \pm 222,62$ g para os 97 indivíduos quantificados ao final de todas as experimentações realizadas (fases 1 e 2). A biomassa de total de peixes do viveiro ao final da fase 1 foi de 39 Kg e na fase 2 foi de 104,3 Kg.

Discussão

Atendimento a legislação dos efluentes gerados

O afluente do viveiro apresentou média de temperatura menor que o efluente do viveiro na fase experimental 2, isso ocorreu porque a entrada de água do viveiro deriva de um canal aberto sombreado com alto fluxo de água (vazão média de 20 L/seg), enquanto o viveiro fica exposto ao sol e com tempo de residência da água maior. Entretanto, as médias dos efluentes em ambas as fases experimentais estiveram de acordo com a CONAMA n° 357, que para o padrão para classe II é estabelecido em no máximo 40°C. Além disso, as médias de temperaturas encontradas no viveiro de produção com peixes não afetariam o processo produtivo da tilápia, que é uma espécie tropical, e possui ampla faixa de conforto térmico no intervalo de temperatura da água entre 27 a 32°C. Temperaturas acima de 32°C e abaixo de 27°C podem reduzir o apetite e o crescimento deste peixe, e abaixo de 18°C pode suprimir o seu sistema imunológico, acarretando no aparecimento de patologias (KUBITZA, 2011).

A média do pH do afluente do viveiro, do viveiro e, do efluente do viveiro também estiveram dentro da norma, que é de 5,0 a 9,0. No cultivo de tilápias, o pH da água deve ser

mantido preferencialmente entre 6,0 e 8,5. Uma preocupação do pH alto nos sistemas com peixes é que este pode potencializar os problemas com toxidez por amônia e aumentar a susceptibilidade dos peixes às doenças, principalmente quando transportados. O pH quando abaixo de 4,5 ou acima de 10,5 pode promover a mortalidades de peixes (KUBITZA, 2011).

Avaliando o efeito da sazonalidade sobre os pontos afluente do viveiro, viveiro, e efluente do viveiro observamos que a média e as concentrações do OD ficaram abaixo e em desacordo com a norma do CONAMA n° 357 para classe II nos períodos de chuvas (novembro a março). Em sistemas aquáticos rasos, como pisciculturas, durante o período de chuvas ocorre maior concentração de matéria orgânica dissolvida e particulada devido à ressuspensão do sedimento e ao maior carreamento de material terrestre para os viveiros, que aliada às altas temperaturas contribui para a diminuição do oxigênio da água, ao mesmo tempo em que esse aumento da temperatura acelera o metabolismo microbiano e por consequência a decomposição da matéria orgânica, consumindo grande parte, ou a até mesmo, a totalidade do oxigênio dissolvido (BOYD, 1973).

O efluente do viveiro possuía saída pelo fundo do viveiro, que tende a ser um ambiente mais anóxico por conta da maior deposição da matéria orgânica na chuva, e devido ao processo de decomposição concentrou mais NT, PT e conseqüentemente $Cl-\alpha$, quando comparado ao período de seca. Alguns autores demonstram fortes correlações entre a depleção de oxigênio e a liberação de fósforo na coluna água (MALMAEUS; RYDIN, 2006; RYDIN, 2000), podendo explicar também esse aumento das concentrações do PT no período de chuva nos meses finais do experimento. Outro fator que pode contribuir para a redução da concentração de oxigênio no período de chuva é a baixa taxa de fotossíntese do fitoplâncton, pois neste período, observa-se redução da transparência da água devido ao carreamento de grande quantidade de argila e material particulado, sendo observado também por outros autores (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2007).

Contrariando o efeito das chuvas, maior temperatura e biomassa de peixes, sobre o aumento de nutrientes, o PT médio esteve mais alto no ponto V durante a seca, provavelmente devido à bioturbação de peixes e invertebrados bentônicos que podem ressuspender o P

sedimentado, conforme descrito por outros autores (HOU et al., 2018; KHALIL; RIFAAT, 2013).

Com o decorrer do tempo experimental, maior foi a biomassa de peixes nos viveiros e por consequência maior o nível de arraçoamento, gerando efluentes cada vez mais eutrofizados, com mais fósforo. Isto fez com que o efluente saísse do estado mesotrófico no início da experimentação (IET= 52), até atingir o estado hipereutrófico no final da experimentação (IET= 71) (LAMPARELLI, 2004). Essas mesmas explicações podem ser usadas para o aumento da turbidez, NT, sólidos sedimentáveis, $chl-a$ no efluente do viveiro, que aumentaram de acordo com o tempo experimental.

Todas as concentrações médias de NT estavam em desacordo com a normativa ambiental em ambos os períodos sazonais. É importante mencionar que estes resultados foram obtidos tanto no afluente do viveiro quanto nos pontos viveiro e efluente do viveiro, demonstrando que o afluente do viveiro desta piscicultura já possuía um grau de eutrofização acima da normativa do CONAMA N°357/2005 (limite máximo 1270 $\mu g/L$). Estes resultados corroboram outro trabalho em que os autores descreveram que o afluente de pisciculturas já entra eutrofizado no sistema aquático (PATERNIANI; CONCEIÇÃO, 2001), fazendo com que o afluente seja um dos fatores que exercem influência sobre a qualidade do efluente gerado por pisciculturas.

Além da pluviosidade, outro fator que pode ter contribuído para as menores médias de NT do viveiro e efluente do viveiro na seca comparada a chuva seria o fato de que o período de seca possui baixas temperaturas que correspondem à época de baixa oferta de alimentos no viveiro de cultivo podendo então explicar as menores concentrações dos compostos nitrogenados neste período (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2002). Outro trabalho descreveu que o controle e a mitigação de nutrientes deve ser maior para o nitrogênio em lagos tropicais do que em lagos temperados, possivelmente porque as altas temperaturas podem diminuir os processos de desnitrificação, aumentando o processo de eutrofização nestes ambientes (LEWIS, 2000).

O aumento da $chl-a$ está diretamente relacionado às altas concentrações dos nutrientes NT e PT da água, que também se agravou no período das chuvas. No período de chuvas ocorre a ressuspensão do sedimento em sistemas rasos e entrada de material alóctone terrestre, elevando a turbidez e também os sólidos sedimentáveis. Os meses finais de experimentação, com maior biomassa de peixes, pareceram também ter contribuído para o aumento dos sólidos e turbidez no efluente do viveiro. Pisciculturas tropicais em sistema semi-intensivo promovem a eutrofização da água devido à entrada de matéria orgânica oriunda, em sua maioria, de sobras de rações na água e de produção de excretas pelos peixes (FINDLAY et al., 2009), e quando aumenta a biomassa de peixes, aumenta conseqüentemente o arraçamento, e os excretas dos peixes.

A dispersão de material particulado (material mineral e orgânico) do fundo do viveiro pelo deslocamento dos peixes (bioturbação) pode ter sido responsável pelo aumento da média de turbidez do viveiro durante a fase experimental 1. Alguns autores avaliaram em um trabalho o efeito da bioturbação em sedimentos na alteração das variáveis físico-químicas e biológicas em sistemas de piscicultura (HOU et al., 2018). Segundo, Adámek e Maršálek (2013) o efeito mais significativo das atividades de bioturbação por peixes é o aumento na turbidez da água, que pode levar a muitos efeitos negativos subsequentes, incluindo a inibição do crescimento do fitoplâncton e de macrófitas submersas, devido a menor entrada de luz na coluna d'água.

Os resultados de má qualidade do efluente, reportados pelas médias das concentrações do efluente do viveiro obtidas neste trabalho, ratifica a necessidade de tratamento de efluentes a fim de aumentar os níveis de OD e diminuir os níveis de nutrientes, produtividade primária e sólidos durante todo o processo produtivo de engorda de peixes tropicais. Diversos trabalhos relataram a necessidade de tratamento de efluentes gerados por pisciculturas (COSTA et al., 2014; HENRY-SILVA; CAMARGO, 2006; MACEDO; SIPAUBA-TAVARES, 2010)

Eficiência do manejo ecológico no tratamento de efluentes

Todos os tratamentos testados nas fases experimentais 1 foram eficientes na redução no efluente dos parâmetros clorofila de algas azuis e marrons; $chl-a$; DBO; sólidos suspensos;

sólidos sedimentáveis; sólidos totais; nitrito; amônia; nitrogênio orgânico total; NT; ortofosfato; e PT. Já na fase 2, os tratamentos foram eficientes na redução destes, exceto algas marrons, e ainda reduziu os parâmetros turbidez e nitrogênio inorgânico dissolvido, indicando que os manejo ecológicos das fases 1 e 2 propostos pelos tratamentos são eficazes para tratamento de efluente de piscicultura continental, para a maioria dos parâmetros testados.

O período experimental 2, que usou *T. domingensis* nos tratamentos com macrófitas, apresentou melhor efeito quanto ao aumento do OD, do que o período experimental 1 com *P. stratiotes*. A água de abastecimento (afluente viveiro - 5,5 mg/L) do período experimental 1 apresentou índices de OD muito próximos do limite estabelecido por lei (5,0 mg/L), e o consumo de oxigênio pelos peixes presentes no tratamento, mesmo que em baixa densidade de estocagem, pode justificar a leve alteração abaixo da norma ambiental do OD no TMPCT. Macrófitas aquáticas também podem promover o aumento de oxigênio dissolvido da água através fotossíntese e transporte do oxigênio de suas porções aéreas para as partes submersas (REDDY et al., 1990; REHMAN et al., 2017), entretanto o efeito destas macrófitas sobre o oxigênio dissolvido da água varia muito com a morfologia de cada espécie, por exemplo, macrófitas flutuantes como a *P. stratiotes*, mesmo liberando oxigênio para a atmosfera, podem diminuir o oxigênio da água.

Alguns autores descreveram em um trabalho que ecossistemas em que macrófitas flutuantes substituíram a vegetação submersa, as concentrações de oxigênio dissolvido da água foram substancialmente reduzidas (CARACO et al., 2006). Em outro trabalho os autores observaram que nos sistemas aquáticos, a troca de oxigênio é determinada pelas velocidades da troca física que variam com a turbulência na interface ar-água (TURNEY et al., 2005). Essa turbulência, por sua vez, é influenciada pelo vento e pela corrente, mas também pode ser influenciada pelo formato e densidade de crescimento das macrófitas aquáticas. Em outro trabalho os autores descreveram que o crescimento em densidade das macrófitas aquáticas flutuantes não apenas reduziu a área de superfície da água disponível para a troca gasosa, mas também reduziu a turbulência na água com sua vegetação sobre a superfície da água, diminuindo a concentração de OD da água (SCHEFFER et al., 2003).

Em relação à redução da DBO do efluente, a média dos dois períodos experimentais apresentaram reduções, fase 1 em 36% e fase 2 em 22%. Ao contrário do nosso resultado, Dipu et al. (2011) identificaram que a macrófita emergente *T. domingensis* reduziu mais a DBO quando comparada a *P. stratiotes*, em efluentes de indústria de laticínios. Em outro trabalho avaliando as reduções de DBO no tratamento de efluentes de esgotos domésticos e industrial utilizando biorremediação com as macrófitas aquáticas *Eichornia crassipes* e *Azolla* sp., os autores observaram que as taxas de remoção de DBO bem mais altas que as nossas, variando entre 73 e 93% (NAIR; KANI, 2016).

A média dos tratamentos da fase 2 apresentou maior redução no efluente do PT do que a primeira fase, 81 e 62%, respectivamente. Isto pode estar relacionado com a alta capacidade de sedimentação do fósforo e efeito sinérgico de absorção do fósforo pela macrófita emergente e a sua mineralização pelos organismos ou minerais presentes no substrato de fixação da *T. domingensis*. Alguns estudos sugerem que além dos minerais como ferro e alumínio, processos biológicos como a fosfatase alcalina e a oxidação microbiana também estão intimamente acoplados na mineralização e imobilização do fósforo (TAPIA-TORRES et al., 2016; VALDIVIA SANTIBANEZ, 2009). Em outros trabalhos, com fitorremediação de efluentes de piscicultura utilizando a *T. domingensis*, foram descritos reduções de PT no tratamento de efluentes inferiores ao que encontramos neste trabalho, por exemplo 54% (MARTINS et al., 2007) e 56,7% (OSTI et al, 2018). Ao contrário do PT os tratamentos da fase 1 reduziram em média mais NT (35%) que a os tratamentos da fase 2 (25%).

A média de NT do afluente do viveiro, durante a fase 2, acima da norma ambiental demonstrou que a água de abastecimento já possuía um nível considerável de eutrofização, limitando o efeito dos tratamentos propostos, que mesmo reduzidos em relação ao viveiro e efluente do viveiro, não conseguiram atender a normativa da CONAMA n° 375, classe II. Observamos também que durante a fase 2 houve maior pluviometria que a fase 1 (7 vezes maior), e isso pode ter colaborado com entrada no afluente do viveiro de material alóctone, como nutrientes, através de lixiviação associado à gravidade. Em alguns trabalhos os autores avaliaram o efeito positivo de chuvas no aumento das concentrações de nutrientes em sistemas

de pisciculturas corroborando com os nossos resultados (BANAS et al., 2002; SIPAÚBA-TAVARES et al., 2007; TRIPATHI et al., 1991).

Mesmo que em nosso trabalho não tenhamos identificado diferenças entre os tratamentos com macrófitas e sem macrófitas, um dos impactos mais significativos que a cobertura por plantas tem em qualquer corpo de água, é a redução da penetração da luz na coluna de água, que evita o crescimento de algas fotossintetizantes (CHEN et al., 2016; FONDER; HEADLEY, 2011), e ambos os períodos experimentais utilizaram, na maioria dos tratamentos, macrófitas que desempenharam este papel de sombreamento da água e redução da *chl-a* (75 e 80%, respectivamente), da clorofila de algas azuis (ambas 100%) e 75% da clorofila de algas marrons (somente para o período experimental 1). A concentração de *chl-a* na água pode ser usada como uma estimativa da atividade fitoplanctônica (WETZEL; LIKENS, 2000). Os altos valores de *chl-a* (>30 µg / L) também podem indicar grande influência da atividade fitoplanctônica nas porcentagens de redução de nutrientes pela alta disponibilidade de N e P no ambiente aquático (TRAVAINI-LIMA et al., 2016).

O nitrogênio orgânico total – NOT também teve a taxa de redução melhor na média dos tratamentos da fase 1, que usou em sua maioria a macrófita *P. stratiotes*, do que na fase 2 (67 contra 36%), assim como o ortofosfato (38 contra 6%). A redução do NOT pode estar relacionada com a comunidade microbiana (bactérias) presente no ambiente aquático, que pode fixar o nitrogênio orgânico e o nitrogênio total (BOYD et al., 2010; MORIARTY, 1997; ZHOU et al., 2009). O ortofosfato, ou fosfato inorgânico, ou fosfato reativo, é a principal forma de fosfato assimilada pelos vegetais podendo ser incorporados na biomassa das macrófitas, reduzindo assim os seus níveis no ambiente aquático (BOYD; MUSIG, 1981; ESTEVES, 1988). Apesar dos nossos resultados de redução para o ortofosfato, em outros trabalhos os autores observaram uma redução de ortofosfato mais baixa para a *P. stratiotes*, entre 14 e 23% (LU et al., 2010), e mais alta para a *T. domingenses*, entre 9 e 18% (OSTI et al., 2018).

Observamos redução do nitrogênio inorgânico dissolvido – DIN, na média dos tratamentos, somente na fase 2. As macrófitas absorvem o nitrogênio inorgânico, resultante de

processos biogeoquímicos do nitrogênio, representados principalmente pelo nitrito e amônia (HODGE, 2004).

A fase experimental 1, reduziu através dos seus tratamentos em média mais nitrito (62 a 26%, respectivamente) do efluente. Essa redução do nitrito através de tratamentos com manejos ecológicos é relevante, pois o nitrito é um parâmetro de extrema importância em aquicultura, principalmente em sistemas de recirculação de água, porque suas altas concentrações ambientais podem levar à toxidez sanguínea dos peixes pela afinidade da hemoglobina ao NO_2^- , levando à formação da metahemoglobina. Concentrações ambientais de 0,5 a 1,38 mg/L de NO_2^- levaram ao aumento da metahemoglobina em tilápias do Nilo (YILDIZ et al., 2006). No nosso trabalho encontramos médias de concentrações de nitrito no efluente de piscicultura quase 200 vezes menores que a dosagem mínima de intoxicação, e quase 100 vezes menores, que o limite da CONAMA n° 357 para classe II.

Os tratamentos durante as fases 1 e 2 tiveram a mesma eficiência na redução (55%) de amônia do efluente. As reações de nitrificação da amônia (degradação da matéria orgânica) são mais rápidas com pH entre 7,0 a 8,0 e temperaturas de 25°C a 35°C (BOYD; TUCKER, 1998), como os tratamentos estiveram dentro dessa faixa para estes parâmetros, os tratamentos foram eficientes na redução da amônia pela maior atividade dos organismos desnitrificantes. Entretanto os nossos resultados de redução abaixo do estudo, onde os autores analisaram a eficiência em remoção de amônia em “wetlands” com *T. domingensis*, para o tratamento de águas residuais de produção de gado leiteiro, onde obteve remoções que variaram de 88 a 99% de remoção de NH_4^- da água (SCHIERANO et al., 2017).

As raízes das macrófitas aquáticas também podem reter partículas finas e grossas de materiais orgânicos e inorgânicos presentes na água (SIPAÚBA-TAVARES et al, 2002). Apesar dos tratamentos das duas fases terem reduzido os sólidos totais do efluente em grande proporção (90 e 80%), através das médias apresentadas, somente os tratamentos da fase 2 apresentaram média de redução do efluente para o parâmetro turbidez. Em outro trabalho os autores também identificaram que a *T. domingensis* possuiu melhor efeito em redução da turbidez de efluentes do que a *P. stratiotes* (DIPU et al., 2011).

Quanto à redução dos sólidos sedimentáveis e sólidos suspensos os dois períodos experimentais reduziram 100%, em suas médias de tratamentos, isto pode estar mais relacionado com o efeito decantador das unidades experimentais em formato de tanque de sedimentação de sólidos da água por efeito da gravidade. Os tanques de sedimentação permitem que as partículas em suspensão se depositem através de processos físicos (CRIPPS; BERGHEIM, 2000). Nesse ambiente, múltiplos processos podem ocorrer com a participação de microrganismos, especialmente aqueles relacionados ao ciclo do nitrogênio (nitrificação, desnitrificação e volatilização de amônia) (BUN et al., 2017). Outro fator positivo em relação a esse sistema é que os custos de instalação e operação são baixos em comparação aos de outras estratégias de tratamento primário de efluentes. É importante ressaltar que a resposta de redução de sólidos suspensos em efluentes de pisciculturas tratados por tanques de sedimentação é maior quando aumentamos o tempo de residência do efluente dentro do sistema de tratamento (BUN et al., 2017), por isso parece que o tempo de residência que utilizamos em nosso trabalho, cerca de 28 horas, foi suficiente para realizar o processo de sedimentação e redução total de sólidos. Para manter os sólidos em níveis aceitáveis para descarte ou reciclagem, é importante também entender a origem destes resíduos. Práticas de gestão apropriadas e tecnologias de tratamento do lodo acumulado podem ser aplicadas e já foram descritas por vários autores (CRIPPS, 1998; CRIPPS; BERGHEIM, 2000; TM et al., 1997; TURCIOS; PAPENBROCK, 2014) em muitos estudos e revisões, demonstrando que as características dos lodos formados por sólidos da aquicultura são propícias a um tratamento fácil, devido às suas baixas concentrações no efluente.

Os tratamentos com organismos (TMP, TMPT, TMPTC) não reduziram a peso de sedimento decantado na bacia de sedimentação, quando comparado ao tratamento sem organismos (TSOSS), demonstrando que as médias de peso de sedimento ao final do experimento foram iguais entre todos eles. Sendo assim, as macrófitas, as tilápias e os cascudos não foram eficientes para reduzir o lodo (sedimento) gerado pelo sistema de manejo ecológico. Observamos a exportação de sedimentos do viveiro pelo efluente e verificamos que a produção de tilápias em densidade de peixes de sistema semi-intensivo (2 peixes por metro cúbico),

durante os 7 primeiros meses de produção, gerou 25,89 g de sedimento por dia, e calculando a produção de sedimento por quilo tilápia viva produzida neste experimento encontramos 143,38 g de sedimento.

Avaliando qual foi o melhor tratamento verificamos que todos os tratamentos nas fases 1 e 2, foram iguais, pela análise de variância ANOVA, em seus efeitos de mitigação do impacto ambiental em efluentes de pisciculturas. O resultado do nosso trabalho mostrou que o melhor método para tratar os efluentes foi aquele que gerou menor impacto posterior ao tratamento e também aquele que possui menor demanda de gestão e recursos financeiros: o tratamento sem organismos. Macrófitas aquáticas, se não geridas no sistema de tratamento, podem contribuir para o retorno de nutrientes ao sistema aquático, por isso devem ser retiradas quando entram em período de senescência (DE CASTRO et al., 2017; KRÖGER et al., 2007; WANG et al., 2018). Apesar de existirem diversos métodos adequados para destinação dos resíduos sólidos de macrófitas (HENRY-SILVA et al., 2006; MARTÍNEZ-NIETO et al., 2011; MEES et al., 2009), e da facilidade de comercialização dos peixes utilizados, o custo e o processo para gestão destes produtos podem não compensar, já que demonstramos que o método de manejo ecológico possui a mesma eficiência, no tratamento de efluentes e na produção de sedimento, utilizando somente a bacia de sedimentação sem estes organismos inseridos.

Conclusões

O sistema de tratamento de efluentes de piscicultura continental, utilizando bacia de sedimentação, em manejo ecológico se mostrou eficiente na redução de parâmetros de qualidade de água, principalmente em relação aos sólidos gerados no efluente do sistema semi-intensivo de cultivo de tilápias, que estavam acima das normativas ambientais. O sistema de bacia de sedimentação sem uso de organismos, como macrófitas (*P. stratiotes* e *T. domingensis*) e peixes (cascudos e/ou tilápias), teve estatisticamente a mesma eficiência na mitigação dos impactos gerados dos demais tratamentos com organismos, como o tratamento em bacia de sedimentação sem uso de organismos gera menos resíduos sólidos, como a biomassa de macrófitas que morrem ao longo do tempo e a carcaça de peixes não aproveitados após o abate, este tratamento

seria o mais adequado para utilização como sistema de tratamento de efluentes de pisciculturas, desde que a cada ciclo de cultivo seja realizado a remoção e destino adequado do lodo (sedimento) gerado. Pesquisas futuras devem considerar o efeito de sistemas multitróficos para tratamento de efluentes avaliando se há diferenças na qualidade do sedimento gerado (emissão de nutrientes). O nosso trabalho fornece subsídio para o manejo de efluentes em pisciculturas, apresentando como solução relativamente simples e de baixo custo, o uso de bacias de sedimentação, para mitigação dos impactos sobre os corpos hídricos receptores.

Agradecimentos

Ao Comitê de Bacias Hidrográficas do Médio Paraíba do Sul – CBH-MPS e AGEVAP pela concessão de auxílio financeiro, para execução dos trabalhos de pesquisa, no âmbito do projeto de doutorado “Manejo Ecológico Aplicado ao Tratamento da Aquicultura Continental”.

Referências Bibliográficas

- ABNT. NBR 10561- Águas: Determinação de resíduo sedimentável (sólidos sedimentáveis) - método do cone de Imhoff – Método de ensaio. **Associação Brasileira de Normas Técnicas**, Rio de Janeiro, 1988.
- ABNT. NBR 10664- Águas: Determinação de resíduos sólidos – método gravimétrico. **Associação Brasileira de Normas Técnicas**, Rio de Janeiro, 1989.
- ADÁMEK, Z.; MARŠÁLEK, B. Bioturbation of sediments by benthic macroinvertebrates and fish and its implication for pond ecosystems: A review. **Aquaculture International**, v. 21, n. 1, p. 1–17, 2013.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). Standard methods for the examination of water and wastewater. 22 nd ed., Washington, American Public Health Association Pub., 1935 p, 2012.
- ARBIV, R.; VAN RIJN, J. Performance of a treatment system for inorganic nitrogen removal in intensive aquaculture systems. **Aquacultural Engineering**, 1995.
- BACCARIN, A. E.; CAMARGO, A. F. M. Characterization and evaluation of the impact of feed management on the effluents of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) culture. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 48, n. 1, p. 81–90, 2005.
- BACCARIN, A. E.; FRASCÁ-SCORVO, C. M. D.; NOVATO, P. F. C. Níveis de nitrogênio e fósforo na água de tanques de cultivo de tilápia vermelha submetidas a diferentes manejos alimentares. **Acta Scientiarum**, v. 22, n. 2, p. 485–489, 2000.
- BANAS, D.; LEGLIZE, L.; PIHAN, J. Discharge of sediments , nitrogen (N) and phosphorus (P) during the emptying of extensive fishponds : effect of rain-fall and management

- practices. n. 1994, p. 29–38, 2002.
- BOYD, C. E. The Chemical Oxygen Demand of Waters and Biological Materials from Ponds. **Transactions of the American Fisheries Society**, 1973.
- BOYD, C. E. **Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level**. Aquaculture. **Anais...**2003
- BOYD, C. E. et al. Role of aquaculture pond sediments in sequestration of annual global carbon emissions. **Environmental Pollution**, 2010.
- BOYD, C. E.; MCNEVIN, A. A. **Aquaculture, Resource Use, and the Environment**. 2015.
- BOYD, C. E.; MUSIG, Y. Orthophosphate uptake by phytoplankton and sediment. **Aquaculture**, 1981.
- BOYD, C. E.; SCHMITTOU, H. R. Achievement of sustainable aquaculture through environmental management. **Aquaculture Economics and Management**, 1999.
- BOYD, C. E.; TUCKER, C. S. **Pond Aquaculture Water Quality Management**. 1998.
- BRASIL. **Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005**. Brasília CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE-CONAMA, 2005.
- BRASIL. **Resolução CONAMA nº430 de 13 de maio de 2011**. Brasília CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE-CONAMA, , 2011.
- BUN, S. et al. Suspended Solid and Nitrate Removal from Aquaculture System Wastewater by Different Approaches Suspended solid and nitrate removal from aquaculture system wastewater by different approaches. n. February 2018, 2017.
- CARACO, N. et al. Vascular Plants as Engineers of Oxygen in Aquatic Systems. **BioScience**, v. 56, n. 3, p. 219, 2006.
- CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2009. Disponível em:< <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguassuperficiais/variaveis.pdf> em 01/02/2020>. Acesso em: 04 de fevereiro de 2020.
- CHÁVEZ-CROOKER, P.; OBREQUE-CONTRERAS, J. **Bioremediation of aquaculture wastes****Current Opinion in Biotechnology**, 2010.
- CHEN, Z. et al. Hydroponic root mats for wastewater treatment—a review. **Environmental Science and Pollution Research**, 2016.
- COSTA, S. M. et al. Low water quality in tropical fishponds in southeastern Brazil World aquaculture production has increased 39-fold from 1957 to 2008 and contributes significantly to global fish production for human consumption , now surpassing the supply of wild-caught. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 86, n. 3, p. 1181–1195, 2014.
- CRIPPS, J. A system for the treatment of sludge from. v. 11, n. 4, p. 279–287, 1998.
- CRIPPS, S. J.; BERGHEIM, A. Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems. v. 22, p. 33–56, 2000.
- DE CASTRO, G. M. et al. Treatment of Dairy Effluents in Wetlands Systems With Floating Aquatic Macrophytes. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 2, p. 25, 2017.
- DIPU, S.; KUMAR, A. A.; THANGA, V. S. G. Phytoremediation of dairy effluent by constructed wetland technology. **Environmentalist**, v. 31, n. 3, p. 263–278, 2011.
- ELER, M. N.; MILLANI, T. J. Métodos de estudos de sustentabilidade aplicados a aquicultura Sustainable development in aquiculture : **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 36, n. suplemento especial, p. 33–44, 2007.

- ESTEVEZ, F. Considerations on the ecology of wetlands with emphasis on brasilian floodplain ecosystems. **Oecologia Brasiliensis**, 1998.
- ESTIM, A. Integrated multitrophic aquaculture. In: **Aquaculture Ecosystems: Adaptability and Sustainability**. 2015.
- FAO. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2018-Meeting the sustainable development goals FAO 2018**. 2018.
- FINDLAY, D. L.; PODEMSKI, C. L.; KASIAN, S. E. M. Aquaculture impacts on the algal and bacterial communities in a small boreal forest lake. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 2009.
- FONDER, N.; HEADLEY, T. Systematic classification, nomenclature and reporting for constructed treatment wetlands. In: **Water and Nutrient Management in Natural and Constructed Wetlands**. 2016.
- GONZAGA, G.; ANTONIO, H.; MONTEIRO, F. Valor nutritivo de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) utilizadas no tratamento de efluentes de aquíicultura. **Acta Scientiarum**, 2002.
- GONZAGA, G.; HENARES, A.; MONTEIRO, F. Impacto das atividades de aquíicultura e sistemas de tratamento de efluentes com macrófitas aquáticas – relato de caso. **Boletim do Instituto de Pesca**, 2008.
- HENARES, M. N. P.; MEDEIROS, M. V.; CAMARGO, A. F. M. Overview of strategies that contribute to the environmental sustainability of pond aquaculture: rearing systems, residue treatment, and environmental assessment tools. **Reviews in Aquaculture**, p. 1–18, 2019.
- HENRY-SILVA, G. G. et al. Digestibilidade aparente de macrófitas aquáticas pela tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) e qualidade da água em relação às concentrações de nutrientes Apparent digestibility of aquatic macrophytes by Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and water. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 35, n. 3, p. 641–647, 2006.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. **Scientia Agricola**, v. 63, n. 5, p. 433–438, 2006.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, L. E. Apparent digestibility of aquatic macrophytes by Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and water quality in relation nutrients concentrations. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 35, n. 3, p. 641–647, 2006.
- HEPHER, B.; MILSTEIN, A.; LEVENTER, H. et al. The effect of fish density and species combination on growth and utilization of natural food in ponds. **Aquacu. Fish. Manage.**, v.20p.59-71, 1989.
- HODGE, A. Tansley review. **New Phytologist**, n. 3, p. 9–24, 2004.
- HONCULADA PRIMAVERA, J.; GACUTAN, R. Q. Preliminary results of feeding aquatic macrophytes to *Penaeus monodon* juveniles. **Aquaculture**, 1989.
- HOU, Y. et al. Bioturbation by sea cucumbers *Apostichopus japonicus* affects sediment phosphorus forms and sorption characteristics. **Aquaculture Environment Interactions**, v. 10, n. August 2019, p. 201–211, 2018.
- KHALIL, M. K.; RIFAAT, A. E. Seasonal fluxes of phosphate across the sediment-water interface in Edku Lagoon, Egypt. **Oceanologia**, v. 55, n. 1, p. 219–233, 2013.
- KRÖGER, R. et al. Plant senescence: A mechanism for nutrient release in temperate agricultural wetlands. **Environmental Pollution**, v. 146, n. 1, p. 114–119, 2007.
- KUBITZA, F. Tilápia: Tecnologia e planejamento na produção comercial. **Tropical Agriculture and Development**, 2011.

- KUBITZA, F.; KUBITZA, L. M. M. Principais parasitores e doenças em tilápias. **Panorama da Aquicultura**, 2000.
- LAMPARELLI, M.C. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. **Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo**, São Paulo. 2004.
- LEWIS, W. M. Basis for the protection and management of tropical lakes. **Lakes and Reservoirs: Research and Management**, 2000.
- LUTZ, C. G. Polyculture: principles, practices, problems and promise. **Aquaculture Magazine**. v. 29, p.34-39. 2003.
- MACEDO, C. F.; SIPAUBA-TAVARES, L. H. Eutrophication and Water Quality in Pisciculture: Consequences and Recommendations. **Boletim Do Instituto De Pesca**, 2010.
- MALMAEUS, J. M.; RYDIN, E. A time-dynamic phosphorus model for the profundal sediments of Lake Erken, Sweden. **Aquatic Sciences**, v. 68, n. 1, p. 16–27, 2006.
- MARCANTONIO, A. S.; ROCHA, G. C. **Estudo do impacto ambiental de efluentes de atividades agropecuárias sobre a qualidade da água Adriana**. Caxambu: Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 2007
- MARTÍNEZ-NIETO, P. et al. Biofertilizers and composting accelerators of polluting macrophytes of a Colombian lake. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, 2011.
- MARTINS, A. P. L. et al. Capacidade da *Typha domingensis* na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na Bacia do Iraí - Paraná. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 324–330, 2007.
- MEDEIROS, M. V.; AUBIN, J.; CAMARGO, A. F. M. Life cycle assessment of fish and prawn production: Comparison of monoculture and polyculture freshwater systems in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 156, p. 528–537, 2017.
- MEES, J. B. R. et al. Removal of organic matter and nutrients from slaughterhouse wastewater by using *Eichhornia crassipes* and evaluation of the generated biomass composting. **Engenharia Agrícola**, 2009.
- MIDLEN, A.; REDDING, T. Environmental Management for Aquaculture. Netherlands: **Kluwer Academic Publishers**. 1998.
- MILSTEIN, A. Ecological aspects of fish species interactions in polyculture ponds. **Hydrobiologia**, 1992.
- MORIARTY, D. J. W. **The role of microorganisms in aquaculture ponds**. Aquaculture. **Anais...1997**
- MUZZI, D. Natural filter ponds benefit catfish farmers. **Aquaculture Magazine**, v.(May/June), p.100-102, 1994.
- NAIR, C. S.; KANI, K. M. Phytoremediation of Dairy Effluent Using Aquatic Macrophytes. **International Journal of Scientific & Engineering Research**, v. 7, n. 4, p. 253–259, 2016.
- OLGUÍN, E. J. et al. Year-round phytofiltration lagoon assessment using *Pistia stratiotes* within a pilot-plant scale biorefinery. **Science of the Total Environment**, v. 592, p. 326–333, 2017.
- OSTI, J. A. S.; HENARES, M. N. P.; CAMARGO, A. F. M. The efficiency of free-floating and emergent aquatic macrophytes in constructed wetlands for the treatment of a fishpond effluent. **Aquaculture Research**, v. 49, n. 10, p. 3468–3476, 2018.
- OSTRENSKY, A.; BOEGER, W. Piscicultura: fundamentos e técnicas de manejo. **Guaíba-SP**

211 p. 1ªed. 1998.

- PATERNIANI, J E S; CONCEIÇÃO, C. H. Z. DA. Utilização da pré-filtração e filtração lenta no tratamento de água para piscicultura. **Revista Ecosistema**, v. 26, n. 1, p. 8–12, 2001.
- PUGLIESE, A.; BIDINI, G.; FANTOZZI, F. **Anaerobic digestion of macrophytes algae for eutrophication mitigation and biogas production**. Energy Procedia. **Anais...2015**
- REDDING, T.; TODD, S.; MIDLEN, A. The treatment of aquaculture wastewaters - a botanical approach. **Journal of Environmental Management**, v. 50, n. 3, p. 283–299, 1997.
- REDDY, K. R.; D'ANGELO, E. M.; DEBUSK, T. A. Oxygen transport through aquatic macrophytes: The role in wastewater treatment. **Journal of Environmental Quality**, 1990.
- REDDY, K. R.; DEBUSK, T. A. State-of-the-art utilization of aquatic plants in water pollution control. **Water Science and Technology**, 1987.
- REHMAN, F. et al. **Constructed Wetlands: Perspectives of the Oxygen Released in the Rhizosphere of Macrophytes** *Clean - Soil, Air, Water*, 2017.
- ROWLAND, S. J. Water quality in freshwater aquaculture. **Fishfacts**, 1992.
- RYDIN, E. Potentially mobile phosphorus in Lake Erken sediment. **Water Research**, v. 34, n. 7, p. 2037–2042, 2000.
- SÁNCHEZ, IVÁN A; MATSUMOTO, T. Ammonia removal in a water recirculating system for tilapia using an aerobic three-phase fluidized-bed reactor. **Monitoramento. Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias**, n. 24, p. 263–271, 2011.
- SANTOS, A. A. O. et al. Comparing environmental impacts of native and introduced freshwater prawn farming in Brazil and the influence of better effluent management using LCA. **Aquaculture**, 2015.
- SCHEFFER, M. et al. Floating plant dominance as a stable state. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 100, n. 7, p. 4040–4045, 2003.
- SCHIERANO, M. C.; MAINE, M. A.; PANIGATTI, M. C. Dairy farm wastewater treatment using horizontal subsurface flow wetlands with *Typha domingensis* and different substrates. **Environmental Technology (United Kingdom)**, 2017.
- SCHULTER, E. P.; FILHO, J. E. R. V. Evolução Da Piscicultura No Brasil: Diagnóstico E Desenvolvimento Da Cadeia Produtiva De Tilápia. **Instituto de pesquisa Econômica Aplicada - Ipea**, p. 42, 2017.
- SILVA, J. V. H.; BORGES, A. K. P.; MORAES, P. B.; PICANÇO, A. P. Compostagem das macrófitas aquáticas: *Salvinia auriculata* E *Eichhornia crassipes* retiradas do reservatório da UHE Luis Eduardo Magalhães, Tocantins. **Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal**, v. 8, n. 2, p. 74–86, 2011.
- SIMEON, C.; SILHOL, M. Purification of pisciculture waters on evaluating and recuperating aquatic biomass. **Commissariat a L'énergie Atomique**, 167- 175, 1985.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.; DONADON, A.; MILAN, R. Water quality and plankton populations in an earthen polyculture pond. **Brazilian Journal of Biology**, 2011.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; FÁVERO, E. G. P.; BRAGA, F. M. S. Utilization of macrophyte biofilter in effluent from aquaculture: I. Floating plant. **Brazilian Journal of Biology**, 2002.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; FLORÊNCIO, T.; SCARDOELI-TRUZZI, B. Aquaculture biological waste as culture medium to cultivation of *Ankistrodesmus gracilis* (Reinsch) Korshikov. **Brazilian Journal of Biology**, v. 78, n. 3, p. 579–587, 2018.

- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; GUARIGLIA, C. S. T.; BRAGA, F. M. S. Effects of rainfall on water quality in six sequentially disposed fishponds with continuous water flow. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 4, p. 643–649, 2007.
- STEWART, N. T.; BOARDMAN, G. D.; HELFRICH, L. A. Treatment of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) raceway effluent using baffled sedimentation and artificial substrates. **Aquacultural Engineering**, 2006.
- TALBOT, C.; HOLE, R. Fish diets and the control of eutrophication resulting from aquaculture. **Journal of Applied Ichthyology**, 1994.
- TAPIA-TORRES, Y. et al. How to live with phosphorus scarcity in soil and sediment: Lessons from bacteria. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 82, n. 15, p. 4652–4662, 2016.
- TAVARES, L. H. S.; SANTEIRO, R. M. Fish farm and water quality management. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, 2013.
- TAVARES-DIAS, M. M.; LATERÇA, M. An overall estimation of losses caused by diseases in the Brazilian fish farms. **Journal of Parasitic Diseases**. 2017.
- TM, L. A. K. et al. Particle size distribution of wastes from freshwater fish farms. p. 65–78, 1997.
- TRAVAINI-LIMA, F.; MILSTEIN, A.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Seasonal Differences in Plankton Community and Removal Efficiency of Nutrients and Organic Matter in a Subtropical Constructed Wetland. **Wetlands**, 2016.
- TRIPATHI, B. D.; SRIVASTAVA, J.; MISRA, K. Nitrogen and Phosphorus Removal-capacity of Four Chosen Aquatic Macrophytes in Tropical Freshwater Ponds. **Environmental Conservation**, 1991.
- TRUE, B.; JOHNSON, W.; CHEN, S. Reducing phosphorus discharge from flow-through aquaculture I: Facility and effluent characterization. **Aquacultural Engineering**, v. 32, n. 1, p. 129–144, 2004.
- TURCIOS, A. E.; PAPENBROCK, J. Sustainable Treatment of Aquaculture Effluents—What Can We Learn from the Past for the Future. p. 836–856, 2014.
- TURNEY, D. E.; SMITH, W. C.; BANERJEE, S. A measure of near-surface fluid motions that predicts air-water gas transfer in a wide range conditions. **Geophysical Research Letters**, v. 32, n. 4, p. 1–4, 2005.
- VALDIVIA SANTIBANEZ, M. V. The role of microbial processes in soil phosphorus dynamics. **ProQuest Dissertations and Theses**, n. January, p. 158, 2009.
- VALENTI, W. C. A aquicultura Brasileira é sustentável? **Aquicultura & Pesca** 34(4): 36-44. 2008.
- WANG, L. et al. Phosphorus release during decomposition of the submerged macrophyte *Potamogeton crispus*. **Limnology**, v. 19, n. 3, p. 355–366, 2018.
- WETZEL, R. G., LIKENS, G. E. *Limnological analyses*. 3rd ed. New York: Springer. 2000
- YILDIZ, H. Y. et al. Nitrite-induced methemoglobinemia in Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 22, n. 5, p. 427–429, 2006.
- ZHOU, Q. et al. Role and functions of beneficial microorganisms in sustainable aquaculture. **Bioresource Technology**, 2009.

Conclusão geral

Concluimos que devemos avaliar de forma holística todos os componentes que determinam o real o impacto ambiental dos efluentes de pisciculturas sobre os recursos hídricos, dentre eles a qualidade limnológica da água de abastecimento destas pisciculturas, que já entram no sistema de produção com considerável carga de nutrientes oriundos das atividades antrópicas que degradam o solo, e por consequência, os mananciais hídricos.

Consideramos também que a atividade de pisciculturas em vales, mesmo que em sistema com baixa taxa de estocagem (entre 1 e 4 peixes por m²), aumenta o estado trófico dos efluentes gerados de mesotrófico para supereutrófico, independente da sazonalidade. As altas concentrações de nitrogênio e fósforo causaram a baixa qualidade da água dos efluentes, pelo aumento de clorofila-*a*, turbidez, sólidos totais, demanda bioquímica de oxigênio, e pela depleção do oxigênio dissolvido, dificultando a possível legalização destas pisciculturas segundo o CONAMA n° 357 de 2005, para classe II, sem um tratamento a montante e a jusante dos viveiros, como por exemplo, filtros físicos, com cascalho e brita e areia, para retenção dos sólidos minerais e matéria orgânica particulada, carregados pelas chuvas nos vales.

A utilização de macrófitas aquáticas, em sistemas de tratamentos de efluentes, pode ser recomendada devido à capacidade de filtração de partículas sólidas e absorção dos nutrientes da água. Para escolha das macrófitas adequadas para o tratamento de efluentes sugerimos aquelas atendam a maioria dos fatores: maior taxa de absorção relativa; maior tamanho; menor taxa de reprodução; menor potencial de dispersão e maior potencial de uso da sua biomassa. Essa escolha deve considerar também a necessidade de manejo de remoção das macrófitas em senescência, a fim de evitar o retorno de matéria-orgânica ao sistema, e destinando adequadamente o resíduo sólido gerado. A *Pistia stratiotes* se mostrou adequada em nosso estudo para ser utilizada em sistema de tratamento de efluentes de pisciculturas.

O manejo ecológico, utilizando bacia de sedimentação, aplicado ao tratamento de efluente da piscicultura monitorada se mostrou eficiente na redução de parâmetros de qualidade

de água, principalmente em relação aos sólidos gerados no efluente do sistema de cultivo, adequando a maioria dos parâmetros analisados à normativa ambiental do CONAMA n° 357, classe II. O tratamento sem organismos teve a mesma eficiência dos demais que tinham elementos biológicos como macrófitas (*P. stratiotes* ou *T. domingensis*) e peixes (cascudos e/ou tilápias) de diferentes hábitos alimentares, e por isso seria o melhor tratamento para ser utilizado, pois gera menos resíduos sólidos, como a biomassa de macrófitas que morrem ao longo do tempo e a carcaça de peixes não aproveitados após o abate. É importante também que a cada ciclo de cultivo seja realizado a remoção e destino adequado do lodo (sedimento) gerado, sendo uma medida de baixo custo a compostagem.

Referências bibliográficas

- ARBIV, R.; VAN RIJN, J. Performance of a treatment system for inorganic nitrogen removal in intensive aquaculture systems. **Aquacultural Engineering**, 1995.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PISCICULTURA. **ANUÁRIO Peixe BR da Piscicultura 2019**, 2019. Available in: . Accessed in: 20 jan, 2020.
- BOMFIM, M. A. D. Estratégias Nutricionais para Redução das Excreções de Nitrogênio e Fósforo nos Sistemas de Produção de Peixes no Nordeste: Sustentabilidade Ambiental e Aumento da Produtividade. **Rev. Cient. Prod. Anim.**, v. 15, n. 2, p. 122–140, 2013.
- BOYD, C. E.; TUCKER, C. S. Pond Aquaculture Water Quality Management. 1998.
- BRASIL. **Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005**. Brasília CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE-CONAMA, 2005.
- BRASIL. **Resolução CONAMA nº430 de 13 de maio de 2011**. Brasília CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE-CONAMA, , 2011.
- CASTRO L. S.; MENEZES C. T. J., P M G.; MARUYAMA, L. C. B. & M. Perspectivas Da Atividade De Pesqueiros No Alto Tietê: Contribuição À Gestão De Usos Múltiplos Da Água. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 32, n. 1, p. 1–14, 2006.
- CHÁVEZ-CROOKER, P.; OBREQUE-CONTRERAS, J. Bioremediation of aquaculture wastes Current Opinion in Biotechnology, 2010.
- COLDEBELLA, A. et al. Effluents from Fish Farming Ponds : A View from the Perspective of Its Main Components. p. 1–16, 2018.
- DAUDA, A. B. et al. Waste production in aquaculture: Sources, components and managements in different culture systems. **Aquaculture and Fisheries**, v. 4, n. 3, p. 81–88, 2019.
- DEMARS, B. O. L.; EDWARDS, A. C. Tissue nutrient concentrations in freshwater aquatic macrophytes: High inter-taxon differences and low phenotypic response to nutrient supply. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 11, p. 2073–2086, 2007.
- DI LUCA, G. A. et al. Nitrogen and phosphorus removal and *Typha domingensis* tolerance in a floating treatment wetland. **Science of the Total Environment**, v. 650, p. 233–240, 2019.
- ESTEVEZ, F. Considerations on the ecology of wetlands with emphasis on brasilian floodplain ecosystems. **Oecologia Brasiliensis**, 1998.
- ESTIM, A. Integrated multitrophic aquaculture. In: **Aquaculture Ecosystems: Adaptability and Sustainability**. 2015.
- FAO. The State of World Fisheries and Aquaculture 2018-Meeting the sustainable development goals FAO 2018. 2018.
- FURUYA, W. M. et al. Níveis de proteína e fitase em rações de terminação para a tilápia do nilo (*Oreochromis niloticus*). p. 11–17, 2005.
- HENARES, M. N. P.; CAMARGO, A. F. M. Estimating nitrogen and phosphorus saturation point for *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms and *Salvinia molesta* Mitchell in mesocosms used to treating aquaculture effluent. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 4, p. 420–428, 2014.
- HENARES, M. N. P.; MEDEIROS, M. V.; CAMARGO, A. F. M. Overview of strategies that contribute to the environmental sustainability of pond aquaculture: rearing systems,

- residue treatment, and environmental assessment tools. **Reviews in Aquaculture**, p. 1–18, 2019.
- HENRY-SILVA, G. G.; MONTEIRO, F. Interações ecológicas entre as macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*. v. 32, n. 3, p. 445–452, 2005.
- HENRY-SILVA, GUSTAVO GONZAGA; CAMARGO, A. F. M. O. DE EFLUENTES COM MACRÓFITAS AQUÁTICAS – RELATO DE CASO *. **B. Inst. Pesca, São Paulo**, v. 34, n. 1, p. 163–173, 2008.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Valor nutritivo de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. **Acta Scientiarum**, v. 24, n. 2, p. 519–526, 2002.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. **Scientia Agricola**, v. 63, n. 5, p. 433–438, 2006.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M. Growth of free-floating aquatic macrophytes in different concentrations of nutrients. **Hydrobiologia**, v. 610, n. 1, p. 153–160, 2008.
- HEPHER, B.; MILSTEIN, A.; LEVENTER, H. et al. The effect of fish density and species combination on growth and utilization of natural food in ponds. **Aquacu. Fish. Manage.**, v.20p.59-71, 1989.
- HONCULADA PRIMAVERA, J.; GACUTAN, R. Q. Preliminary results of feeding aquatic macrophytes to *Penaeus monodon* juveniles. **Aquaculture**, 1989.
- HUNDLEY, G. C.; NAVARRO, R. D. Aquaponia: a integração entre piscicultura e a hidroponia. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável (RBAS)**, v. 3, n. 2, p. 52–61, 2013.
- JÚNIOR, V. C.; ANDRADE, L. N.; BEZERRA, L. N.; GURJÃO, L. M.; FARIAS, W. R. L. Reúso de água em um sistema integrado com peixes, sedimentação, ostras e macroalgas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. suplemento, p. 118–122, 2005.
- LACOUL, P.; FREEDMAN, B. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. **Environmental Reviews**, v. 14, n. 2, p. 89–136, 2006.
- LIU, S. et al. Methane and Nitrous Oxide Emissions Reduced Following Conversion of Rice Paddies to Inland Crab – Fish Aquaculture in Southeast China. 2016.
- LUTZ, C. G. Polyculture: principles, practices, problems and promise. **Aquaculture Magazine**. v. 29, p.34-39. 2003.
- MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização E Qualidade Da Água Na Piscicultura : Consequências E Recomendações Eutrophication and Water Quality in Pisciculture : Consequences and Recommendations. **Bol. Inst. Pesca**, v. 36, n. 2, p. 149–163, 2010.
- MARTÍNEZ-NIETO, P. et al. Biofertilizers and composting accelerators of polluting macrophytes of a Colombian lake. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, 2011.
- MIDLEN, A.; REDDING, T. Environmental Management for Aquaculture. Netherlands: **Kluwer Academic Publishers**. 1998.
- MILSTEIN, A. Ecological aspects of fish species interactions in polyculture ponds. **Hydrobiologia**, 1992.
- MULDERIJ, G.; VAN NES, E. H.; VAN DONK, E. Macrophyte-phytoplankton interactions: The relative importance of allelopathy versus other factors. **Ecological Modelling**, 2007.

- MUZZI, D. Natural filter ponds benefit catfish farmers. **Aquaculture Magazine**, v.(May/June), p.100-102, 1994.
- OLGUÍN, E. J. et al. Year-round phytofiltration lagoon assessment using *Pistia stratiotes* within a pilot-plant scale biorefinery. **Science of the Total Environment**, v. 592, p. 326–333, 2017.
- OSTI, J. A. S.; HENARES, M. N. P.; CAMARGO, A. F. M. The efficiency of free-floating and emergent aquatic macrophytes in constructed wetlands for the treatment of a fishpond effluent. **Aquaculture Research**, v. 49, n. 10, p. 3468–3476, 2018.
- PETRUCIO, M. M.; ESTEVES, F. A. Influence of photoperiod on the uptake of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 3, p. 373–379, 2005.
- REDDING, T.; TODD, S.; MIDLEN, A. The treatment of aquaculture wastewaters - a botanical approach. **Journal of Environmental Management**, v. 50, n. 3, p. 283–299, 1997.
- REDDY, K. R.; DE BUSK, W. F. Nutrient Removal Potential of Selected Aquatic Macrophytes. **Journal of Environment Quality**, v. 14, n. 4, p. 459–462, 1985.
- REDDY, K. R.; DE BUSK, W. F. Nutrient Removal Potential of Selected Aquatic Macrophytes1. **Journal of Environment Quality**, v. 14, n. 4, p. 459, 20 jul. 2010.
- REDDY, K. R.; DEBUSK, T. A. State-of-the-art utilization of aquatic plants in water pollution control. **Water Science and Technology**, 1987.
- ROCHA, C. B.; POUHEY, J. L. O. F.; LOPES, P. R. S.; ENKE, D. B. S.; XAVIER, E. G. Suplementação da enzima fitase e o desempenho e retenção mineral em juvenis de jundiá (*rhamdia quelen*) phytase enzyme supplementation on performance and mineral retention in bones of silver catfish juveniles (*rhamdia quelen*). **Boletim Instituto de Pesca**. v. 34, n. 1, p. 151–157. 2007.
- SÁNCHEZ, IVÁN A; MATSUMOTO, T. Ammonia removal in a water recirculating system for tilapia using an aerobic three-phase fluidized-bed reactor. **Monitoramento. Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias**, n. 24, p. 263–271, 2011.
- SANTOS, A. A. O; AUBIN, J.; CORSON, M. S.; VALENTI, W. C.; CAMARGO, A. F. M. Comparing environmental impacts of native and introduced freshwater prawn farming in Brazil and the influence of better effluent management using LCA. **Aquaculture**, 2015.
- SILVA, J. V. H.; BORGES, A. K. P.; MORAES, P. B.; PIKANÇO, A. P. Compostagem das macrófitas aquáticas: *Salvinia auriculata* E *Eichhornia crassipes* retiradas do reservatório da UHE Luis Eduardo Magalhães, Tocantins. **Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal**, v. 8, n. 2, p. 74–86, 2011.
- SIMEON, C.; SILHOL, M. Purification of pisciculture waters on evaluating and recuperating aquatic biomass. **Commissariat a L'energie Atomique**, 167- 175, 1985.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; BRAGA, F. M. DE S. Constructed wetland in wastewater treatment. **Acta Scientiarum - Biological Sciences**, 2008.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; FÁVERO, E. G. P.; BRAGA, F. M. S. Utilization of macrophyte biofilter in effluent from aquaculture: I. Floating plant. **Brazilian Journal of Biology**, 2002.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; FLORÊNCIO, T.; SCARDOELI-TRUZZI, B. Aquaculture biological waste as culture medium to cultivation of *Ankistrodesmus gracilis* (Reinsch) Korshikov. **Brazilian Journal of Biology**, v. 78, n. 3, p. 579–587, 2018.
- SRIVASTAVA, J.; GUPTA, A.; CHANDRA, H. Managing water quality with aquatic macrophytes. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 7, n. 3, p. 255–266, 2008.

- STEWART, N. T.; BOARDMAN, G. D.; HELFRICH, L. A. Treatment of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) raceway effluent using baffled sedimentation and artificial substrates. **Aquacultural Engineering**, 2006.
- TALBOT, C.; HOLE, R. Fish diets and the control of eutrophication resulting from aquaculture. **Journal of Applied Ichthyology**, 1994.
- THOMAZ, S. M. et al. Aquatic macrophytes of Itaipu Reservoir, Brazil: Survey of species and ecological considerations. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 42, n. 1, p. 15–22, 1999.
- THOMAZ, S. M. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. **Planta Daninha**, 2002.
- TOLEDO-GUEDES, K.; SANCHEZ-JEREZ, P.; BRITO, A. Influence of a massive aquaculture escape event on artisanal fisheries. **Fisheries Management and Ecology**, v. 21, n. 2, p. 113–121, 2014.
- TRAVAINI-LIMA, F.; DA VEIGA, M. A. M. S.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Constructed wetland for treating effluent from subtropical aquaculture farm. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 226, n. 3, 2015.
- TRAVAINI-LIMA, F.; MILSTEIN, A.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Seasonal Differences in Plankton Community and Removal Efficiency of Nutrients and Organic Matter in a Subtropical Constructed Wetland. **Wetlands**, 2016.
- TURCIOS, A. E.; PAPENBROCK, J. Sustainable treatment of aquaculture effluents-What can we learn from the past for the future? **Sustainability (Switzerland)**, v. 6, n. 2, p. 836–856, 2014.
- VALENTI, W. C. A aquicultura Brasileira é sustentável? **Aqüicultura & Pesca** 34(4): 36-44. 2008.
- WOJCIECHOWSKI, J. et al. Potential effects of mechanically removing macrophytes on the phytoplankton community of a subtropical reservoir. **Acta Botanica Brasilica**, v. 32, n. 4, p. 588–594, 2018.