

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

ESCOLA DE VETERINÁRIA

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO AMBIENTAL DE
DUAS TRUTICULTURAS EM “RACEWAY” SOBRE
SEUS CÓRREGOS RECEPTORES**

JOSÉ ANTONIO BEIRÃO SIMÕES

Belo Horizonte

2016

JOSÉ ANTONIO BEIRÃO SIMÕES

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO AMBIENTAL DE DUAS TRUTICULTURAS EM
“RACEWAY” SOBRE SEUS CÓRREGOS RECEPTORES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Zootecnia da Escola de Veterinária da Universidade Federal de Minas Gerais, como parte dos requisitos para a obtenção do grau de Mestre em Zootecnia.

Área de concentração: Ambiência e etologia na Produção Animal.

Orientador: Prof. Dr. Kleber Campos Miranda Filho

Co-Orientador: Prof. Dr. Luciano dos Santos Rodrigues

Belo Horizonte

2016

DISSERTAÇÃO defendida e aprovada em 12/09/2016 pela comissão examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Orientador: Dr. Kleber Campos Miranda Filho

Profª. Dra. Marília Martins Melo

Prof. Dr. Ronald Kennedy Luz

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por me dar saúde e capacidade de trabalho. Agradeço aos professores e funcionários do curso de Aquacultura da Escola de Veterinária da UFMG pelos ensinamentos e incentivo. Agradeço ao Sr. Paulo Roberto Alves pela abertura e apoio dado em Delfim Moreira. Agradeço ao Sr. Carlos Pupio pela abertura da NR Trutas para a execução do meu trabalho. Agradeço principalmente a minha família, Sandra, minha esposa, Patrícia e Rodrigo, meus filhos, pela compreensão pelos finais de semana passados nos estudos e aos meus pais por sempre me incentivarem para os estudos. Agradeço ao Prof. Kleber Campos Miranda Filho, meu orientador e ao Prof. Luciano dos Santos Rodrigues, meu co-orientador, pelo auxílio e ensinamento para a execução deste trabalho. Agradeço ao Prof. Israel José da Silva por possibilitar o uso do Laboratório de Saneamento para a execução de minhas análises. Agradeço também a Prof. Marília Martins Melo por orientações no meu trabalho, ao Prof. Ronald K. Luz por compor a minha banca de mestrado e pelas suas sugestões. Agradeço finalmente a todos que contribuíram de alguma maneira para que pudesse executar este trabalho.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	REVISÃO DA LITERATURA	17
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	27
3.1	INSTALAÇÕES EXPERIMENTAIS.....	27
3.2	ANÁLISES DA ÁGUA	31
3.3	DETERMINAÇÃO DA VAZÃO AFLUENTE ÀS TRUTICULTURAS	32
3.4	CARACTERIZAÇÃO DO MANEJO DA TRUTICULTURA.....	33
3.5	CÁLCULO DA CARGA E EQUIVALENTE POPULACIONAL.....	34
3.6	ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	34
3.7	PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA	35
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
4.1	QUALIDADE DAS ÁGUAS	60
5	CONCLUSÕES	63
7	REFERÊNCIAS	64
8	ANEXOS	68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Parâmetros de qualidade de água avaliados pelos autores pesquisados.	20
Tabela 2. Parâmetros de qualidade de água Classe II, Padrão de Lançamento de Efluentes (COPAM-CERH 1/2008) e parâmetros de conforto para cultivo em Aquicultura (Wedemeyer, 1997)	35
Tabela 3. Carga e Equivalente populacional em termos de DBO nos pontos efluentes monitorados na truticultura 2 (Brumado)	62
Tabela 4. Carga e Equivalente populacional em termos de DBO nos pontos efluentes monitorados na truticultura 1 (NR trutas).....	62

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Localização da cidade de Delfim Moreira na divisa dos estados de Minas Gerais e São Paulo.	28
Figura 2. Esquema da distribuição dos tanques e pontos de coleta na NR Trutas (NR1-afluente; NR2, NR3 e NR4-efluentes; NR5-montante e NR6-jusante).....	29
Figura 3. Imagem do Google Earth da NR Trutas com os pontos de coleta.	29
Figura 4. Esquema de distribuição dos tanques e pontos de coleta na Trucultura Brumado (BR1-afluente; BR2, BR3, BR4, BR5, BR6 e BR7 efluentes; BR8 montante e BR9 jusante do córrego Brumado).....	30
Figura 5. Imagem do Google Earth da trucultura Brumado e os pontos de coleta.	31
Figura 6. Canal de derivação afluente a NR Trutas.....	33
Figura 7. Biometria dos peixes	34
Figura 8. Concentração da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo da NR Trutas. Letras iguais significam valores iguais. Faixa vermelha indica limite da classificação Classe II da COPAM/CERH- 1/2008.	37
Figura 9. Concentração da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo da trucultura Brumado. Letras iguais significam valores iguais. Faixa vermelha indica classificação Classe II da COPAM/CERH - 2008.....	38
Figura 10. pH da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na NR Trutas. Linhas vermelhas indicam faixa de classificação Classe II, padrão de lançamento da Deliberação Normativa COPAM 1/2008 e conforto para espécie (Wedemeyer, 1997). Letras iguais indicam valores iguais.....	38
Figura 11. pH da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na trucultura Brumado. Linhas vermelhas indicam faixa de classificação Classe II, padrão de lançamento da Deliberação Normativa COPAM 1/2008 e conforto para espécie (Wedemeyer, 1997). Letras iguais indicam valores iguais.....	39
Figura 12. Concentração de OD da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na NR Trutas. Linhas vermelhas indicam faixa de classificação Classe II da Deliberação Normativa COPAM 1/2008. Letras iguais indicam valores iguais.....	40
Figura 13. Concentração de OD da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na trucultura Brumado. Linhas vermelhas indicam faixa de classificação Classe II da Deliberação Normativa COPAM 1/2008. Letras iguais indicam valores iguais.	41
Figura 14. Temperatura da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na trucultura NR Trutas. Letras iguais indicam valores iguais.	41
Figura 15. Temperatura da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na trucultura Brumado. Letras iguais indicam valores iguais.	42
Figura 16. Concentração do nitrogênio amoniacal da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na NR Trutas. Letras iguais indicam valores iguais.....	43
Figura 17. Concentração do nitrogênio amoniacal da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na trucultura Brumado. Letras iguais indicam valores iguais	43

Figura 18. Concentração do nitrito da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na NR Trutas. Linha vermelha indica limite para conforto para cultivo (Wedemeyer, 1997). Letras iguais indicam valores iguais.....	44
Figura 19. Concentração do nitrito da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na triticultura Brumado. Linha vermelha indica limite para conforto para cultivo (Wedemeyer, 1997). Letras iguais indicam valores iguais.....	45
Figura 20. Concentração do nitrato da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na triticultura Brumado. Letras iguais indicam valores iguais.....	47
Figura 21. Concentração do nitrato da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na NR Trutas. Letras iguais indicam valores iguais.	46
Figura 22. Concentração de fosfato da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na NR Trutas. Linha vermelha indica limite de lançamento de efluentes da Deliberação Normativa COPAM 1/2008.Letras iguais indicam valores iguais.....	48
Figura 23. Concentração de fosfato da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na triticultura Brumado. Linha vermelha indica limite de lançamento de efluentes da Deliberação Normativa COPAM 1/2008.Letras iguais indicam valores iguais.	50
Figura 24. Concentração de sólidos totais dissolvidos na água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na NR Trutas. Letras iguais indicam valores iguais.....	51
Figura 25. Concentração de sólidos totais dissolvidos na água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na triticultura Brumado. Letras iguais indicam valores iguais.	51
Figura 26. Condutividade elétrica medida na água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na NR Trutas. Letras iguais indicam valores iguais.....	52
Figura 27. Condutividade elétrica medida na água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na triticultura Brumado. Letras iguais indicam valores iguais.....	53
Figura 28. Turbidez medida na água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na NR Trutas. Faixa vermelha indica limite para Classe II e para lançamento (COPAM/CERH-2008). Letras iguais indicam valores iguais.....	54
Figura 29. Turbidez medida na água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na triticultura Brumado. Letras iguais indicam valores iguais.....	55
Figura 30. Cones imhoff após 60 minutos de sedimentação	55
Figura 32. Alcalinidade medida na água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na triticultura Brumado. Letras iguais indicam valores iguais.	56
Figura 33. Ocorrência de coliformes termotolerantes na água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na triticultura NR. NMP= número mais provável.	57
Figura 34. Coliformes termotolerantes na água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na triticultura NR. Letras iguais indicam valores iguais. NMP= número mais provável.....	58
Figura 35. Coliformes termotolerantes da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na triticultura Brumado. Letras iguais indicam valores iguais. NMP – número mais provável.	59
Figura 36. Ocorrência de coliformes termotolerantes da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na triticultura Brumado.	59

Figura 37. Teste estatístico <i>Kruskal-Wallis</i> para dados não paramétricos -seseguido de comparação múltiplas pareadas para os coliformes termotolerantes na truticultura Brumado.	60
Figura 38. Vazão coletada no ponto BR1 afluyente à truticultura 2 (Brumado).....	62
Figura 39. Vazão coletada no ponto NR1 afluyente à truticultura 1 (NR trutas).....	62

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CE	Condutividade elétrica
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
DBO ₅	Demanda bioquímica de oxigênio (5 dias)
DQO	Demanda química de oxigênio
GPS	Global Position System
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IQA	Índice de qualidade de água
NAT	Nitrogênio amoniacal total
NT	Nitrogênio total
OD	Oxigênio dissolvido
P	Fósforo
pH	Potencial hidrogeniônico
ppp	Poros por polegada
PT	Fósforo total
S	Unidade de condutividade: Siemens
SS	Sólidos suspensos
SST	Sólidos suspensos totais
STD	Sólidos totais dissolvidos
UNT	Unidade nefelométrica de turbidez

SIMÕES, J.A.B. AVALIAÇÃO DO IMPACTO AMBIENTAL DE DUAS TRUTICULTURAS EM “RACEWAY” SOBRE SEUS CÓRREGOS RECEPTORES.

[EVALUATION OF ENVIRONMENTAL IMPACT IN TWO TROUT FARMS "RACEWAY" ON YOUR STREAMS RECEIVERS]. 2016. 74 f. Dissertação de Mestrado (Pós-Graduação em Zootecnia) – Escola de Veterinária, Universidade Federal de Minas Gerais, 2016.

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar, por meio de análises físico-químicas e biológicas, o impacto causado nos córregos receptores da descarga dos efluentes de duas truticulturas, situadas em Delfim Moreira-MG, na região da serra da Mantiqueira. A NR Trutas com 23 tanques parte em série e em paralelo, com volumes aproximados de 65 m³, especializada na engorda da truta, produzindo aproximadamente 120 ton/ano, destinadas ao abate em frigorífico próprio com um consumo diário de aproximadamente 625 kg de ração e com uma vazão de entrada de água média de aproximadamente 1.000 L.s⁻¹. Foram selecionados seis pontos de coleta, NR1 a NR6, sendo o ponto NR1 situado na entrada principal dos tanques da truticultura (originado de uma derivação do córrego a aproximadamente 200 m a montante da truticultura), e NR2, NR3 e NR4 situados em diversos pontos de descarga dos tanques da truticultura. NR5 é um ponto a jusante do córrego e o NR6 a montante (Rio de Bicas). A Truticultura Brumado mantém um estoque de reprodutores, aproximadamente 900 matrizes sendo 600 fêmeas e 300 machos, perfazendo um estoque aproximado de 1.350 kg, com um consumo médio de 30 kg de ração.dia⁻¹, em seis tanques em série, realizando a reprodução no período de maio a agosto, quando a temperatura se torna ideal para a reprodução (entre 10 a 15°C), produzindo de 120.000 a 150.000 alevinos.ano⁻¹ com uma vazão de entrada média de 17 L.s⁻¹. Foram selecionados nove pontos de coleta, BR1 a BR9, sendo o ponto BR1 afluente à truticultura proveniente de uma nascente; BR2, BR3, BR4, BR5, BR6 e BR7 nas saídas dos tanques (efluentes) e os pontos BR8 a montante e o BR9 a jusante do córrego Brumado receptor dos efluentes da truticultura. Foram analisadas as seguintes variáveis físico-químicas da água, de acordo com o “Standard Methods Water and Wastewater”: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio amoniacal (NH₃+NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻), fosfato (PO₄³⁻), alcalinidade e turbidez. As análises de temperatura, pH, condutividade elétrica (CE), sólidos totais dissolvidos (STD) e salinidade foram realizadas *in locu*. Foram analisados os coliformes termotolerantes nos pontos NR1, NR4, NR5 e NR6 na NR Trutas além de BR1, BR7, BR8 e BR9 na Truticultura Brumado. O pH apresentou-se diminuído significativamente (p<0,05) nos pontos NR3, NR4 e NR6 quando comparado com o ponto afluente NR1. Todavia, em relação ao NH₃+NH₄⁺ houve aumento significativo (p<0,05) nos pontos NR2, NR3 e NR4 quando comparado com o ponto NR1. Em relação a DBO houve aumento significativo (p<0,05) entre NR1 e NR2, mas não houve diferenças em nenhum outro parâmetro entre montante (NR5) e jusante (NR6) do lançamento no córrego receptor indicando assim que o impacto no rio de Bicas não é significativo. Na truticultura Brumado foram relatadas diferenças significativas (p<0,05) nos STD, na turbidez e CE entre os pontos

BR1 e os pontos BR8 e BR9; entre os pontos BR1 e os pontos BR4, BR5, BR6 e BR7 para $\text{NH}_3+\text{NH}_4^+$ e diferenças significativas também para a DBO entre os pontos BR5 o ponto BR9. Entretanto, para todos os parâmetros analisados não foram encontradas diferenças significativas entre os pontos a montante (BR8) e a jusante (BR9) do córrego Brumado, onde foram lançados os efluentes indicando assim pouco potencial poluidor. Para os coliformes termotolerantes não houve diferenças estatísticas significativas ($p>0,05$) entre os pontos NR1, NR4, NR5 e NR6 mas foram observadas diferenças significativas entre os pontos BR1 e BR7, BR8 e BR9 na truticultura Brumado. Estas alterações estão dentro dos padrões de conforto para a espécie cultivada e em níveis de conformidade com o padrão de lançamento de efluentes da legislação específica. Assim, com os resultados obtidos, o impacto nos corpos d'água mostrou-se mínimo, mas são necessários mais estudos, inclusive considerando-se as possíveis alterações na ecologia do ambiente (macroinvertebrados bentônicos principalmente).

PALAVRAS CHAVE: efluentes, piscicultura, qualidade da água.

ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT OF TWO TROUT FARM IN RACEWAY IN ITS RECEPTORS STREAMS

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate, using physicochemical and biological analyzes, the impact of the effluent discharge of two trout farms in the associated streams, located in Delfim Moreira-MG, in the “Mantiqueira” sierra region. The “NR Trutas” with 23 tanks, some in series and some in parallel with an approximate volume of 65 m³ each, specialized in rearing trout, producing about 120 tons of trout annually in own refrigerator, with a daily consumption of approximately 625 kg of feed and with an average water inlet of approximately 1,000 L.s⁻¹. Six collection points, NR1 to NR6, were selected. The NR1 point was located at the main entrance of the trout farm. NR2, NR3 and NR4 were located in different points of discharge in the trout farm. The NR5 point was located down the stream and the NR6 up the stream (Bicas river). The “Truticultura Brumado” has kept a stock of breeders, approximately 900, being 600 females and 300 males, making an approximate stock of 1,350 kg with an average consumption of 30 kg of feed.day⁻¹ in six tanks in series, and performs reproduction in the period from May to August, when the temperature becomes ideal for reproduction (between 10-15°C), producing 120,000 to 150,000 fingerlings.year⁻¹ with an average of water input of 17 L.s⁻¹. Nine water points of collection, BR1 to BR9 were selected, as follows: BR1 point at the inlet of the trout farm, and BR2, BR3, BR4, BR5, BR6 and BR7 points at the outlets of the tanks (wastewater). The BR8 located up the stream and BR9 down the stream from the Brumado stream. The following water parameters were analyzed according to Standard Methods Water and Wastewater (APHA, 2008): biochemical oxygen demand (BOD), dissolved oxygen (DO), ammonia (NH₃+NH₄⁺), nitrite (NO₂⁻), nitrate (NO₃⁻), phosphate (PO₄³⁻), alkalinity and turbidity. Temperature, pH, electrical conductivity (EC), total dissolved solids (TDS) and salinity were analyzed *in locu*. Thermo-tolerant coliforms were also analyzed in the NR1, NR4, NR5 and NR6 points in “NR Trutas”, as well as, in BR1, BR7, BR8 e BR9 in “Truticultura Brumado”. Significant statistic differences (p<0.05) were found between the points NR1 and NR3, NR4 and NR6 for pH (decreasing), between the points NR1 and NR2 for DBO and between points NR1 and NR2, NR3 and NR4 for ammonia (increase), but there were no statistic differences in any other parameter between upstream (NR5) and downstream (NR6) of the river. In “Truticultura Brumado” significant differences (p<0.05) in STD, CE and turbidity, among BR1 and BR8, BR9, and among BR1 and BR4, BR5, BR6, BR7 for ammonia, and among BR5 and BR9 for DBO. For fecal coliforms were no statistically significant differences (p>0.05) between NR1 and NR4, NR5 and NR6 points, but significant differences were observed between the BR1 and BR7, BR8 and BR9 points in “Truticultura Brumado”. However, for all parameters analyzed there were no significant statistic differences between the point up the stream (BR8) and down the stream (BR9) of “Brumado” river, where the effluents were released. It was concluded that there were no significant differences (p>0.05) between upstream and downstream effluents samples. These changes are within the comfort standards for cultivated and levels of compliance with the release pattern of the specific legislation effluent species. Thus, the results obtained, the impact on bodies of water was minimal, but more studies are

needed, including considering possible changes in environmental ecology (mainly benthic macroinvertebrates).

KEYWORDS: effluents, fish culture, water quality.

1 INTRODUÇÃO

A produção da aquicultura tem crescido muito em todo o mundo devido a estagnação da produção da pesca e ao apelo pelo consumo de uma fonte de proteína mais saudável, com menos gordura e presença do antioxidante ômega 3, que está presente principalmente na carne do peixe. A taxa de crescimento da aquicultura no mundo foi de 8% ao ano enquanto houve queda na produção pesqueira nas últimas décadas (FAO, 2014). A produção de aquicultura no Brasil em 2010 foi de 479.400 toneladas sendo 82% produzidos em água doce e 14,5% da carcinicultura, com uma taxa de crescimento de 56% nos últimos 12 anos (MPA, 2010). Segundo a FAO (2014), o Brasil importou mais de 1,3 bilhão de dólares de peixes e outros organismos aquáticos em 2013. A produção de truta foi de 3.277,2 ton, segundo o Ministério da Pesca e Aquicultura (2014) em 2012. O consumo de pescado tem aumentado a cada ano: de 1999 com 6,15 kg. hab⁻¹. ano⁻¹ para 11,17 kg. hab⁻¹. ano⁻¹ em 2010. O Brasil apresenta condições ambientais para o desenvolvimento da aquicultura tais como: a) mais de 11 mil rios, riachos e córregos catalogados na Agência Nacional de Águas (ANA) e 219 reservatórios hidrelétricos em 22 estados da federação; b) mais de 2 milhões de hectares de áreas propícias para o desenvolvimento da aquicultura no país além dos grandes reservatórios e barragens (estimadas em 30 a 35 mil km² de área alagada) e canais de irrigados (cerca de 400 mil km apenas na região nordeste) (Ostrensky et al., 2007). Assim podemos observar o grande potencial para a atuação da aquicultura já que temos, segundo o Sebrae (2013), mais de 5,3 milhões de hectares de áreas alagadas em reservatórios, rios, áreas de garimpo, açudes e outras pequenas represas sem contar a grande área de costa marítima. Em razão das condições ambientais e hídricas o Brasil, o país é um dos líderes mundiais na produção de grãos, importante matéria prima na produção de rações, principal insumo na produção de peixes e camarões, produzindo 28% da soja e 8% do milho do mundo.

A truta arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*) é uma espécie de salmonídeo que vive toda sua vida em água doce. Foi introduzida no Brasil em 1949 por iniciativa do Ministério da Agricultura, através de ovos embrionados procedentes da Dinamarca (Faria, 1953). Foram realizadas importações de ovos embrionados de diferentes procedências até que na década de 70 foram conduzidos na Estação Experimental de Salmonicultura, em Campos do Jordão (SP), os primeiros trabalhos sobre a reprodução artificial desta espécie no Brasil.

A truta arco-íris apresenta ótimas características para o cultivo, tais como: carne de qualidade, elevado valor comercial, ausência de espinhas intramusculares ou mioceptos, aceita ração como primeiro alimento, somado ao alto grau de domesticação. Além disso, se reproduzem com facilidade sem necessidade de indução hormonal e com uma produção de grande quantidade de alevinos que facilita sua disponibilidade. São bastante tolerantes ao cativeiro com alto índice de sobrevivência, mas possuem alta exigência de oxigênio dissolvido (acima de 5 mg.L^{-1}). Com aproximadamente oito meses atingem o seu peso comercial de aproximadamente 300 gramas. Seu período reprodutivo ocorre nos meses de baixas temperaturas, de 8 a 15°C , de maio a agosto. No Brasil, os locais propícios para o cultivo da truta limitam-se às regiões serranas e na região sul do país onde as temperaturas são mais amenas e, por consequência, a concentração de oxigênio dissolvido (OD) é maior, o que favorece o seu desenvolvimento, mas, os volumes dos rios são menores que nas regiões de baixa altitude dificultando assim a sua criação em grande escala. De acordo com dados disponibilizados pela Associação Brasileira de Produtores de Truta (ABRAT) em 2005 e 2006, estima-se a existência de aproximadamente 120 truticulturas no país, localizadas nas regiões sudeste e sul. Deste total, 53% estão na região sudeste (representam 75% da produção nacional de trutas) e estando a maior parte localizada na região do Vale do Paraíba, entre as Serras do Mar e da Mantiqueira. De acordo com o Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA, 2012), a produção brasileira de trutas em 2011 foi de 3.277,2 t.

A truta, devido à sua grande exigência de OD e de águas mais frias, normalmente é criada em “raceways”. Acredita-se que o impacto ambiental causado pela truticulturas nas regiões serranas do Brasil seja preocupante principalmente devido à quantidade de matéria orgânica (principalmente sob a forma de rações e resíduos excretados), nutrientes e também devido ao grande volume de água utilizados nestes sistemas. Existe ainda a possibilidade do uso de medicamentos para o tratamento de doenças e devemos considerar também que a maior parte destas fazendas estão situadas em Áreas de Preservação Ambiental - APAs (COPAM-CERH, 2008).

O desenvolvimento socioeconômico de qualquer país está fundamentado na disponibilidade de água com qualidade e na capacidade de proteção e conservação dos seus mananciais. O aumento da população mundial e a taxa de urbanização estão entre as principais causas do aumento do consumo de água e da rápida deterioração da sua qualidade. Dos recursos naturais, a água é um dos mais importantes fatores para os seres vivos, sendo um dos principais responsáveis pela vida no planeta. A importância da água

para a vida é inegável. Não há ser vivo que possa prescindir de sua existência e sobreviver (Tundisi e Tundisi, 2008; Tundisi, 2014). Na aquicultura, a água é o principal insumo, pois sem qualidade a atividade torna-se inviável. A crise hídrica ocorrida nos dois últimos anos na região sudeste brasileira, conforme amplamente noticiado pela imprensa, levou muitos aquicultores a deixar a atividade com grandes prejuízos. Mas, assim como sua presença cria condições para a vida, a qualidade da água também pode representar um sério risco à saúde. Se em outras épocas bastava procurar uma fonte ou um rio próximo para se abastecer, atualmente o consumo seguro da água depende da qualidade e do tratamento pelo qual ela passa (Chamun, 2008).

Com o crescimento das cidades, o suprimento de água passou a depender da retirada dos mananciais. Porém, se chegam às residências, comércio e indústria em condições de consumo, é devolvida ao meio ambiente, algumas vezes, praticamente sem tratamento. Em virtude disso, as enfermidades e mortes provocadas pela ingestão de água de qualidade inadequada são elevadas. Segundo a Organizações das Nações Unidas (ONU), a cada dia morrem 25 mil pessoas no mundo, na maioria crianças, em consequência de doenças causadas pela água contaminada. No Brasil, essa situação é responsável por 65% das internações hospitalares e 40% das mortes infantis (Revista Ambiente Brasil, 2001).

A quantificação da carga poluidora que aflui a um corpo d'água é um elemento fundamental para qualquer manejo que objetive o uso sustentável da água e a sua conservação. Quando se trata de manancial para abastecimento público torna-se possível definir relações de causa e efeito entre as condições de ocupação da bacia e a qualidade das águas por meio da análise integrada entre os dados de qualidade da água e as características de uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica, juntamente com a distribuição da população e a disponibilidade de infraestrutura urbana (von Sperling, 2014).

Diante deste contexto objetivou-se avaliar o impacto ambiental dos efluentes de duas truticulturas (uma especializada na engorda para abate e a outra em reprodução e larvicultura) situadas na região da serra da Mantiqueira, em Minas Gerais, nos seus córregos receptores. Este impacto foi avaliado utilizando as condições físico-químicas e biológicas na entrada no corpo d'água das truticulturas, nas saídas dos efluentes dos tanques e a montante e jusante de seus córregos receptores. Assim, a devolução da água aos seus leitos receptores deve ser feita com uma qualidade pelo menos igual à que foi

captada conforme a legislação atual (Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG Nº 1, de 05 de Maio de 2008).

2 REVISÃO DA LITERATURA

Embora as análises físico-químicas da água possam propiciar uma boa indicação sobre o nível de poluição em rios e córregos essas não consideram o estado das comunidades biológicas e assim podem não refletir corretamente as condições dos ecossistemas de água doce (Camargo et al., 2011).

As fazendas terrestres de peixes podem causar diversos efeitos sobre as comunidades aquáticas pelas modificações das condições ambientais a jusante de suas descargas. Os efluentes das fazendas de peixes (pisciculturas) podem conter três diferentes tipos de poluentes (Jones, 1990; Boaventura et al., 1997): 1- Bactérias patogênicas, vírus e parasitas; 2- Drogas e desinfetantes para controle de doenças e parasitas; 3- Resíduos de alimentos e fezes de peixes. Sendo que este último parece ser o mais importante nas modificações biológicas e físico-químicas a jusante das descargas das pisciculturas principalmente quando dietas artificiais peletizadas são usadas.

As alterações biológicas têm sido pouco estudadas e podem depender do manejo dos peixes, da localização da piscicultura ao longo do rio e das características ecológicas particulares de cada córrego ou rio receptor (Camargo, 1994).

Camargo (1994) estudou a poluição orgânica gerada por efluentes de uma truticultura sobre o ecossistema a jusante do lançamento em um córrego na província de Lugo no norte da Espanha na primavera de 1988, por meio de análises físico-químicas e biológicas. O monitoramento físico-químico mostrou leve poluição: a dureza total, temperatura da água, oxigênio dissolvido (OD), nitrato (NO_3^-), matéria orgânica (DBO-Demanda Bioquímica de Oxigênio), sulfato (SO_4^{2-}), sódio (Na^+) e pH exibiram valores similares ao longo da área estudada ao passo que o fósforo total aumentou significativamente a jusante do lançamento de efluentes da truticultura. O monitoramento biológico (baseado em macroinvertebrados bentônicos), por outro lado, mostrou uma poluição mais importante marcada pela diminuição da diversidade, da biota e parâmetros de similaridade (aumento das famílias reconhecidas como mais resistentes à poluição) a jusante do lançamento da truticultura.

Microorganismos também são utilizados como indicadores biológicos de qualidade da água. Prata (2001) avaliou a comunidade bacteriana autóctone existente e as

mudanças que nela ocorreram (número e estrutura da comunidade) e a presença de colônias bacterianas de notificação obrigatória, em efluentes de uma truticultura na região do Douro, em Portugal. Durante um ano foram feitas coletas a montante, (a 200 metros da truticultura no canal de entrada), junto à saída da truticultura (no canal efluente), e a jusante (a 1,5 km) no córrego receptor. O autor verificou limitado impacto da truticultura no rio, uma vez que o aumento do número de bactérias e a alteração na comunidade bacteriana local registrada foram, em parte, mitigadas pelas características do corpo lótico, que possuía bons mecanismos de autodepuração. Desta forma, não foram observadas bactérias de notificação obrigatória (e.g. *Aeromonas salmonicida* e *Yersinia ruckeri*), segundo a legislação local.

Boyd (2003) estudando as linhas gerais para o gerenciamento de efluentes de aquicultura em fazendas, afirmou que apesar de grupos ambientais estarem forçando os governos a impor regras para o tratamento de efluentes em aquicultura, estes efluentes não funcionam como fontes pontuais e sim como fontes difusas, dificultando assim, os tratamentos padrões que são utilizados para fontes pontuais de poluição. Assim, acredita-se que a adoção das Boas Práticas de Manejo (BPMs), como preconizam muitos aquicultores envolvidos em produção, poderia ser um caminho razoável e favorável para melhorar a qualidade e reduzir o volume de poluição nos efluentes. Várias organizações internacionais (FAO, FMI), grupos industriais (“Global Aquaculture Alliance”, “Australian Prawn Producers Association”, “Marine Shrimp Culture Industry of Thailand”, and “Alabama Catfish Producers”), um centro de pesquisa (“Coastal Resources Center, University of Rhode Island”) e agências estatais nos USA (“Missouri Department of Natural Resources” and “Florida Department of Agriculture and Customer Service”) têm sugerido a utilização das BPMs, para tornar a aquicultura em terra mais ambientalmente responsável. Existe assim uma tentativa óbvia dos produtores na América Latina, Ásia, Austrália e Estados Unidos para melhorar as práticas de produção e alguns produtores estão adotando voluntariamente as BPMs.

Macmillan et al. (2003) analisaram as reduções de lançamentos de efluentes de uma grande truticultura nos Estados Unidos (Idaho) sujeitos a uma legislação federal (Lei da Água Limpa), que requeria a redução em 40% na emissão de fósforo total (PT), limites de sólidos suspensos totais (SST) entre 3 e 5 mg.L⁻¹ e o PT não devendo exceder a média líquida de 0,1 mg.L⁻¹. Como resposta, a truticultura desenvolveu um programa de minimização de resíduos baseados nas BPM e Análises de Perigos e Pontos Críticos de Controle (APPCC), levando a otimização das práticas da alimentação e o uso de alimentos

com ingredientes com baixa taxa de fósforo e, como resultado, o volume da produção de peixes foi mantido com pequeno aumento de custos.

As análises físico-químicas utilizadas para avaliar os impactos provenientes da criação de salmonídeos nos corpos d'água receptores variam conforme as legislações vigentes em cada país, mas basicamente os trabalhos consultados relacionados com estudos da qualidade da água utilizaram os parâmetros indicados na tabela 1.

Boaventura et al. (1997) estudaram o impacto dos efluentes de três truticulturas localizadas no norte de Portugal em seus córregos receptores. A média de produção de peixes das fazendas era de 15, 55 e 500 toneladas por ano. A água de extração foi captada dos rios Fornelo, Imha e Coura com vazões variando de 1,2 a 4,8 L.s⁻¹ por tonelada anual produzida (15 t.ano⁻¹ a 500 t.ano⁻¹). Os resultados mostraram uma redução no OD entre 0,7 e 2,4 mg.L⁻¹, e aumento das concentrações 1,9 a 3,2 mg de CaCO₃ na alcalinidade total, 0,9 a 14 mg.L⁻¹ para a DBO₅, 0,27 e 1,46 mg L⁻¹ para o íon amônio (NH₄⁺), de fósforo solúvel 0,060 a 0,579 mg.L⁻¹ e de 16 mg.L⁻¹ para sólidos suspensos. A variação no pH e nitrato não foi estatisticamente significativa. Na fazenda com 500 t.ano⁻¹ foram detectados aumentos líquidos na dureza (3,2 mg L⁻¹ CaCO₃), CE (19 mS.cm⁻¹) e valor de permanganato (3,6 mg O₂ L⁻¹). Houve também aumento na carga de bactérias mesofílicas de 224 x 10⁶ para 506 x 10⁶ ton⁻¹ de peixe. Assim, a maioria dos parâmetros mostrou impacto sobre os efluentes alterando a qualidade físico-química e bacteriológica da água a jusante das fazendas de truta.

D'Orbcastel et al. (2008) avaliaram os resíduos de uma fazenda em "raceway" utilizando duas metodologias: a primeira com as medidas diretas dos nutrientes sólidos (nitrogênio total - NT; sólidos suspensos - SS; e fósforo total - PT) durante ciclos de 24 horas e; a segunda com o uso de coeficientes de digestibilidade e concluíram que o método hidrobiológico dá detalhes sobre as formas de nitrogênio e fósforo dos resíduos, mas é um método difícil de se obter amostras representativas também da vazão e o método nutricional é mais simples de usar desde que os dados de arraçoamento estejam disponíveis.

Em estudo posterior, D'Orbcastel et al. (2009) utilizaram um método internacional padronizado pela ISO-2006 (Análise do Ciclo de Vida - LCA) para avaliar o impacto da criação de salmonídeos (*Salvelinus fontinalis*, *Salmo truttafario*, *O. mykiss* e *Salvelinus alpinus*) sobre o meio ambiente. Foram testados dois tipos de sistemas: 1°) "raceway" de engorda produzindo 478 toneladas de salmonídeos por ano, com uma densidade de estocagem média de 60 kg.m⁻³, com o seguinte tratamento de efluentes: 1- três filtros

mecânicos e tratamento primário e secundário além do tratamento final com “wetlands”, com uso de aeração complementar (26 aeradores); e 2°) um sistema de recirculação produzindo a mesma quantidade anual de peixes alcançando uma densidade de estocagem de 100 kg.m⁻³, operando em ótimas condições, utilizando três filtros biológicos, mantendo a mesma qualidade de água, com rações iguais às dos “raceways” e usando peixes de mesma origem. Os resultados mostraram uma melhor taxa de conversão alimentar para o sistema de recirculação 0,8 para 1,1 dos “raceways”, mas tendo um maior gasto de energia do sistema de recirculação (26 a 40%), principalmente com aeração, mas com uma dependência 93% menor do uso de água do que nos “raceways”, sendo o seu potencial de eutrofização, 26 a 38% menor que os “raceways”. Os referidos autores concluíram que o LCA foi uma poderosa ferramenta que poderia ser empregada nas pisciculturas, para definir e priorizar as potenciais melhorias para o sistema.

Tabela 1. Parâmetros de qualidade da água avaliados pelos autores pesquisados.

Autores	Parâmetros Analisados										
	DBO	SST	PO ₄ ³⁻	NH ₃ /NH ₄ ⁺	NT	OD	pH	DQO	C.Elét.	MnO ₄ ⁻	Turbidez
Camargo (1994)	X					X					
Boaventura et al. (1997)	X		X	X		X	X		X	X	
Foy et al. (2001)	X			X		X					
Macmillan et al. (2003)		X	X								
Schulz et al. (2003)	X	X	X		X						
True et al. (2004)		X	X	X							
Maillard et al. (2005)		X	X		X						
Viadero Jr. et al. (2005)	X	X		X		X					
Stewart et al. (2006)		X	X	X							
Sindilariu et al.(2007)		X		X							
d' Orbcastel et al. (2008)			X								
Sindilariu et al. (2008)	X	X		X	X						
Sindilariu et al.(2009)	X	X		X	X						
Camargo et al. (2011)		X			X						X
Dalsgaard, Pedersen (2011)	X	X	X	X	X			X			
Guilpart et al. (2012)		X	X	X							
Bonislawska et al. (2013)	X	X		X		X	X	X	X		
Rosa et al. (2013)	X		X	X		X	X	X	X		
Caramel et al. (2014)		X	X	X	X	X	X		X		X

DBO: demanda bioquímica de oxigênio; SST: sólidos suspensos totais; PO₄³⁻: fosfatos;

NH₃+NH₄⁺: nitrogênio amoniacal; NT: nitrogênio total; OD: oxigênio dissolvido

pH: potencial hidrogeniônico; DQO: demanda química de oxigênio

C.Elét.: condutividade elétrica; MnO₄⁻: permanganato

Viadero Jr. et al. (2005) estudaram as descargas de efluentes de seis fazendas em fluxo contínuo no oeste da Virginia (EUA), com o cultivo principalmente de truta arco-

iris (*O. mykiss*), truta marrom (*Salmo trutta*) e truta do arroio (*S. fontinalis*). Três das fazendas possuíam tanques de sedimentação (A, B e C), duas com lagoas de sedimentação “off-line” (E e F) e uma sem tratamento (D) algum dos efluentes. A produção variava de menos de 9.000 kg.ano⁻¹ até 90.000 kg.ano⁻¹. Três delas com o uso de oxigenação forçada. Os autores encontraram aumento de oxigênio dissolvido do afluente para o efluente em três fazendas e a diminuição em outras três sendo algumas estatisticamente significativas como nas instalações A, D e F e não significativas nas instalações B e C. Houve aumento significativo de sólidos totais em todas as instalações no efluente assim como também aumento no NAT, abaixo do valor permitido pela legislação local de 10,4 mg.L⁻¹, e na DBO após cinco dias (DBO₅) nas instalações A e E.

Maillard et al. (2005) conduziram estudos em três truticulturas em “raceway” para caracterizar a qualidade da água nos efluentes e resíduos sólidos. Não encontraram diferença significativa na qualidade da água dos efluentes nas três fazendas, exceto durante os processos de alimentação e despesca. As concentrações de sólidos suspensos totais (SST) foram da ordem de 115 mg.L⁻¹ e 63 mg.L⁻¹ durante os eventos de despesca e alimentação, respectivamente, em contraposição a 19,8 mg.L⁻¹ na atividade normal de criação. Houve aumento também do nitrogênio total e fósforo total, sem diferenças estatísticas, durante os eventos de despesca correspondendo ao aumento de SST, sendo que somente em uma das fazendas (em uma das coletas), os SST estavam fora do padrão permitido pela legislação local (West Virgínia - 30 mg.L⁻¹; Idaho e Washington - 5 mg.L⁻¹). O tamanho das partículas nos “raceways” (1,5 a 30 µm) foi correlacionado positivamente com o tamanho dos peixes durante os eventos de alimentação, mas esta correlação se dissipava durante as quatro horas pós-alimentação.

Dalsgaard e Pedersen (2011) realizaram dois experimentos, utilizando o sistema Guelp modificado, com juvenis de truta arco-íris alimentados com três tipos de dietas comerciais com a finalidade de medir os sólidos totais e sólidos não sedimentáveis (suspensos) tais como: nitrogênio total (N); nitrogênio amoniacal (NH₃+NH₄⁺ = NAT); fósforo total (P) e matéria orgânica caracterizada pela DQO e DBO₅. Além disso, hipotetizou-se que os sólidos poderiam ser calculados através de ingredientes não digeridos. No primeiro experimento foi utilizado o coeficiente de digestibilidade aparente para calcular a quantidade de sólidos dos nutrientes não digeridos. No segundo experimento utilizou-se a medida da saída direta de DQO e DBO₅ dos três tipos diferentes de dietas. Na água foram recuperados 48% do nitrogênio ingerido (NAT - constituindo 64-79% destes) e 7% nos sólidos. Comparativamente, 1% do fósforo ingerido foi

recuperado na água e 43% dos sólidos. A razão DBO_5/DQO encontrada de 0,5 indica que os sólidos suspensos dissolvidos foram classificados como matéria orgânica facilmente degradável enquanto a razão de DBO_5/DQO de 0,2 indica que esta fração de resíduos contém altas quantidades de matéria orgânica de difícil degradação. Quanto mais próximo de um, a razão DBO/DQO indica que existe uma maior quantidade de matéria orgânica biodegradável, ou seja, passível de tratamento biológico e quanto mais próximo de zero indica que existe pouca matéria orgânica passível de tratamento biológico e deve-se priorizar tratamentos preliminares anteriores ao tratamento biológico (von Sperling, 1998).

Bonislawska et al. (2013) avaliaram o efeito de uma truticultura, com uma produção anual de 80 toneladas, sobre a qualidade da água do rio Gowienica no inverno polonês. Os parâmetros analisados foram: Temperatura, SST, OD, DBO , DQO , NAT, nitrato, nitrito, fósforo total, CE, cálcio, magnésio, alcalinidade e dureza. As amostras foram coletadas, a montante e a jusante da truticultura. Aumento na concentração dos SST e da DQO nos efluentes só foram observados no mês de março. O presente estudo mostrou que a produção de truta arco-íris no inverno não leva a risco para a qualidade da água no rio Gowienica e o potencial de poluição é pequeno.

As concentrações de OD só foram utilizadas por Camargo (1994); Boaventura et al. (1997); Foy et al. (2001); Viadero Jr. et al. (2005); e Caramel et al. (2014), já que as trutas só conseguem sobreviver, desenvolver e se reproduzir em baixas temperaturas (7 a 18°C) e com elevadas concentrações de OD (acima de 6 $mg.L^{-1}$).

Bergheim e Brinker (2003) analisaram em seu trabalho que as condições típicas dos sistemas de fluxo contínuo na Noruega e Alemanha têm vazões de 100 a 300 $L.min^{-1}$ por tonelada de peixes estocada e a carga de efluentes antes do tratamento de 150 a 200 kg de SST, 7 kg de fósforo e 40 kg de nitrogênio por tonelada de peixe produzida. Foi observado um aumento no número de fazendas baseadas em terra que estavam instalando sistemas de tratamento com a finalidade de atender as exigências legais. Os efluentes sólidos são comumente removidos por telas ou filtros de tambor. No sul da Alemanha, o uso de biofiltros como um aparelho integrado ao final dos tubos de drenagem dos tanques tem proporcionado alta eficiência de remoção dos efluentes sólidos em fazendas. O tratamento pós-mecânico, com remoção de nutrientes utilizando macrófitas, é algumas vezes aplicado em truticulturas antes da descarga nos receptores. A diversidade de legislações e padrões controlando fazendas de peixes na Europa reflete as diferenças nas condições ambientais, tecnologia de produção de peixes, espécies cultivadas e quantidade

e natureza dos resíduos gerados. As regulamentações das fazendas baseadas em terra tipicamente incluem a quantidade da água a ser utilizada e o volume de efluentes, assim como, a sua concentração de nutrientes e matéria orgânica a ser descarregada.

Caramel et al. (2014) estudaram o impacto dos efluentes de uma fazenda de cultivo de trutas em “raceway”, no Parque Nacional da Serra da Bocaina, na bacia do Rio Paraíba do Sul, SP, tendo a fazenda uma produção anual acima de 3,5 ton.ano⁻¹ com uma densidade média de estocagem de 2,45 kg.m⁻³. Utilizaram seis pontos de coleta a seguir: 1° - a montante no córrego receptor; 2° - no canal de desvio para a fazenda; 3° - na descarga dos efluentes dos tanques; 4° - após passagem em um “wetland” construído para tratar os efluentes; 5° - na descarga dos efluentes no córrego receptor; e 6° - 60 metros a jusante da descarga no córrego receptor. Foram avaliados os seguintes parâmetros: pH, CE, temperatura, OD e turbidez, medidas em campo, e nitrogênio e fósforo totais além de clorofila *a* e SST em laboratório. Os resultados mostraram diferenças significativas na CE, OD, temperatura, fósforo total, NT, fosfato, amônia total, nitrito, clorofila *a*, SST, com aumento na concentração de fósforo total, NT, fosfato, amônia total, clorofila *a*, SST e suas frações orgânicas e inorgânicas nos efluentes da fazenda. Considerando a Resolução CONAMA 357-2005, para Classe II em ambientes lóticos, somente o fósforo mostrou estar fora dos padrões no ponto de coleta 4.

Outros estudos sobre o impacto do cultivo de diversos animais aquáticos sobre os efluentes lançados em corpos d'água já foram realizados por diversos autores tais como os de Baccarini e Camargo (2005), que estudaram o impacto de diferentes manejos alimentares no cultivo de tilápias (*Oreochromis niloticus*) sobre os efluentes gerados. Foram estudados, o impacto de dietas naturais, rações peletizadas, extrusadas e fareladas em lagos com 300 m² durante 19 semanas com 12 trocas de água com uma população de machos numa densidade de 1,7 peixe por m². As dietas continham 30% de proteína bruta, 3.000 KCal de energia digestível fornecidas duas vezes ao dia. A alimentação natural consistia de esterco de galinha. Os parâmetros analisados foram: temperatura, OD, pH, PT, NT, clorofila e sólidos suspensos. Foram monitoradas semanalmente as águas de abastecimento dos lagos e os efluentes. O tempo de residência também foi monitorado e em todos os tratamentos houve diminuição da qualidade de água.

Rosa et al. (2013) analisaram o impacto sobre os córregos receptores de três pequenas fazendas de peixe em fluxo contínuo produzindo respectivamente, tilápia (*O. niloticus*), carpa comum (*Cyprinus carpio*) e pacu (*Piaractus mesopotamicus*), não realizando nenhum tipo de tratamento de efluentes. Os parâmetros utilizados para as

análises foram: vazão, temperatura, CE, pH, NAT, nitrato, fósforo solúvel, OD e matéria orgânica particulada além da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Devido à alta diluição com a água dos córregos receptores, a descarga de efluentes resultou num acréscimo de duas vezes na matéria orgânica do córrego e cerca de 1,8 vezes de aumento nos nutrientes inorgânicos. Impactos moderados sobre os macroinvertebrados bentônicos foram detectados em somente um dos córregos. O metabolismo do ecossistema (medido pela produção primária e consumo de oxigênio) foi claramente afetado pela descarga de efluentes. Os córregos impactados pelos efluentes exibiram aumento significativo na respiração da comunidade e na produtividade primária mostrando a necessidade de melhores práticas de gerenciamento de pequenas pisciculturas nos trópicos.

Tavares e Santeiro (2013) avaliaram a qualidade da água afluyente e efluente de uma piscicultura na região de Furnas, no Rio Grande-MG. Foram avaliados os parâmetros: clorofila *a*, pH, temperatura, silicatos, PT, alcalinidade, OD, nitrato, nitrito, NT, fosfato, amônia, DBO, DQO, CE e sólidos totais. Foi observado grande impacto com o aumento significativo da DQO, nas concentrações de amônia, fósforo e sólidos totais suspensos, principalmente no período de descarga e esvaziamento dos viveiros e tanques. A piscicultura utilizava diversos tipos de peixes para a reprodução e produção de juvenis para repovoamento e a pesquisa foi realizada no período chuvoso e seco.

Dentre as alternativas atualmente empregadas para se manter a qualidade da água proveniente das atividades aquícolas, é possível citar o uso da fitorremediação, o uso de substratos, filtros e barreiras móveis, com implicações diretas na diminuição de: nutrientes, matéria orgânica e outros contaminantes.

Schulz et al. (2003) investigaram o tratamento de efluentes de “raceways” de truticulturas por meio de “wetlands” de fluxos superficiais com plantas emergentes e percolação horizontal preenchidas com areia com partículas de tamanho 1-2 mm e plantadas com 20 brotos de capim (*Phragmites australis*) por metro quadrado. Utilizaram-se três tempos de residência muito curtos (7,5; 2,5 e 1,5 h) tendo havido melhor taxa de purificação de efluentes com tempo de 7,5 horas havendo uma redução de 95,8-97,3% nos SST e de 64,1-73,8% na DQO, tendo uma remoção de PT de 49 a 68,5% e NT de 20,6 a 41,8%.

Sindilariu et al. (2007) estudando o tratamento de efluentes com sistema de fluxo subsuperficial em uma pequena truticultura comercial na Baviera (Alemanha) obtiveram alta eficiência no tratamento de SST, alcançando 68% e no tratamento de NT (88%), sendo muito mais elevadas do que um sistema com tanques de decantação, mas

mostraram eficiência somente para amônia e nitrito enquanto não mostraram nenhum efeito ou efeito negativo sobre o fosfato e o nitrato.

Sindilariu et al. (2008) estudaram o efeito de células de “wetlands” construídas para o tratamento de efluentes de uma truticultura por seis meses obtendo uma eficiência de 5,5% para NT e 90,1% para SST. Houve também efeito significativo no tratamento do NAT com eficiência de 61,2 a 87,8%. Nitrato (NO_3^-) e fosfato (PO_4^{3-}) mostraram um aumento significativo no efluente do “wetland” de 8,4% (menor aumento para o nitrato) para 209% (maior aumento para o fosfato), sendo a eficiência para o tratamento de PT constante para todas as células de “wetlands” em torno de 40%. Os autores concluíram que não se deve usar altas cargas hidráulicas pois levam a uma acelerada colmatação enquanto baixas taxas levam a desperdício de espaço.

Sindilariu et al. (2009) monitoraram por 12 meses os fatores que influenciaram o desempenho de “wetlands” de fluxo subsuperficial no tratamento de efluentes de aquicultura, calculando também o impacto financeiro destes tratamentos com “wetlands”. O estudo foi realizado em uma truticultura intensiva com efluente altamente diluído com taxas de fluxo muito altas (média de concentração de fósforo de $0,34 \text{ mg.L}^{-1}$ a um fluxo de $14,3 \text{ L.s}^{-1}$). A eficiência de tratamento foi acima de 75-86% para NAT, DBO_5 e SST. A taxa de retenção diária por metro quadrado de área de “wetlands” foi entre 2,1 a 4,5 g para NAT e entre 30 a 98 g para SST.

Stewart et al. (2006) estudaram o efeito do tratamento de efluentes de uma fazenda de trutas arco-íris em sistema de “raceway” através de uma bacia de sedimentação deflectiva com 6 metros de largura, 67 metros de comprimento e 0,80 metros de profundidade sem instalação e com instalação de substratos artificiais (Aquamat). A eficiência de tratamento foi determinada em condições normais de criação e em eventos de limpeza e despesca. Os resultados obtidos foram: remoção de SST (em média de 79%) em condições normais de criação, com a colocação do Aquamat, contra 71%, sem o substrato; remoção de SST (em média de 92%) em condições de limpeza e despesca com a colocação do Aquamat e de 79%, sem a colocação do substrato; remoção do PT (em média de 20%) durante as condições normais de criação com Aquamat, contra 23%, sem o substrato; remoção do PT (em média de 55%) em condições de limpeza e despesca com Aquamat e de 65% sem o substrato. As altas taxas de fósforo removidas durante as operações de limpeza atribuídas à sedimentação de partículas. A remoção de nutrientes dissolvidos (ortofosfato, amônia total, nitrato e carbono orgânico) não foi consistente em toda a bacia e não melhoraram com a instalação do Aquamat. A maioria do tratamento

dos efluentes ocorreu dentro da primeira metade da bacia, a qual foi responsável pela remoção de 84 a 94% dos SST, 42 e 100% do total de amônia e 61 e 80% do fosfato total durante as condições normais de criação e durante a limpeza/despesca, respectivamente.

True et al. (2004c) testaram o uso de filtros de espuma reticulada com quatro porosidades (10, 20, 30 e 45 poros por polegada-ppp) e um filtro Fuzzi de alta taxa de filtragem para redução da emissão de fósforo nos efluentes de uma truticultura em “raceway”, com trutas de aproximadamente 35 cm de comprimento e densidade de estocagem de 27 kg.m⁻³. Inicialmente foi feito um teste que selecionou a porosidade de 30 ppp para um teste de campo de 16 horas para medir o tamanho da partícula capturada, a perda de carga e o efeito sobre os sólidos e descarga de fósforo desta truticultura. Os resultados mostraram que o tamanho da partícula capturada foi menor que 100 µm. Houve uma perda de carga de 150 mm e 29% de redução dos sólidos suspensos e do fósforo descartado na fase sólida (11% de descarga de fósforo) dos efluentes filtrados, suportando assim que a espuma reticulada de 30 ppp é um meio adequado para o desenvolvimento de um processo de filtração de alta taxa para redução da descarga de fósforo e sólidos suspensos em efluentes de “raceway” de alto fluxo.

Estes mesmos autores (True et al., 2004b) estudaram o efeito das baixas velocidades nos sistemas de “raceway”, com a colocação de barreiras móveis e articuladas, para aumentar a velocidade da água, impedindo a deposição de resíduos em áreas mortas levando a necessidade de remoção física com uso de mão de obra, aumentando os custos de produção. O resultado, do uso destas barreiras articuladas e móveis, mostrou uma velocidade média de 0,28 e 0,40 m.s⁻¹, respectivamente, estando esta velocidade em conformidade com as faixas de velocidade recomendadas para salmonídeos nos transportes de resíduos em “raceway” de fluxo contínuo. As barreiras móveis mostraram-se mais adequadas para uso comercial, devido a sua simplicidade de forma e aos resultados obtidos de testes. Foram testados quatro tipos de barreiras para alterar a velocidade nos tanques: primeiro = controle, sem barreiras; segundo = com uma barreira em 45° de inclinação; terceiro = com uma barreira com 90° de inclinação e quarto = móvel com um ângulo de rotação de 70°.

Snow et al. (2012) deram enfoque nas características dos impactos ambientais provocados pelas instalações de cultivo, principalmente de salmonídeos, sob fluxo contínuo (“raceways”, tanques ou lagos), baseados em terra, assim como, nas tecnologias para tratamento dos resíduos. Os referidos autores examinaram em detalhe os “wetlands” de fluxo subsuperficial construídos para o tratamento dos efluentes destas instalações e

concluíram em seu estudo que a descarga dos efluentes diretamente nos corpos d'água pode gerar elevada carga de sólidos totais e nutrientes, que podem levar a mudanças físico-químicas e biológicas no ambiente aquático e, que o uso de “wetlands” de fluxo subsuperficial tem mostrado resultados expressivos na diminuição de sólidos totais e DBO destas instalações.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, por meio da Resolução N° 357, de 17 de março de 2005, dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. As águas doces, salobras e salinas do Território Nacional são classificadas, segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes, em treze classes de qualidade. As águas de melhor qualidade podem ser aproveitadas em uso menos exigente, desde que este não prejudique a qualidade da água, atendidos outros requisitos pertinentes. As bacias hidrográficas dentro do estado de Minas Gerais, como a que foi estudada neste trabalho, são regidas pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH - MG n° 1, de 05 de maio de 2008, que é derivada da Resolução CONAMA anteriormente citada. As águas provenientes dos efluentes aquícolas deverão atender a referida resolução (vide anexo 1).

O objetivo do presente trabalho foi avaliar se os efluentes gerados em duas truticulturas na região da serra da Mantiqueira em Minas Gerais em sistema de cultivo de “raceway” chegam a alterar a qualidade da água dos corpos hídricos receptores.

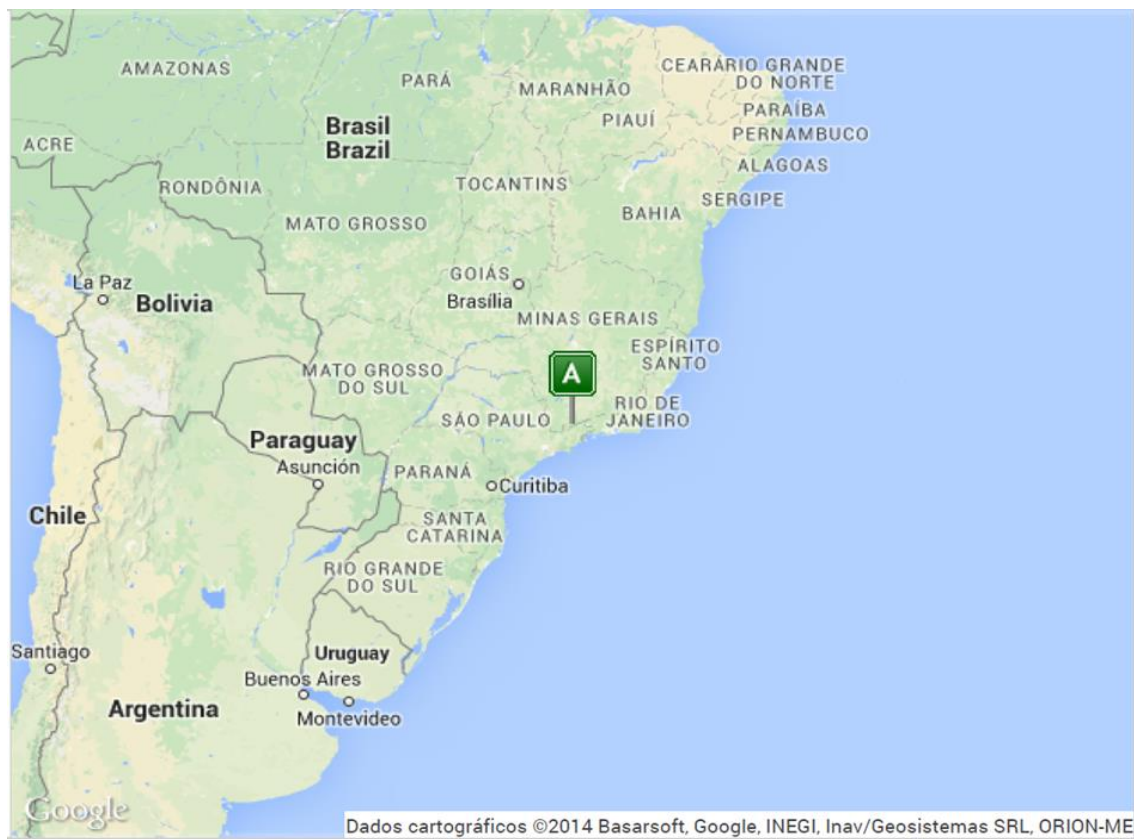
3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 INSTALAÇÕES EXPERIMENTAIS

Amostras de água foram coletadas de duas truticulturas, uma especializada em engorda e a outra especializada em reprodução e alevinagem, em sistema de “raceway”, na região da serra da Mantiqueira em Minas Gerais. Estão localizadas na cidade de Delfim Moreira, numa altitude média de 1.260 m, quase na divisa entre os estados de Minas Gerais e São Paulo como pode ser observado na Figura 1.

A NR Trutas, 22°33'16,32” S e 45°19'44,46” O (Figuras 2 e 3), com 23 tanques, parte em série e outra parte em paralelo, com volumes aproximados de 65 m³ cada um, é especializada na engorda da truta. Possui ainda um tanque de sedimentação que é usado para a descarga durante a lavagem dos tanques da truticultura.

Figura 1. Localização da cidade de Delfim Moreira na divisa dos estados de Minas Gerais com São Paulo.



Informações da Busca



MG-350, 1-123

Delfim Moreira, MG, Brasil | CEP: 37514-000

Nesta fazenda definiu-se a coleta em seis pontos: 1° na entrada de água que abastece os tanques (NR1) e o 2°, 3° e 4° pontos na saída dos tanques (NR2, NR3 e NR4, respectivamente), correspondendo aos efluentes da piscicultura além dos pontos NR5, a montante, e NR6 a jusante no córrego receptor (Rio de Bicas). Índices zootécnicos da NR Trutas: 23 tanques em “raceway” (em série e paralelo); volume aproximado de 65 m³ cada; volume total de 1495 m³; vazão média no período de 19 meses: 998 L.s⁻¹ (59.880 L.min⁻¹); volume de água dia: 86.227 m³; volume de água trocado 58 vezes ao dia; produção de 120.000 kg.ano⁻¹; média de peixes estocados ao mês: 26.000 kg; consumo de ração dia: 25 sacos x 25 kg = 625 kg; taxa de arraçoamento por dia: 2,4%; mortalidade em dezembro/2014: 1,19%; alimentados duas vezes ao dia: manhã e tarde; densidade de estocagem: 17,5 kg.m⁻³; conversão alimentar: aprox. 1:1,8.

Figura 2. Esquema da distribuição dos tanques e pontos de coleta na NRTrutas (NR1-afluente; NR2, NR3 e NR4-efluentes; NR5-montante e NR6-jusante).

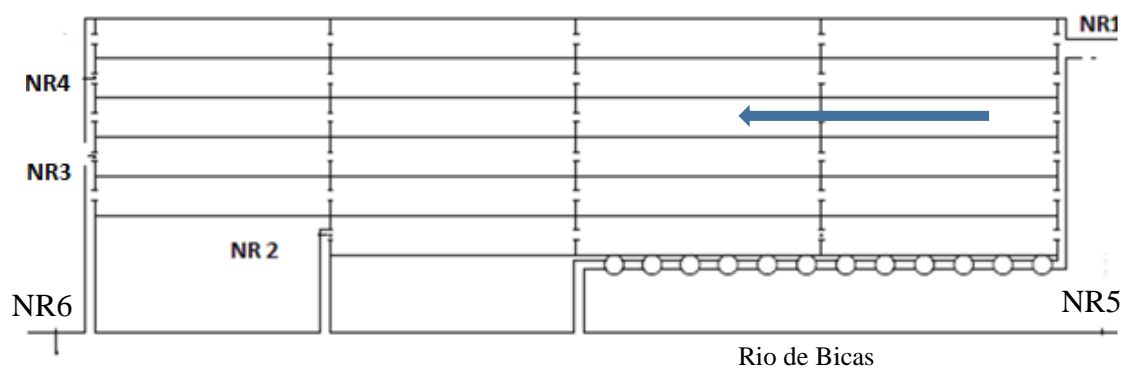
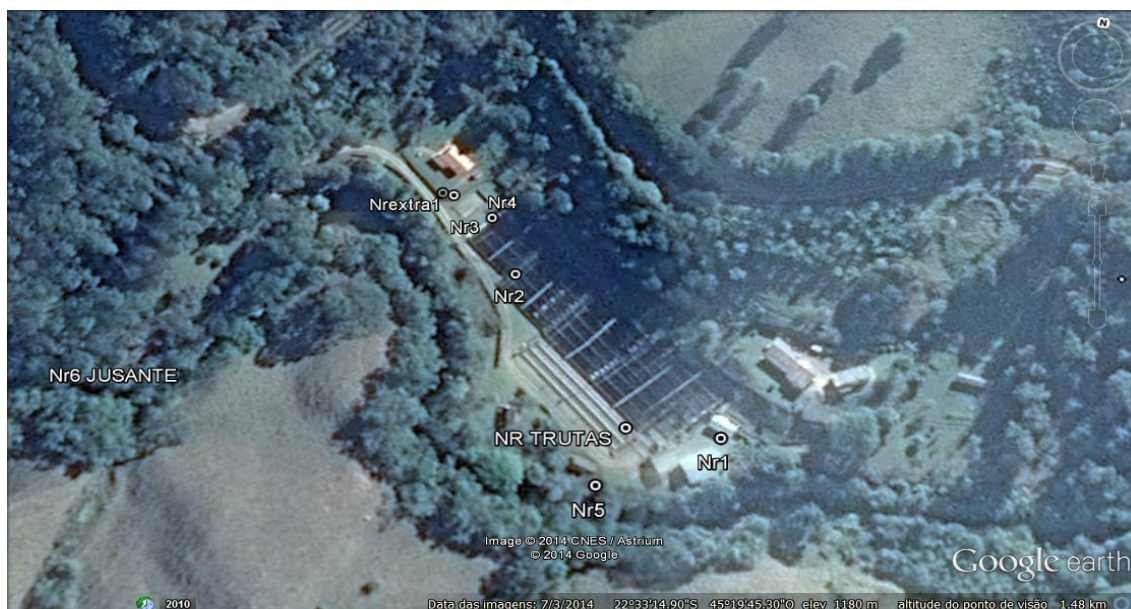


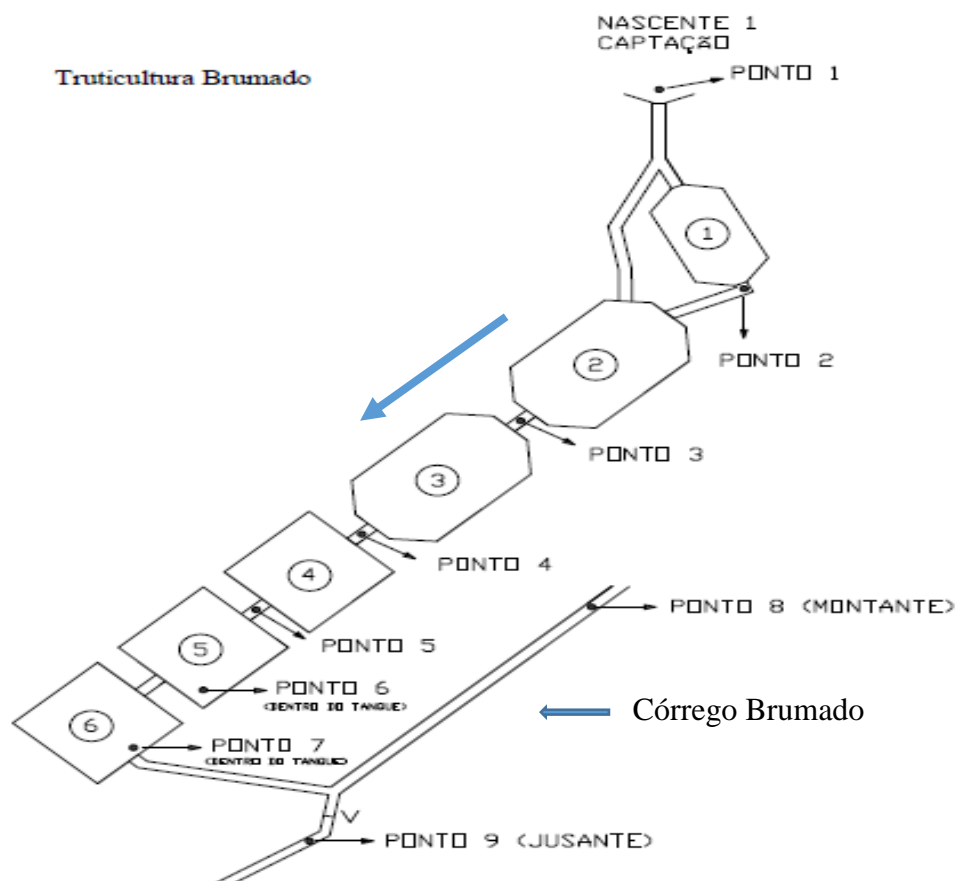
Figura 3. Imagem do Google Earth da NR Trutas com os pontos de coleta.



Na truticultura Brumado, $22^{\circ}29'25.44''$ S e $45^{\circ}14'15.66''$ O (Figura 4 e 5), nove pontos de coleta foram definidos: 1° na nascente que abastece os tanques (BR1) e os 2°, 3°, 4°, 5°, 6° e 7° pontos nas saídas dos tanques (BR2, BR3, BR4, BR5, BR6 e BR7, respectivamente) correspondendo aos efluentes da piscicultura além dos pontos BR8 a montante e BR9 a jusante do córrego Brumado, receptor da descarga. Índices zootécnicos da truticultura Brumado: seis tanques em “raceway” (em série); volume aproximado de sete m^3 cada; volume total de $42 m^3$; vazão média no período de 19 meses: $17 L \cdot s^{-1}$ ($1.020 L \cdot min^{-1}$); volume de água dia: $1.469 m^3$; volume de água trocado 35 vezes ao dia; média de peixes estocados ao mês: $1.350 kg$; 900 matrizes: $600 \text{♀} / 300 \text{♂}$; consumo de ração dia: $30 kg$; taxa de arraçoamento dia: $2,22\%$; duas vezes ao dia: manhã e tarde; densidade de

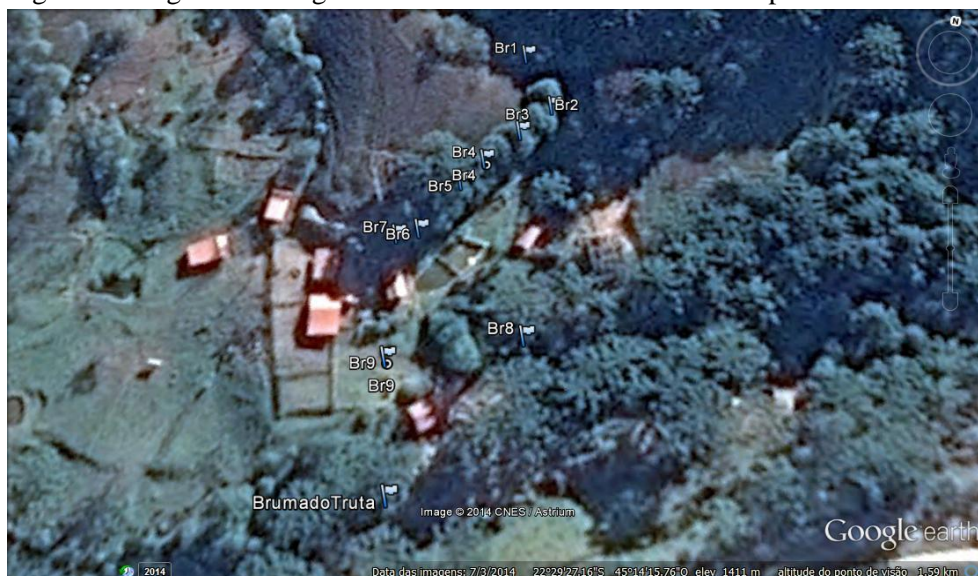
estocagem: variável; produção aproximada: 120.000 a 150.000 alevinos.ano⁻¹ (de maio a agosto - temperatura entre 8 e 15°C).

Figura 4. Esquema de distribuição dos tanques e pontos de coleta na Truticultura Brumado (BR1-afluente; BR2, BR3, BR4, BR5, BR6 e BR7 efluentes; BR8 montante e BR9 jusante do córrego Brumado).



As coletas de água foram realizadas mensalmente no período de setembro de 2013 a fevereiro de 2015 (n = 19) nos pontos já relatados. Para coleta foram utilizados frascos de 1,5 litros, frascos de DBO (para Oxigênio Dissolvido) e frasco estéril (para coliformes), sendo estes preservados com gelo. As análises foram processadas no Laboratório de Saneamento Ambiental da Escola de Veterinária da UFMG, sendo realizadas as seguintes análises físico-químicas e bacteriológicas: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Oxigênio Dissolvido (OD), Nitrogênio Amoniacoal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$), Nitrito (NO_2^-), Nitrato (NO_3^-), Fosfato (PO_4^{3-}), alcalinidade, turbidez, coliformes termo tolerantes e *Escherichia coli*, de acordo com a metodologia descrita no “Standard Methods Water and Wastewater” (APHA, 2008). As análises de temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), CE, Sólidos Totais Dissolvidos (STD) foram realizadas *in locu*.

Figura 5. Imagem do Google Earth da truticultura Brumado e os pontos de coleta.



3.2 ANÁLISES DA ÁGUA

Foram realizadas as seguintes análises físico-químicas e bacteriológicas da água:

1 - Condutividade elétrica: Foi medida em campo com a utilização de um condutivímetro portátil RS-232 8306.

2 - Temperatura: Foi medida em campo com a utilização de um condutivímetro portátil RS-232 8306.

3 - Sólidos Totais Dissolvidos: medidos em campo com a utilização de um condutivímetro portátil RS-232 8306.

4 - pH: Medido com um pHmetro portátil PH-221 da Lutron

5 - Oxigênio Dissolvido: Análise 4500-O C. (*Standard Methods Water and Wastewater - APHA, 2008*).

6 - Turbidez: medida em laboratório com o turbidímetro DLT – Wv da DelLab.

7 - Alcalinidade: Análise 2320 B. (*Standard Methods Water and Wastewater -APHA, 2008*).

8 - Nitrogênio Amoniacal: Análise 4500-NH₃ D. (*Standard Methods Water and Wastewater -APHA, 2008*).

9 - Nitrito: Análise 4500-NO₂⁻ A. (*Standard Methods Water and Wastewater -APHA, 2008*).

10 - Nitrato: Rodier J. 1981. (*Standard Methods Water and Wastewater -APHA, 2008*).

11 - Fosfato: Análise 4500-P E. (*Standard Methods Water and Wastewater* -APHA, 2008).

12 - Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO: Análise 5210 B. (*Standard Methods Water and Wastewater* -APHA, 2008).

13 - Coliformes totais e *Escherichia coli*: Análise 9223 B. (método do kit Colilert) (*Standard Methods Water and Wastewater* -APHA, 2008).

3.3 DETERMINAÇÃO DA VAZÃO AFLUENTE ÀS TRUTICULTURAS

A vazão afluente foi medida mensalmente no canal de entrada da truticultura, desviado do leito original do córrego, com a utilização da medida da largura que se manteve fixa durante todo o estudo (é um canal concretado no fundo e nas laterais) (Figura 6). Mediu-se então durante todas as visitas, a altura da coluna d'água com uma fita métrica e determinou-se a velocidade da água por meio do método do flutuador com o auxílio de uma fita métrica, de uma boia de isopor e de um cronômetro.

Com estes dados calculou-se a vazão de entrada de água no momento das coletas através da seguinte fórmula:

$$Q = v * A, \text{ onde}$$

Q = é a vazão, $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$

v = a velocidade do curso d'água, $\text{m}.\text{s}^{-1}$

A = é a área da seção do canal, m^2 .

Figura 6. Canal de derivação afluente a NR Trutas.



3.4 CARACTERIZAÇÃO DO MANEJO DA TRUTICULTURA

Foram realizadas as biometrias dos peixes (Figura 7) todos os meses para se determinar a quantidade de peixes por metro cúbico de água (foram medidas as dimensões dos tanques para se obter o volume dos mesmos), juntamente com a quantidade de ração que era ministrada aos peixes diariamente. O arraçoamento foi feito duas vezes ao dia no início da manhã e à tarde. As truticulturas utilizam rações comerciais de várias marcas, próprias para peixes carnívoros com 42% de proteína bruta (e.g. Pirá, Aquos, etc). A NR Trutas também produz parte de sua ração consumida em sua unidade de Sapucaí Mirim - MG.

Figura 7. Biometria dos peixes.



3.5 CÁLCULO DA CARGA E EQUIVALENTE POPULACIONAL

A carga poluidora foi calculada multiplicando-se a concentração do poluente pela vazão afluente à truticultura e é dada em quilograma por dia. O parâmetro mais utilizado foi a DBO, que representa a quantidade de matéria orgânica presente na água. O equivalente populacional traduz o potencial poluidor produzido por determinada população e é calculado dividindo-se a carga por 0,054 que é utilizado pela literatura internacional para caracterizar a contribuição *per capita* de DBO ($\text{kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$).

3.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Dados ambientais normalmente apresentam algumas características relevantes para sua interpretação e análise estatística, tais como, distribuição não normal e assimétrica, sazonalidade, auto correlação e dependência de variáveis não controláveis, número de dados, as vezes pequeno, principalmente devido ao custo de obtenção, o que dificulta a aplicação de métodos paramétricos. Para que se apliquem métodos estatísticos paramétricos é necessário que os dados sigam uma distribuição normal. Uma das maneiras para se definir se os dados seguem a distribuição normal é o cálculo do coeficiente de assimetria que se não estiver muito próximo de zero indica distribuição não normal. No presente trabalho foram calculados os coeficientes de assimetria para todos

os parâmetros cujos resultados indicaram que os dados não seguiam uma distribuição normal, o que nos levou a realização das estatísticas descritivas com a utilização da mediana como medida de tendência central já que a utilização da média aritmética tem uma maior sensibilidade a pontos extremos (*outliers*). Foram realizadas estatísticas descritivas e analíticas empregando teste *Kruskal-Wallis* associado ao teste não paramétrico de comparações múltiplas de medianas (Teste de *Dunn*) e também o teste *Wilcoxon*, *Mann-Whitney* para comparação de médias, para identificação de diferenças significativas entre os parâmetros, utilizando o software XLSTAT 2015.2.02.18135. Com relação aos coliformes, há um consenso de que a média que fornece uma melhor indicação é a média geométrica, pelo fato dos valores de coliformes variarem segundo diversas ordens de magnitude. Neste sentido, um único valor extremamente elevado poderia aumentar substancialmente a média aritmética, mesmo que todos os outros valores fossem baixos (von Sperling, 2001).

3.7 PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA

Na Tabela 2 estão listados os principais parâmetros de qualidade de água avaliados para classificação dos corpos d'água segundo seu uso preponderante (Aquicultura Classe II), Padrão de Lançamento de Efluentes (COPAM-CERH 1/2008) e situação de conforto para o cultivo de peixes (Wedemeyer, 1997). Estes parâmetros foram utilizados para a comparação da qualidade de água afluyente às truticulturas assim como também para o padrão de lançamento dos efluentes gerados no cultivo.

Tabela 2. Parâmetros de qualidade de água Classe II, Padrão de Lançamento de Efluentes (COPAM-CERH 1/2008) e parâmetros de conforto para cultivo em Aquicultura (Wedemeyer, 1997).

Parâmetros	Padrão de classificação Classe II	Padrão de lançamento	Conforto p/cultivo (Wedemeyer,1997)
Oxigênio dissolvido	6 a 9 mg.L ⁻¹	> 5 mg.L ⁻¹	> 6 mg.L ⁻¹
Temperatura		< 40°C	8 a 20°C
pH	6 a 9	6 a 9	6 a 9
Turbidez	< 100 NTU	< 100 NTU	
Alcalinidade			> 20 mg.L ⁻¹
Amônia	depende do pH	< 20 mg. L ⁻¹	< 0,2 mg.L ⁻¹ (NH ₃ - tóxica)
Nitrito	< 1,0 mg.L ⁻¹	< 1,0 mg.L ⁻¹	< 0,1 mg.L ⁻¹
Nitrato	< 10 mg.L ⁻¹	< 10,0 mg.L ⁻¹	< 1,0 mg.L ⁻¹
Fosfato		< 0,3 mg.L ⁻¹	
Coliformes	Mínimo 6 /ano 80% < 1000 UFC		
DBO5	< 5 mg.L ⁻¹	< 60 mg.L ⁻¹	
Sólidos sedimentáveis		< 1mL.L ⁻¹	

pH - Potencial hidrogeniônico; DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio; NTU - Unidade Nefelométrica de Turbidez; UFC - Unidade Formadora de Colônia.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos para NR Trutas (Anexo 2) e para truticultura Brumado (Anexo 3) mostraram que não houve alterações significativas ($p > 0,05$) nos parâmetros físico-químicos analisados na água entre os pontos a montante (NR5) e a jusante (NR6) do rio de Bicas e entre os pontos BR8 a montante e BR9 a jusante do córrego Brumado.

No entanto, foi possível notar o aumento significativo na concentração de DBO entre os pontos NR1 e NR2 (figura 8), indicando a contribuição em matéria orgânica, fruto da ação do cultivo de trutas. Comparando os pontos a montante (NR5) e a jusante (NR6) do rio de Bicas, fica expresso o aumento nas concentrações de matéria orgânica, porém sem diferença estatística significativa.

Na truticultura Brumado também se observou o aumento das concentrações medianas de DBO expressando o efeito do cultivo de trutas, mas não foi denotada diferença estatística significativa. O aumento de matéria orgânica de forma significativa ($p < 0,05$) foi observado no ponto BR5 (figura 9). O ponto afluente BR1 é originado de uma nascente na serra da Mantiqueira tendo a sua DBO bem baixa já que não existem populações acima dela. Houve ligeiro aumento (não significativo) nos pontos efluentes principalmente nos pontos BR6 e BR7 que são efluentes dos tanques onde são mantidos os reprodutores. Deve-se salientar que os pontos a montante e jusante, nesta truticultura, correspondem a pontos de um outro corpo d'água. Os parâmetros analisados estavam dentro do padrão de lançamento de efluentes da Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 1, de 05 de Maio de 2008.

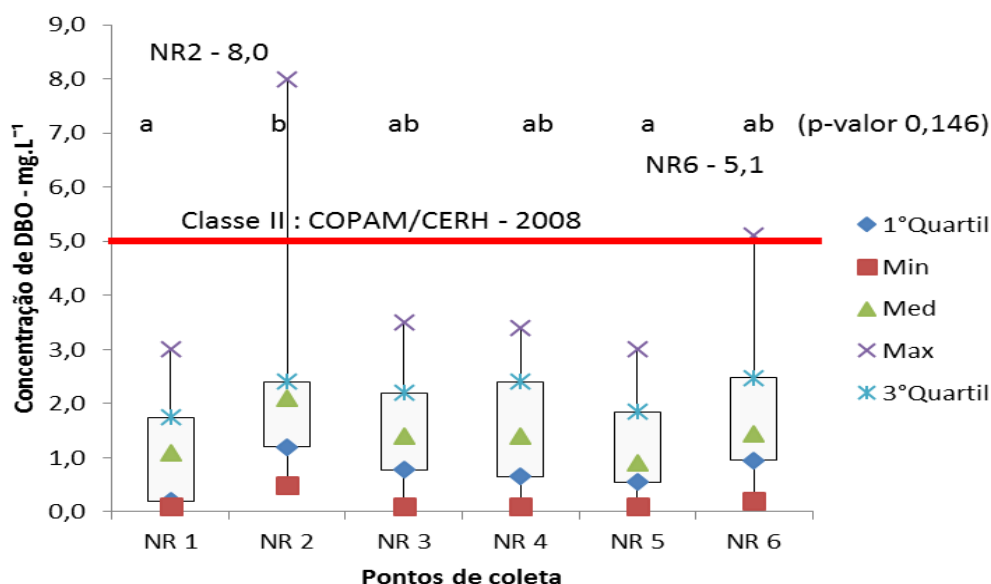
Os “outliers” observados no gráfico *Boxplot-whisker* (Figura 8) da DBO (NR2 = $8,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e NR6 = $5,1 \text{ mg.L}^{-1}$) se referem à coleta feita durante a lavagem dos tanques principalmente no ponto NR2, onde o efluente é descarregado diretamente no córrego receptor sem passar no tanque de decantação. Os dados obtidos estão de acordo com os trabalhos realizados com efluentes de truticultura, como descrito por Camargo (1994) (3,0 para $4,2 \text{ mg.L}^{-1}$), Loch et al. (1996) (0,7 para $4,9 \text{ mg.L}^{-1}$), Boaventura et al. (1997) (0,9 para 14 mg.L^{-1}), Maillard et al. (2005) (0,5 para $1,3 \text{ mg.L}^{-1}$), Viadero Jr. et al. (2005) (1,4 para $4,7 \text{ mg.L}^{-1}$), e Koçer e Sevgili (2014) (4,6 para $6,2 \text{ mg.L}^{-1}$).

Visando a diminuição da carga de matéria orgânica oriunda das duas truticulturas estudadas, principalmente após a lavagem dos tanques, algumas medidas de mitigação poderiam ser aplicadas como por exemplo a fitorremediação. Vários trabalhos de pesquisa com “wetlands” já foram descritos, como por exemplo, Sindilariu et al. (2007,

2008 e 2009), demonstrando a possibilidade de redução DBO₅ (até 48,8%; até 88,7% e de 46,1 até 82,8% de eficiência de remoção, respectivamente).

Na NR Trutas (figura 10) pode-se observar diminuição no pH, porém mantendo-se no nível de variação de conforto para os peixes que se situa entre pH 6 e 9 (Wedemeyer,1997) e dentro dos padrões de lançamento exigido pela Deliberação COPAM/CERH-2008, mostrando diferenças significativas ($p < 0,05$) entre o ponto afluente (NR1) e os pontos efluentes (NR2, NR3 e NR4), mas sem diferenças entre os pontos a montante (NR5) e a jusante (NR6). Estes dados coincidem com os dados obtidos por Camargo (1994), Boaventura et al. (1997), Maillard et al. (2005), Sindilariu et al. (2009), Kocer e Sevgili (2014) e Caramel et al. (2014), que não encontraram diferenças significativas no pH entre os afluentes e efluentes de truticulturas e também com os dados de Rosa et al. (2013), com efluentes oriundos de cultivos de peixes amazônicos. Todavia, Camargo et al. (2011) encontraram uma diminuição no pH do afluente para os pontos efluentes, assim como os dados obtidos por Baccarin et al. (2005) com tilápia. A diminuição do pH pode estar relacionada à introdução da ração no sistema e a excreção de CO₂ pelos peixes que leva a aumento da acidificação do ambiente.

Figura 8. Concentração da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo da NR Trutas. Letras iguais significam valores iguais. Faixa vermelha indica limite da classificação Classe II da COPAM/CERH- 1/2008.



Na truticultura Brumado (figura 11), o pH mostrou diminuição entre os pontos BR1 (afluente) e os pontos BR3, BR4, BR5, BR6 e BR7 (efluentes) com diferenças

estatísticas significativas entre os pontos BR1 e BR2 e os pontos efluentes BR5, BR6 e BR7, mas mostrou estabilidade entre os pontos BR8 (montante) e BR9 (jusante) sem diferenças significativas ($p > 0,05$). Desta forma foi possível notar o resultado do cultivo de trutas influenciando o valor de pH do ponto afluente.

Figura 9. Concentração da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo da tricultura Brumado. Letras iguais significam valores iguais. Faixa vermelha indica classificação Classe II da COPAM/CERH - 2008.

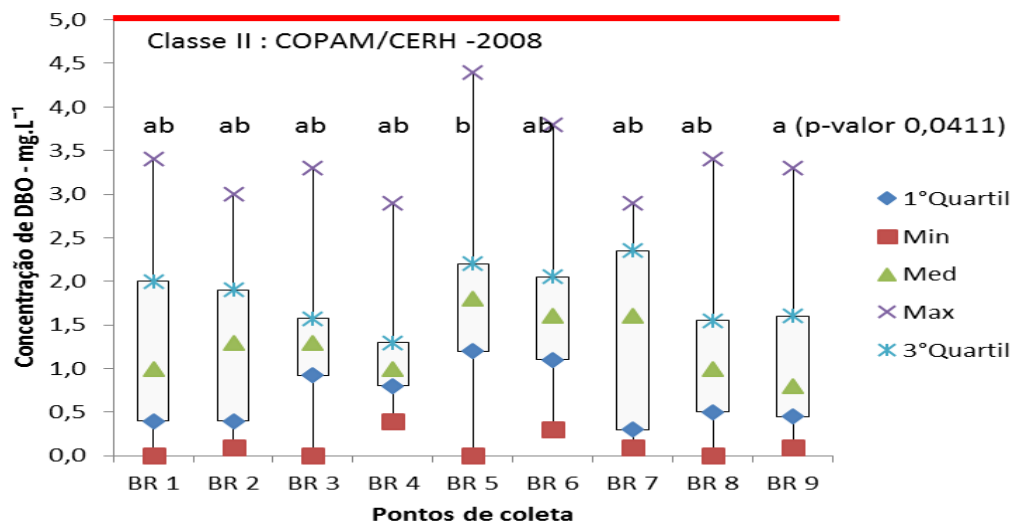
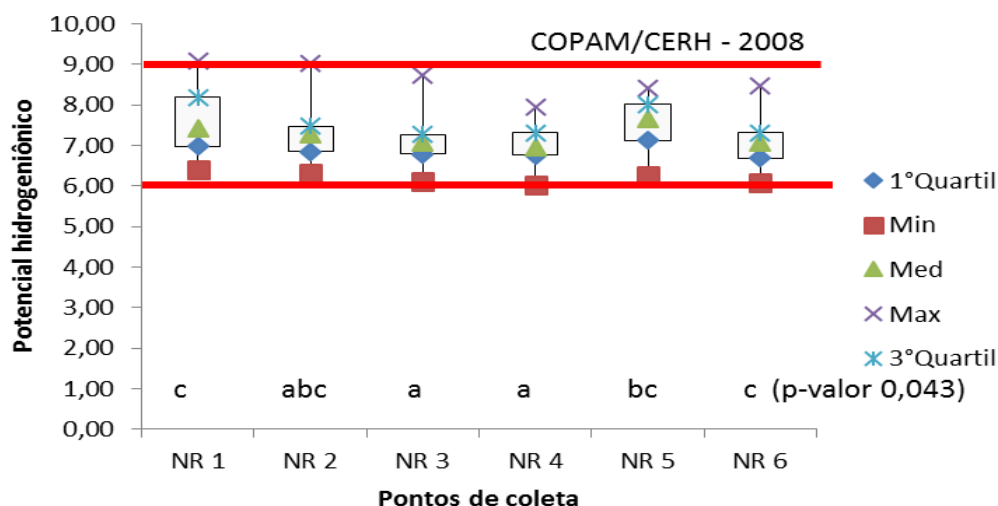


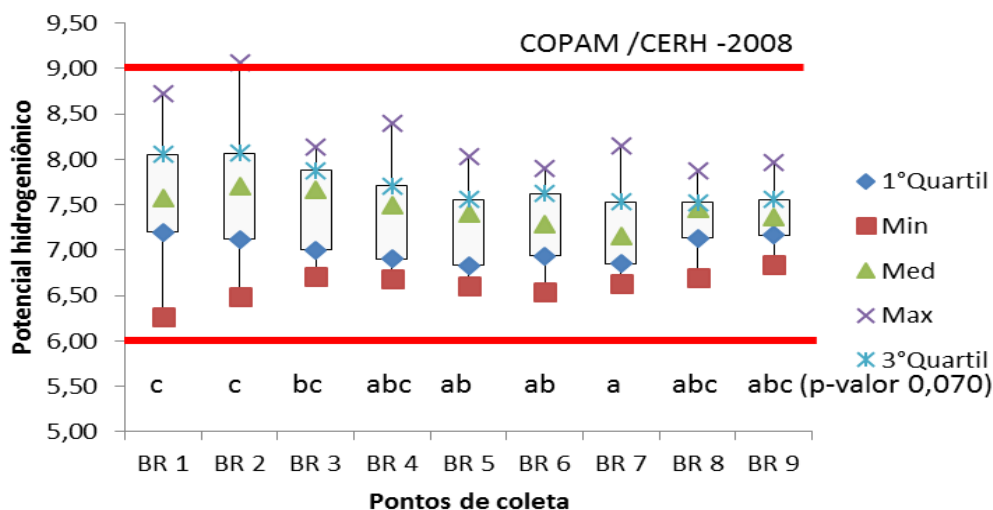
Figura 10. pH da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na NR Trutas. Linhas vermelhas indicam faixa de classificação Classe II, padrão de lançamento da Deliberação Normativa COPAM 1/2008 e conforto para espécie (Wedemeyer, 1997). Letras iguais indicam valores iguais.



Com relação às concentrações de OD, na NR Trutas observou-se pequena diminuição do ponto NR1 (afluente) para os pontos NR2 (com diferenças estatísticas

significativas) e NR3 e NR4 (sem diferenças estatísticas significativas), como pode ser visto na figura 12.

Figura 11. pH da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na truticultura Brumado. Linhas vermelhas indicam faixa de classificação Classe II, padrão de lançamento da Deliberação Normativa COPAM 1/2008 e conforto para espécie (Wedemeyer, 1997). Letras iguais indicam valores iguais

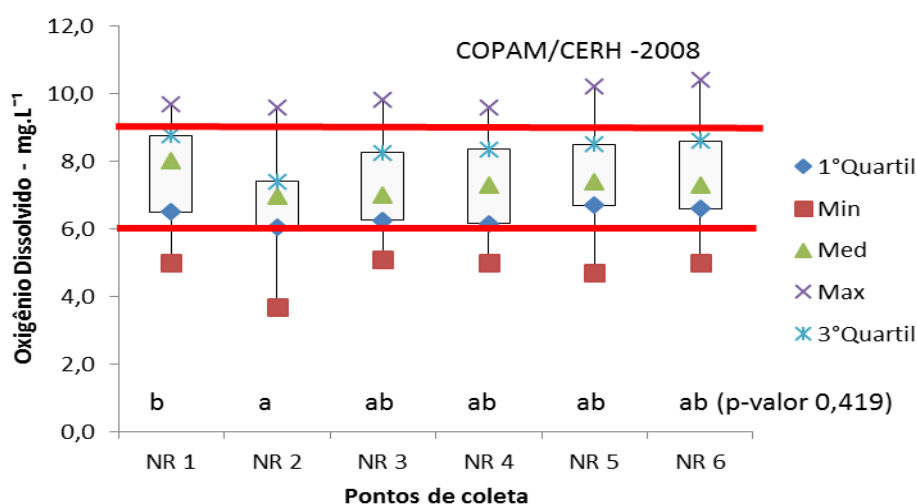


A concentração de OD manteve-se estável entre os pontos NR5 (montante) e NR (jusante) não mostrando diferenças estatísticas ($p > 0,05$). O OD manteve-se acima de 6 mg.L^{-1} em todos os pontos, mantendo os padrões de corpo d'água exigido pela Deliberação COPAM-CERH-MG n°1, tendo alcançado no ponto NR2, o nível de $3,7 \text{ mg.L}^{-1}$ em abril de 2014 coincidindo com a coleta feita durante a limpeza dos tanques (com os aeradores desligados para a limpeza). A mediana em todos os pontos efluentes (NR2, NR3 e NR4) foi menor que no ponto afluente, o que leva a pequena diminuição no OD devido à presença do cultivo dos peixes e oxidação da matéria orgânica por microorganismos. Estes resultados são semelhantes aos obtidos por Boaventura et al. (1997) (queda de $0,7$ a $2,4 \text{ mg.L}^{-1}$), Maillard et al. (2005) (queda de $10,7$ para até $7,0 \text{ mg.L}^{-1}$), Viadero Jr. et al. (2005) (diminuição de $1,26$ até $1,91 \text{ mg.L}^{-1}$), Camargo et al. (2011) (queda de $9,5$ para até $4,4 \text{ mg.L}^{-1}$), e Caramel et al. (2014) (diminuição no percentual de saturação de $125,89$ para $106,16\%$). Todavia os resultados contrastam com os de Koçer e Sevgili (2014), nos quais não se alteraram os níveis de OD entre o afluente e os efluentes nas truticulturas e com Camargo (1994) que observaram aumento ($11,4$ para $12,7 \text{ mg.L}^{-1}$) nos níveis de OD nos efluentes. Em pesquisa com tilápias, Baccarin et al. (2005) também mostraram diminuição no nível de OD entre os afluentes e efluentes dos cultivos. Nos trabalhos realizados por Sindilariu et al. (2008, 2009), com o tratamento

dos efluentes de truticulturas com a utilização de “wetlands”, houve diminuição (8 a 24% e de 10,17 até 1,4 mg.L⁻¹, respectivamente) no nível de OD no efluente final do tratamento. A saturação de oxigênio depende diretamente da temperatura ambiente, aumentando com menores temperaturas, e com a altitude, quanto maior a altitude menor a saturação de oxigênio, assim em maiores altitudes como as temperaturas são normalmente mais baixas ocorre maior OD na água. Os maiores índices de oxigênio dissolvido ocorreram nos meses mais frios (inverno) com uma altitude média na região estudada de 1.260 m.

Na truticultura Brumado, o OD, como pode ser visto na figura 13, mostrou algumas variações na sua concentração, tendo ocorrido principalmente nos meses mais quentes e secos, com alguns outliers (BR5 2,5; BR6 1,6 e BR7 1,9 mg.L⁻¹) muito abaixo da condição de conforto da espécie (de 6 a 9 mg.L⁻¹, conforme Wedemeyer, 1997). Nos pontos BR6 e BR7, o nível de oxigênio nos tanques chegou a ficar abaixo de 2 mg.L⁻¹, mas não ocorrendo mortalidade de peixes. A concentração mediana do OD manteve-se acima de 6 mg.L⁻¹ em todos os pontos, mantendo os padrões de lançamento no corpo d’água exigido pela Deliberação COPAM-CERH-MG nº1, e conforme a classificação Classe II que é indicada para o cultivo de organismos aquáticos.

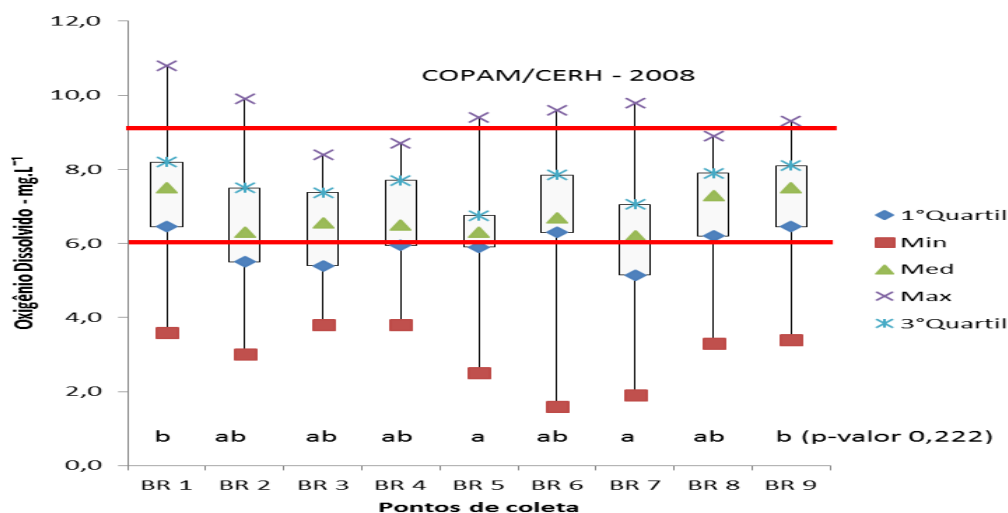
Figura 12. Concentração de OD da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na NR Trutas. Linhas vermelhas indicam faixa de classificação Classe II da Deliberação Normativa COPAM 1/2008. Letras iguais indicam valores iguais.



A temperatura da água na região estudada variou durante o período de estudo, como pode ser visto nas figuras 14 e 15, de 11,5 a 20,0°C, com uma mediana por volta de 16-18°C, dentro de uma situação de conforto térmico para espécie estudada, mostrando

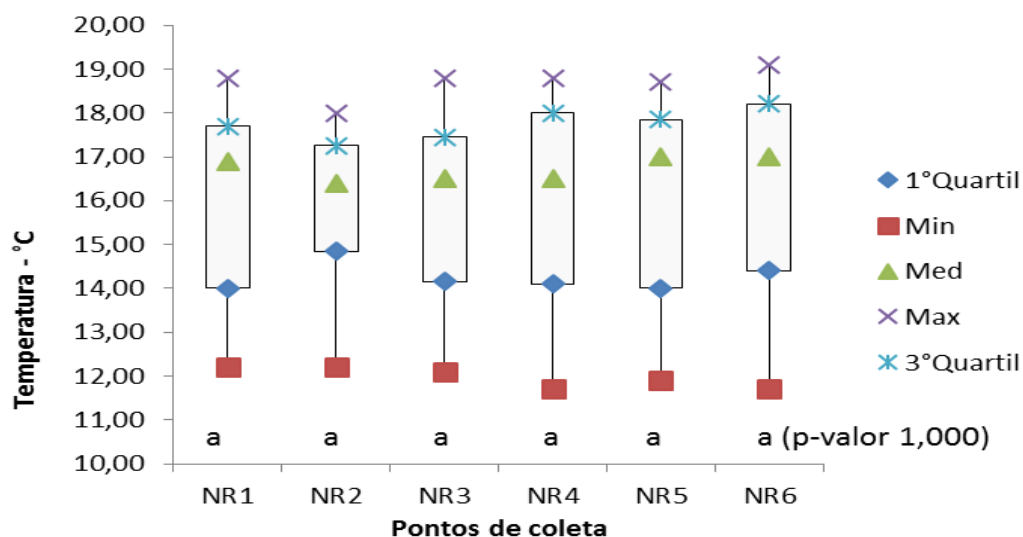
uma estabilidade entre os pontos de coleta, com temperaturas maiores no verão e menores no inverno.

Figura 13. Concentração de OD da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na truticultura Brumado. Linhas vermelhas indicam faixa de classificação Classe II da Deliberação Normativa COPAM 1/2008. Letras iguais indicam valores iguais.



Estes dados de estabilidade coincidem com os trabalhos realizados em truticulturas por Camargo (1994), Camargo et al. (2011), Boaventura et al. (1997). Esta mesma estabilidade na temperatura entre os pontos coletados foi encontrada por Rosa et al. (2013) com o cultivo de peixes da região amazônica.

Figura 14. Temperatura da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na truticultura NR Trutas. Letras iguais indicam valores iguais.

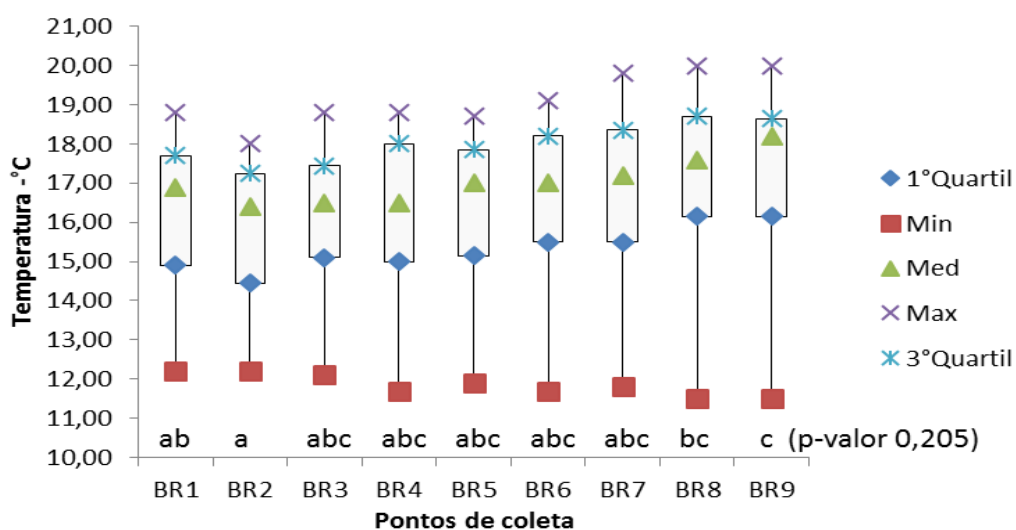


Contrastam, no entanto, com o trabalho realizado por Baccarin et al. (2005), com o cultivo de tilápia, onde a temperatura aumentou de 24,77 para 28,63°C, entre o afluente

e os efluentes. Koçer e Sevgili (2014) e Caramel et al. (2014) observaram um aumento de temperatura (de 13,0 para 18,5°C e de 16,64 para 17,60°C, respectivamente) entre o ponto de referência afluente e os pontos sujeitos a lançamento de diversos tipos de efluentes inclusive de fazendas de criação de trutas. Não houve diferenças significativas ($p > 0,05$) entre os pontos a montante (NR5 e BR8) e a jusante (NR6 e BR9) nas duas truticulturas.

O nitrogênio amoniacal mostrou diferenças significativas ($p < 0,05$) entre o ponto NR1 (afluente) e os pontos NR2, NR3 e NR4 (efluentes), mas também não se observando diferenças significativas entre os pontos NR5 (montante) e NR6 (jusante) como pode ser observado na figura 16. Os valores encontrados estão muito abaixo dos padrões de lançamento de efluentes da Deliberação COPAM-CERH-MG nº1, com valores limites de 0,5 mg.L⁻¹, em um pH < 8,5, a 3,7 mg.L⁻¹ para pH ≤ 7,5, para águas Classe II próprias para o cultivo de espécies aquáticas. Apesar da presença de um *outlier* (1,73 mg.L⁻¹) no ponto NR3, o nitrogênio amoniacal só se torna tóxico para os peixes na sua forma não ionizada (NH₃) que só se forma em pH elevado, o que não ocorreu nestas águas.

Figura 15. Temperatura da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na truticultura Brumado. Letras iguais indicam valores iguais.



O aumento da concentração de nitrogênio amoniacal está associado diretamente à quantidade e tamanho de peixes estocados já que eles o excretam diretamente para a água e degradação dos compostos nitrogenados da ração não consumida (proteína). A concentração, apesar do *outlier* de 1,73 mg.L⁻¹, foi inferior ao padrão de lançamento recomendado pela legislação que é de 20 mg.L⁻¹.

Figura 16. Concentração do nitrogênio amoniacal da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na NR Trutas. Letras iguais indicam valores iguais.

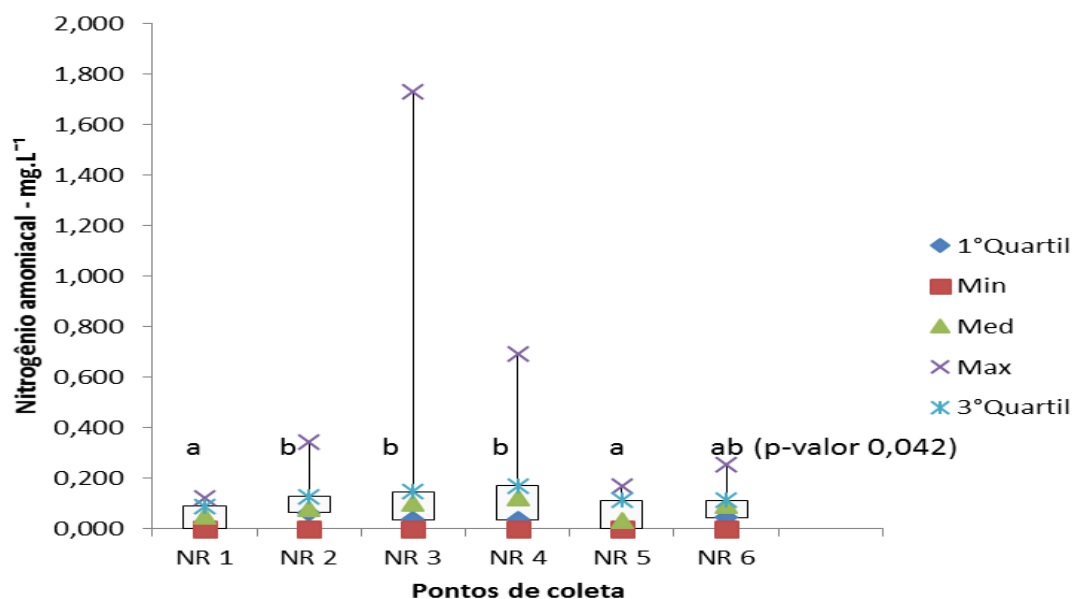
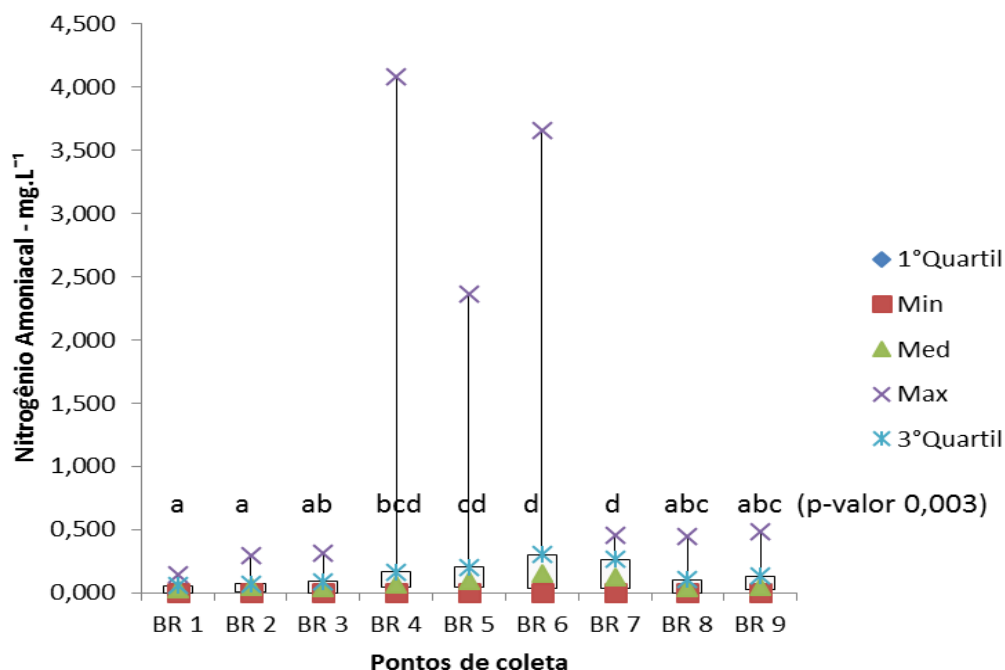


Figura 17. Concentração do nitrogênio amoniacal da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na truticultura Brumado. Letras iguais indicam valores iguais.

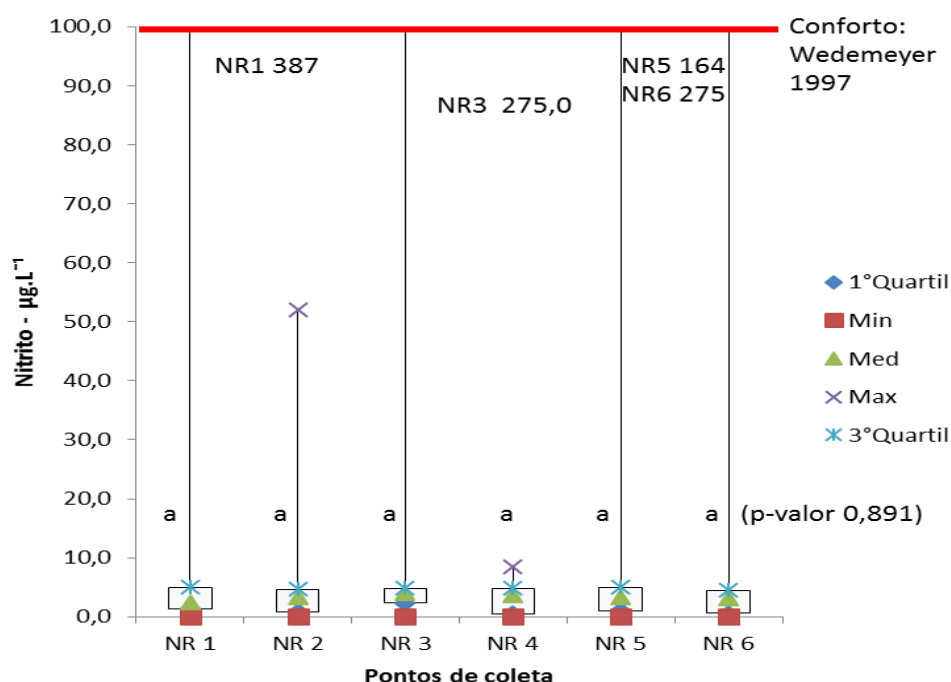


Todos os autores consultados mostraram em suas pesquisas aumento do nível de amônia nos efluentes: Boaventura et al. (1997), Maillard et al. (2005), Viadero Jr. et al. (2005), Camargo et al. (2011), Guilpart et al. (2012), Koçer e Sevgili (2014) e Caramel et al. (2014), em truticulturas (1,46; 0,5; 0,36; 0,74 e 0,60 mg.L⁻¹ respectivamente) e Rosa et al. (2013), com peixes da região amazônica (0,47 mg.L⁻¹). Sindilariu et al. (2007, 2008

e 2009) mostraram que o tratamento dos efluentes de triticulturas com “wetlands” pode reduzir consideravelmente o nível de amônia nos efluentes (61,2 a 87,8%; 86% e 42,6 a 86,2% de eficiência de remoção).

O nitrogênio amoniacal, na triticultura Brumado, mostrou diferenças significativas entre os pontos BR1 (afluente) e BR2 e os pontos BR2, BR3, BR4, BR5, BR6 e BR7 (efluentes), mas não se observando diferenças significativas entre os pontos BR8 (montante) e BR9 (jusante) como pode ser observado na figura 17. Apesar da presença de alguns *outliers*, nos pontos BR4 (4,08 mg.L⁻¹), BR5 (2,36 mg.L⁻¹) e BR6 (3,66 mg.L⁻¹) (relacionados ao estoque de reprodutores nestes tanques), a concentração do nitrogênio amoniacal também ficou bem abaixo do padrão de lançamento recomendado pela legislação que é de 20 mg.L⁻¹ e também para a classificação classe II da mesma legislação citada anteriormente. As concentrações observadas em ambas triticulturas estão relacionadas principalmente à excreção dos animais cultivados.

Figura 18. Concentração do nitrito da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na NR Trutas. Linha vermelha indica limite para conforto para cultivo (Wedemeyer, 1997). Letras iguais indicam valores iguais.

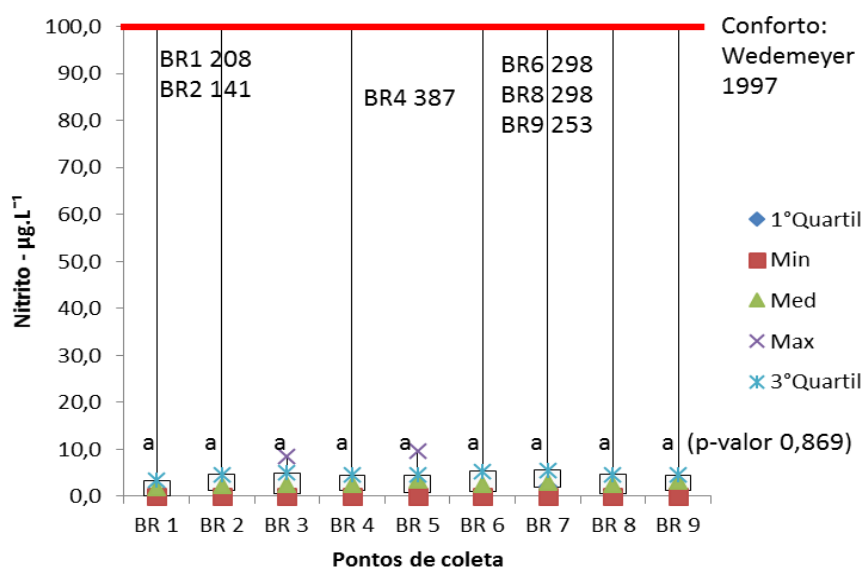


Na Figura 18 é possível observar os níveis de nitrito encontrados na NR Trutas no presente estudo. É notório que o nitrito, mesmo em baixas concentrações, pode ser tóxico aos organismos cultivados. O valor limite para o nitrito, recomendado por Wedemeyer (1997) é de 0,1 mg.L⁻¹, valor este que foi ultrapassado em alguns momentos, principalmente em NR1 (0,387 mg.L⁻¹), NR3 (0,275 mg.L⁻¹), NR5 (0,164 mg.L⁻¹) e NR6

(0,275 mg.L⁻¹) (*outliers*). No entanto, destaca-se que não houve diferenças significativas ($p > 0,05$) entre os pontos observados. Os valores encontrados estão muito abaixo dos padrões de lançamento de efluentes da Deliberação COPAM-CERH-MG nº 1, com valores limites de 1 mg.L⁻¹. O aumento nas concentrações de nitrito foi observado nos efluentes de truticultura dos trabalhos de Camargo et al. (2011) e Kocer e Sevgili (2014) (0,08; 0,022 mg.L⁻¹ respectivamente) e Rosa et al. (2013) com peixes amazônicos. Sindilariu et al. (2007) mostraram que o uso de “wetlands” para tratamento de efluentes pode também diminuir o nível de nitrito (35%). Já Boaventura et al. (1997) e Amirkolaie (2008) não encontraram diferenças nos níveis de nitrito entre o afluente e os efluentes.

Na figura 19 podem ser observadas as concentrações do nitrito, bastante baixas também, na truticultura Brumado. O valor limite para o nitrito recomendadas para o conforto da espécie segundo Wedemeyer (1997) que é de 0,1 mg.L⁻¹ foi ultrapassado por alguns picos de nitrito principalmente nos pontos BR4 (0,387 mg.L⁻¹), BR6 e BR8 (0,286 mg.L⁻¹) que ocorreram em dezembro de 2013, mas não mostraram diferenças significativas ($p > 0,05$) entre os pontos observados. Em relação ao padrão de lançamento da legislação (0,1 mg.L⁻¹) estão também muito abaixo. Os valores de nitrito para ambas truticulturas refletem as concentrações da água de captação e ao processo de nitrificação.

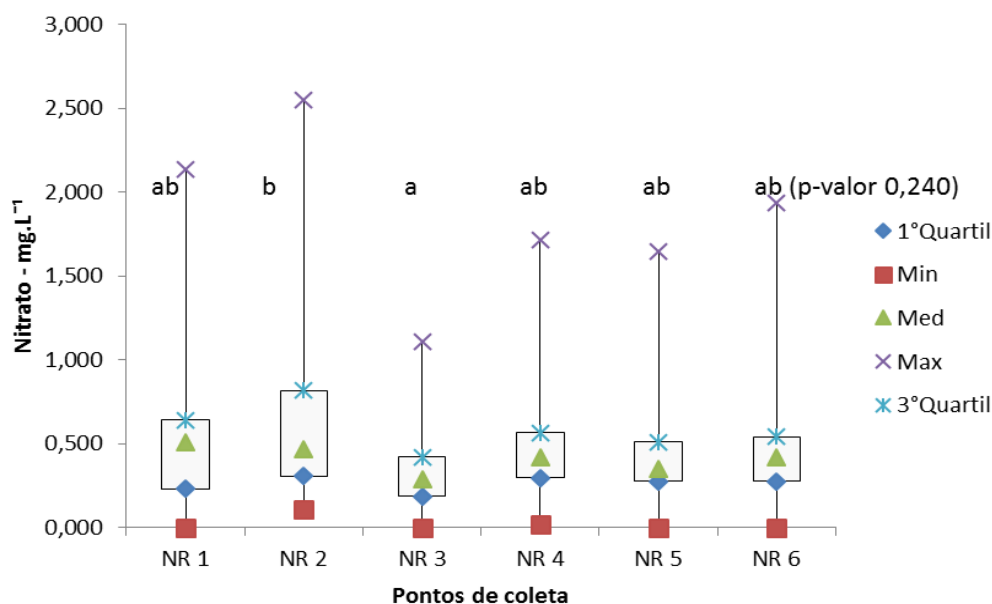
Figura 19. Concentração do nitrito da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na truticultura Brumado. Linha vermelha indica limite para conforto para cultivo (Wedemeyer, 1997). Letras iguais indicam valores iguais.



Já os valores do nitrato, composto nitrogenado menos tóxico que a amônia e o nitrito, foram encontrados em concentrações maiores ultrapassando em algumas situações os limites recomendados por Wedemeyer (1997), para a manutenção saudável de peixes

criados em cativeiro ($1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ de nitrato). Os maiores picos (*outliers*) de concentração de nitrato (figura 20) ocorreram nos pontos NR2 ($2,5 \text{ mg.L}^{-1}$) e também no NR4 ($1,4 \text{ mg.L}^{-1}$) em abril de 2014 e coincidiu com a lavagem dos tanques na hora da coleta. Os valores encontrados estão muito abaixo dos padrões de lançamento de efluentes da Deliberação COPAM-CERH-MG nº1 (valor limite de 10 mg.L^{-1}) e não houve diferenças significativas ($p > 0,05$) entre os pontos de coleta, a montante (NR5) e a jusante (NR6). Boaventura et al. (1997), Camargo (1994) e Amirkolaie (2008) encontraram valores similares tanto no afluente quanto nos efluentes de truticulturas (valores entre $1,0$ a $2,2$; $0,9$; e $2,1 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente). Já Guilpart et al. (2012) encontraram valores menores e outros maiores em fazendas diversas nos efluentes, enquanto Camargo et al. (2011) e Kocer e Sevgili (2014) encontraram maiores valores ($2,38$ a $3,76$ e $0,346$ a $0,795 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente) nos efluentes de truticulturas. Sindilariu et al. (2007, 2008 e 2009) encontraram maiores valores de nitrato nos efluentes de truticulturas tratados com “wetlands”.

Figura 20 - Concentração do nitrato da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na NR Trutas. Letras iguais indicam valores iguais.

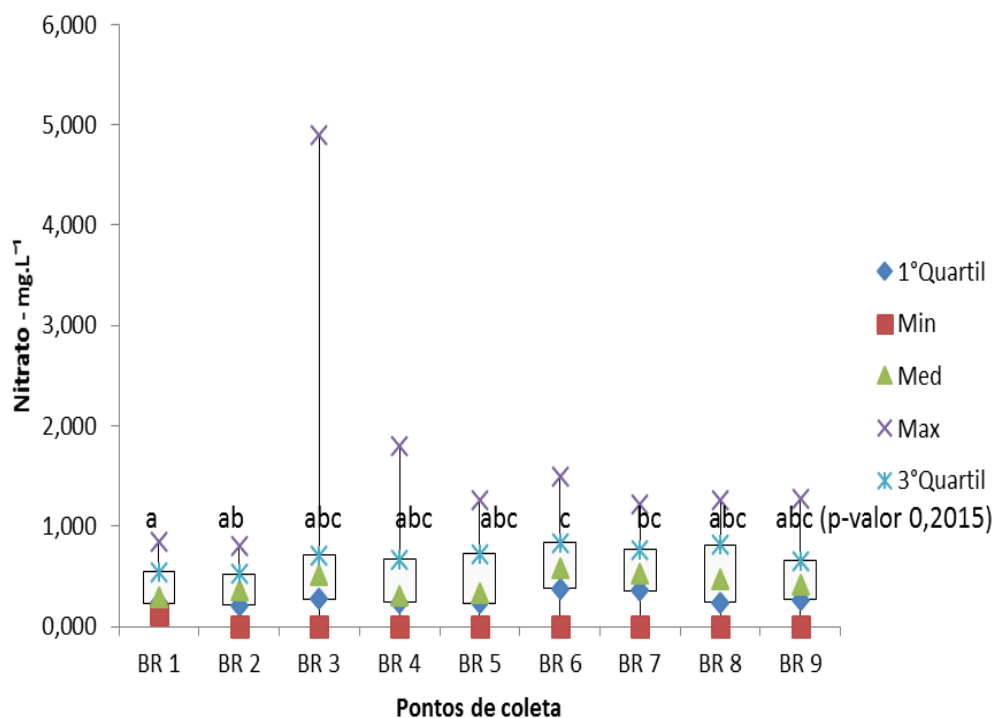


Na truticultura Brumado também houve picos de nitrato (figura 21) nos pontos BR3 ($4,9 \text{ mg.L}^{-1}$) e também nos pontos BR4, BR5, BR6, BR7, BR8 e BR9, mas não alcançando a concentração de $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$. Os valores encontrados estão também muito abaixo dos padrões de lançamento de efluentes da Deliberação COPAM/CERH-2008 com valores limites de 10 mg.L^{-1} não havendo diferenças significativas ($p > 0,05$) entre os pontos de coleta a montante (BR8) e a jusante (BR9).

De acordo com Koçer et al. (2013), os elevados níveis de nitrato em “raceways” estão relacionados ao processo de nitrificação que podem ocorrer mesmo em ambientes de elevada hidrodinâmica. Tal fato é corroborado por Viadeiro Jr et al. (2006) em trabalho com a distribuição de partículas em “raceway” de *O. mykiss*.

De maneira geral é possível destacar que os resíduos nitrogenados provenientes da atividade aquícola continham uma baixa concentração de compostos nitrogenados dissolvidos. Atribui-se à elevada diluição dos meios de cultivo, fruto dos elevados volumes de água captados pelas truticulturas, os baixos níveis desses compostos nos pontos estudados. As concentrações observadas no presente estudo também refletem os níveis de nitrogenados da água captada do corpo hídrico.

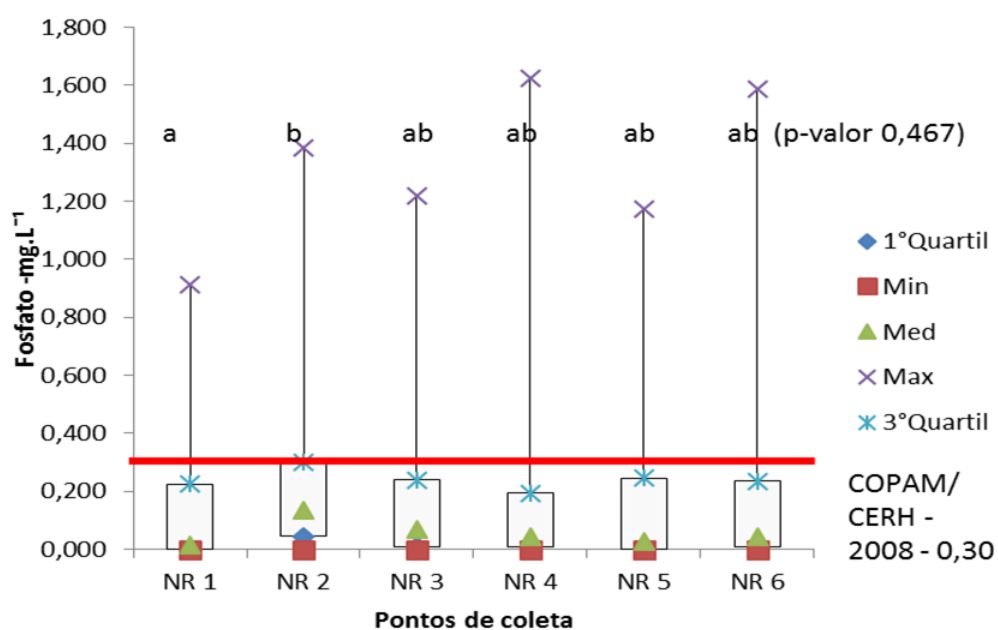
Figura 21. Concentração do nitrato da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na truticultura Brumado. Letras iguais indicam valores iguais.



Os compostos contendo fósforo ocorrem em águas naturais e em efluentes (domésticos e industriais), na forma de fosfatos. O fósforo é o elemento limitante na eutrofização dos corpos d’água e o aumento de sua concentração pode levar ao aumento na produção primária com a consequente eutrofização. Na NR Trutas os dados analisados resultaram numa baixa concentração dos fosfatos tanto no afluente quanto nos efluentes conforme pode ser visto na figura 22. Pode-se notar a pouca influência do cultivo dos peixes sobre a mediana de concentração de fosfato e sua amplitude de variação apesar de

haver alguns picos elevados em todos os pontos que poderiam ser explicados pela presença de culturas diversas na região que poderiam utilizar adubos a base de fosfatos que podem ser carregados pelas chuvas para o corpo d'água. O fosfato apresentou vários *outliers* (NR1 0,911; NR2 1,383; NR3 1,217; NR4 1,624; NR5 1,174 e NR6 1,587 mg.L⁻¹) referentes a períodos chuvosos onde ocorreu chuva durante toda à noite anterior à coleta (15/02/2014) e também durante a lavagem dos tanques de cultivo, mas não mostrando diferenças estatisticamente significativas entre os pontos NR1 (afluente), NR2, NR3 e NR4 (efluentes) e também entre os pontos NR5 (montante) e NR6 (jusante). Em relação à Deliberação COPAM-CERH-MG nº1, os valores da mediana estão abaixo dos limites indicados para a Classe III de classificação dos corpos d'água de 0,15 mg.L⁻¹ de fósforo.

Figura 22. Concentração de fosfato da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na NR Trutas. Linha vermelha indica limite de lançamento de efluentes da Deliberação Normativa COPAM 1/2008. Letras iguais indicam valores iguais.



Entretanto, os níveis de fósforo indicados para Classe II, classe onde se enquadra a Aquicultura para ambientes lóticos, é de 0,1 mgL⁻¹ segundo a mesma Deliberação COPAM-CERH, mas estando abaixo do padrão de lançamento que é de 0,30 mg.L⁻¹. Os autores Boaventura et al. (1997), Camargo et al. (2011), Guilpart et al. (2012), Koçer e Sevgili (2014) e Caramel et al. (2014), observaram também aumento dos níveis de fosfato nos efluentes de truticulturas (0,06 para 0,579; 0,05 para 0,41; 0,02 para 0,57; 0,011 para 0,060 e 0,072 para 0,088 mg.L⁻¹, respectivamente) e nos efluentes do cultivo de peixes da região amazônica com Rosa et al. (2013) (0,006 para 0,129 mg.L⁻¹). Sindilariu et al.

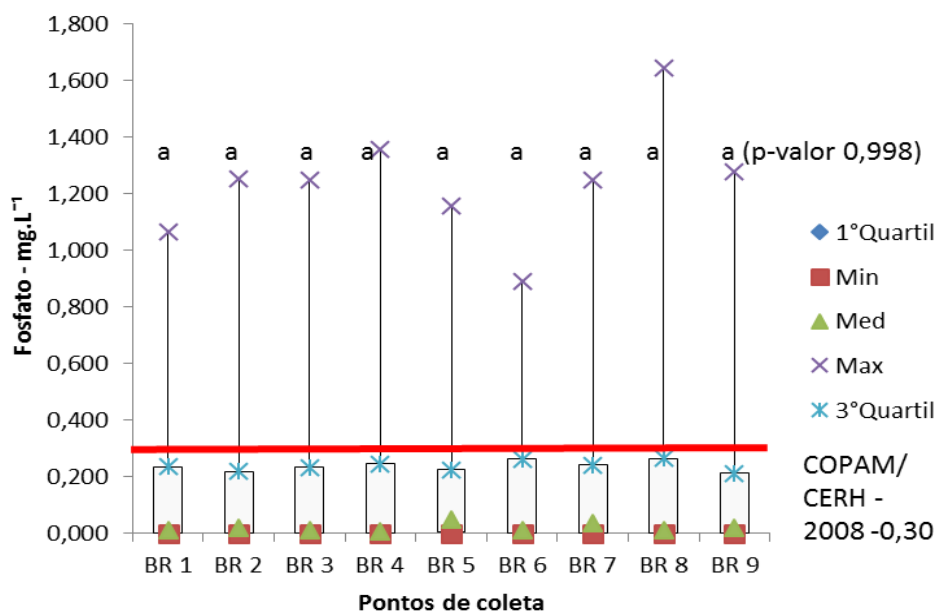
(2007, 2008) observaram em seus estudos, o aumento do nível de fosfato no tratamento de efluentes de truticulturas com “wetlands” (0,046 para 0,057 e 0,041 para 0,127 mg.L⁻¹, respectivamente).

Já Amirkolaie (2008) encontrou concentrações de fosfato mais baixas no ponto efluente do que nos pontos situados na própria truticultura. True et al. (2004a) descrevem que o transporte de água que ocorre nos sistemas de “raceway” é responsável pelo tempo de residência dos resíduos. Os autores mencionam que em todos os “raceways” estudados por eles houve deposição de sólidos. Os sólidos em suspensão representam uma massa significativa de fósforo no sistema (True et al., 2004a). Viadeiro Jr et al. (2006), estudando o comportamento de partículas sólidas em “raceways” de truta arco-íris por método de velocidade tridimensional baseado no princípio Doppler, também destacaram zonas de quiescência no sistema, implicando na deposição desses resíduos mesmo em ambiente lótico (“raceway”). Tais relatos, podem explicar os níveis mais elevados nas truticulturas, quando da remobilização feita durante a lavagem dos tanques, com consequente aumento dos níveis de fosfato no meio aquático. Em meados da década de 1980, Boersen e Westers (1986) já relatavam a preocupação com a lavagens dos “raceways” e colocavam que esta atividade respondia pela principal contribuição de resíduos sólidos e fosfato para os corpos hídricos receptores.

Na truticultura Brumado, como pode ser visto na figura 23, os dados analisados também resultaram numa baixa concentração dos fosfatos tanto no afluente quanto nos efluentes. O fosfato apresentou vários *outliers* (de 0,890 em BR6 até 1,646 mg.L⁻¹ em BR9, todos bem acima dos limites de lançamento permitido pela legislação) referentes a períodos chuvosos onde ocorreu chuva durante toda à noite anterior à coleta (15/02/2014) mas não mostrando diferenças estatisticamente significativas entre os pontos BR1 (afluente), BR2, BR3, BR4, BR5, BR 6 e BR7 (efluentes) e também entre os pontos BR8 (montante) e BR9 (jusante). Em relação à Deliberação COPAM-CERH-MG nº 1, de 1 de maio de 2008 os valores da mediana estão abaixo dos limites indicados para a Classe III de classificação dos corpos d’água de 0,15 mg.L⁻¹ de fósforo. Entretanto, os níveis de fósforo indicados para Classe II, classe onde se enquadra a Aquicultura para ambientes lóticos, é de 0,1 mg.L⁻¹ segundo a mesma Deliberação COPAM-CERH mas, estando abaixo do padrão de lançamento que é de 0,30 mg.L⁻¹. Da mesma forma que fora descrita a contribuição originária da remobilização de resíduos durante a lavagem dos tanques, foi verificada a contribuição de resíduos carreados pela água da chuva para os sistemas de criação de ambas truticulturas.

Na NR Trutas os sólidos totais dissolvidos (STD) mostraram pequena diminuição entre os pontos NR1 (afluente) e os pontos NR2, NR3 e NR4 (efluentes) e mantiveram estáveis entre os pontos NR5 (montante) e NR6 (jusante) (Figura 14), e sem diferenças estatísticas ($p>0,05$) significativas. O *outlier* encontrado no ponto NR1 ($27,7 \text{ mg.L}^{-1}$) se refere a uma coleta realizada sob chuva intensa na noite anterior e durante a coleta no dia 01/06/2014. Os STD estão diretamente relacionados à presença de matéria orgânica, sais minerais e outros materiais encontrados dissolvidos na água e influenciam também a CE da água. Os valores encontrados são bem menores do que os estabelecidos para cultivo intensivo conforme recomendado por Wedemeyer (1997), (limite de 200 mg.L^{-1}) e não interferem na sanidade dos peixes cultivados como pode ser visto na figura 8, havendo inclusive uma diminuição na amplitude de variação nos efluentes.

Figura 23. Concentração de fosfato da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na truticultura Brumado. Linha vermelha indica limite de lançamento de efluentes da Deliberação Normativa COPAM 1/2008. Letras iguais indicam valores iguais.

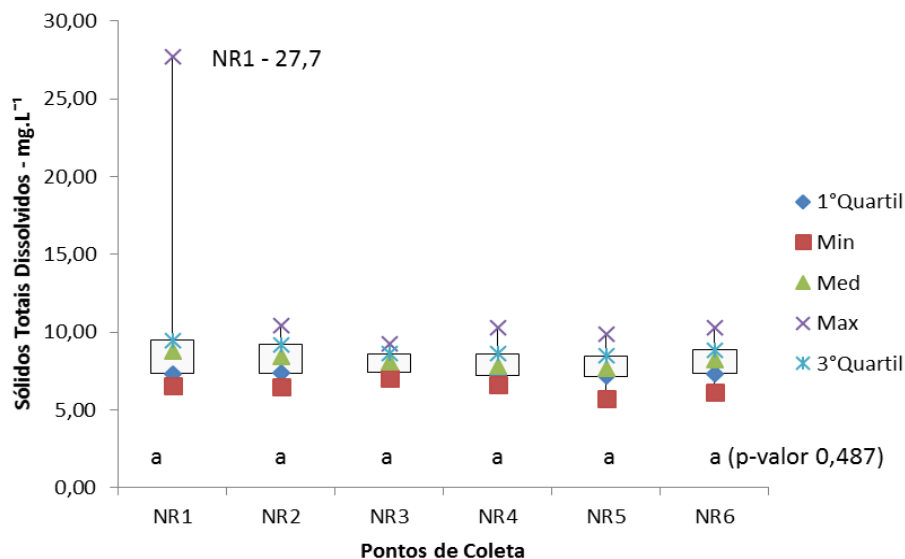


Este parâmetro só foi analisado por Koçer e Sevgili (2014) que observaram aumento (de 193 para 249 mg.L^{-1}) no nível dos STD do afluente para os pontos sujeitos a lançamentos de efluentes de truticulturas.

Na truticultura Brumado a concentração dos STD, como pode ser visto na Figura 25, mostrou diferença significativa ($p<0,05$) entre o ponto BR2 (este ponto situado na saída de um tanque que estava sempre sem peixes) e os pontos BR1 (afluente) e os pontos efluentes BR3, BR4, BR5, BR6 e BR7 (efluentes) e também entre os pontos BR8

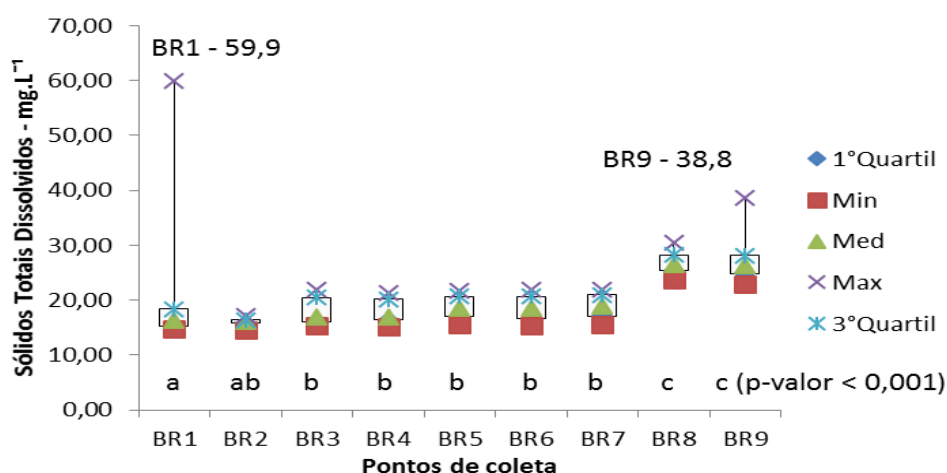
(montante) e BR9 (jusante) que pertenciam a outro corpo d'água onde eram lançados os efluentes.

Figura 24. Concentração de sólidos totais dissolvidos na água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na NR Trutas. Letras iguais indicam valores iguais.



Já os pontos BR8 (montante) e BR9 (jusante), não mostraram diferenças estatísticas significativas. Os *outliers* (BR1 59,9 e BR9 38,8 mg.L⁻¹) se referem a coletas realizadas após períodos de chuva ocorridos na véspera e noite anterior à coleta (01/06/2014).

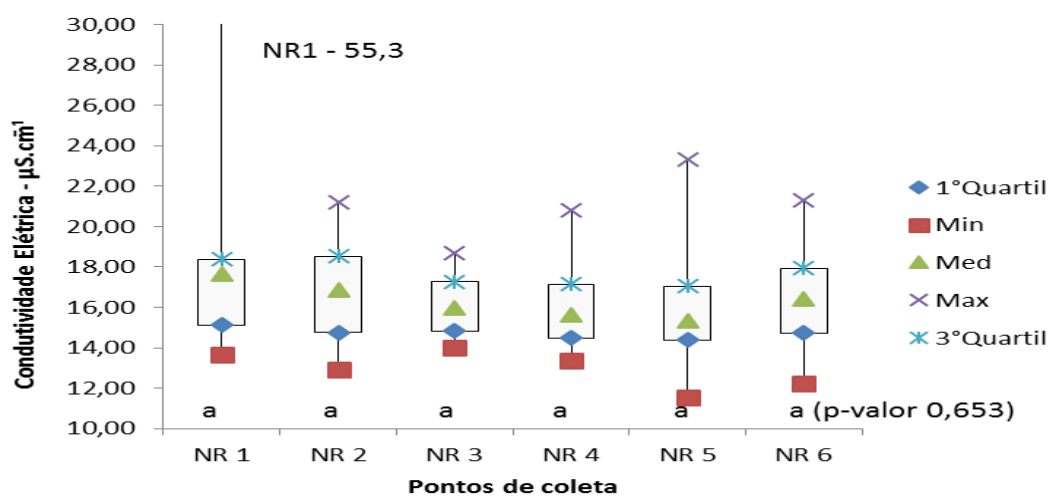
Figura 25. Concentração de sólidos totais dissolvidos na água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na truticultura Brumado. Letras iguais indicam valores iguais.



A CE está diretamente relacionada à dissociação iônica de sais dissolvidos na água que leva a condução da corrente elétrica pela água. Na NR Trutas, como pode ser visto na figura 26.

A condutividade manteve-se num patamar similar em todos os pontos havendo uma maior amplitude de variação nos pontos iniciais (NR1 e NR2) mantendo uma maior estabilidade nos pontos finais, mas sem diferenças ($p > 0,05$) estatísticas significativas. Estes dados não estão de acordo com os dados obtidos por outros autores, Boaventura et al. (1997), Camargo et al. (2011), Koçer e Sevgili (2014), e Caramel et al. (2014) onde houve aumento de condutividade dos efluentes de truticulturas (39 para 83 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$; 637,9 para 722,7 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$; 267 para 375 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e de 10,5 para 12,93 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ respectivamente). Na truticultura Brumado, como pode ser visto na Figura 27, a CE manteve-se num patamar similar em todos os pontos havendo uma menor amplitude de variação no ponto BR2 onde sempre esteve sem peixes mantendo uma maior estabilidade nos pontos finais, mas sem diferenças estatísticas significativas entre os pontos BR8 (montante) e BR9 (jusante). Também houve um ponto extremo em BR1 com 108,5 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e em BR9 (*outliers*) que coincidiu com um período em que houve chuva na noite anterior à manhã da coleta (01/06/2014).

Figura 26. Condutividade elétrica medida na água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na NR Trutas. Letras iguais indicam valores iguais.

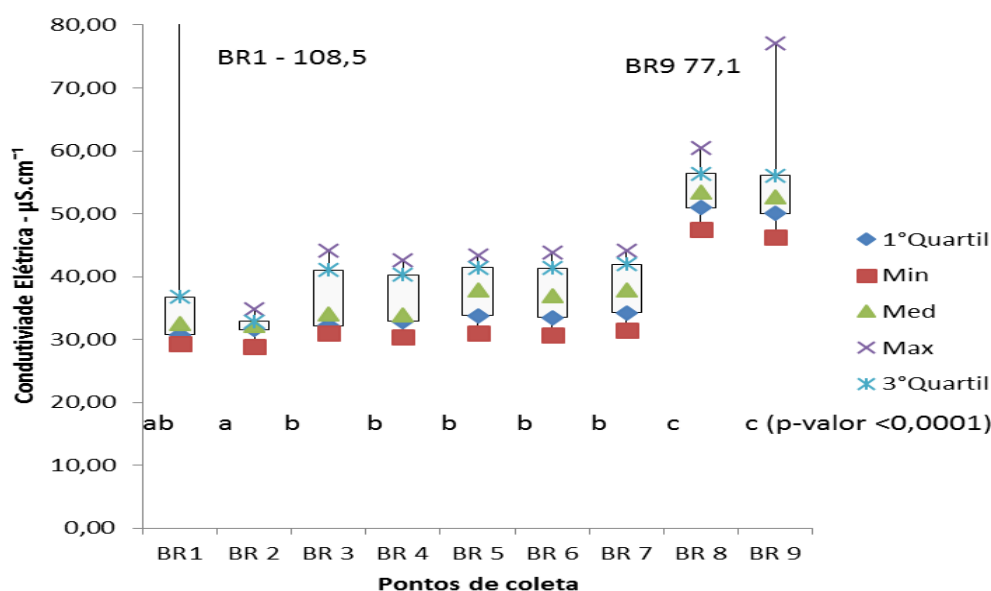


Na truticultura Brumado, como pode ser visto na Figura 27, a CE manteve-se num patamar similar em todos os pontos havendo uma menor amplitude de variação no ponto BR2 onde sempre esteve sem peixes mantendo uma maior estabilidade nos pontos finais, mas sem diferenças estatísticas significativas entre os pontos BR8 (montante) e BR9 (jusante). Também houve um ponto extremo em BR1 com 108,5 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e em BR9 (*outliers*) que coincidiu com um período em que houve chuva na noite anterior à manhã da coleta (01/06/2014).

Na NR Trutas a turbidez encontrada em todos os pontos, tanto no afluente quanto nos efluentes, se mostrou num padrão abaixo do limite indicado pela Deliberação COPAM-CERH-MG nº 1, para os corpos d'água classificados como Classe I de até 40 UNT (unidade nefelométrica de turbidez) como pode ser verificado na figura 28 e num nível de variação semelhante tanto no afluente como nos efluentes, mas sem diferenças significativas ($p>0,05$).

As análises realizadas com cone de *Imhoff*, como pode ser visto na figura 31, não mostraram a presença de sólidos sedimentáveis durante todas as coletas com exceção das coletas realizadas em dias chuvosos.

Figura 27. Condutividade elétrica medida na água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na truticultura Brumado. Letras iguais indicam valores iguais.

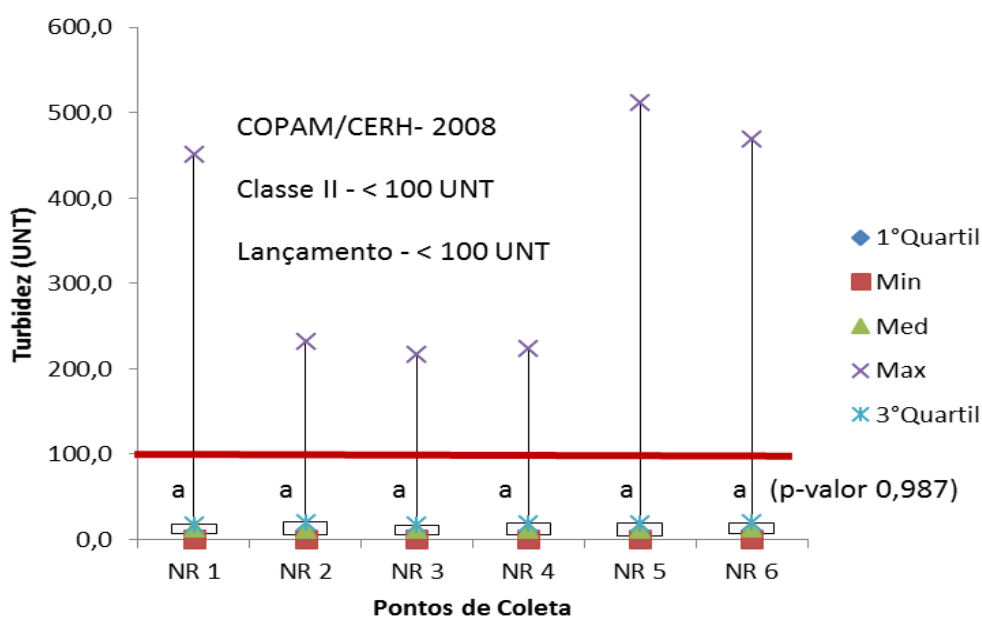


Os extremos de turbidez encontrados em todos os pontos analisados coincidiram com a coleta ter sido realizada na manhã posterior a ocorrência de chuva durante toda a noite. Todos os autores que avaliaram este parâmetro mostraram aumento da turbidez, na maioria dos casos associada a biometrias e principalmente despesca. Também ocorrendo com os efluentes de truticultura estudados por Boaventura et al. (1997) (1,3 para 9,6 NTU), Camargo et al. (2011) (0,71 para 4,67 NTU) e Koçer e Sevgili (2014) (1 para 149 NTU).

Na truticultura Brumado (figura 29) também a turbidez se manteve em níveis muito abaixo da requerida pela legislação e também sem mostrar diferenças significativas ($p>0,05$) entre os pontos a montante (BR8) e a jusante (BR9). Os extremos de turbidez (*outliers*) encontrados principalmente nos pontos BR8 e BR9 (como já dito anteriormente

pertencentes a outro corpo d'água) coincidiram também com chuvas ocorridas na noite anterior e durante a coleta. Na NR Trutas a alcalinidade que define a capacidade tampão ou de neutralização de ácidos manteve-se em todos os pontos com uma mediana de 20 mg.L⁻¹ de CaCO₃, sem diferenças significativas ($p>0,05$) entre os pontos de coleta, estando dentro dos padrões limites recomendados por Wedemeyer (1997), para criação intensiva de peixes ($> 20 \text{ mg.L}^{-1}$) (figura 31). Adicionalmente, Boaventura et al. (1997) observaram aumento da alcalinidade de efluentes de truticultura de 4,4 para 7,6 mg.L⁻¹.

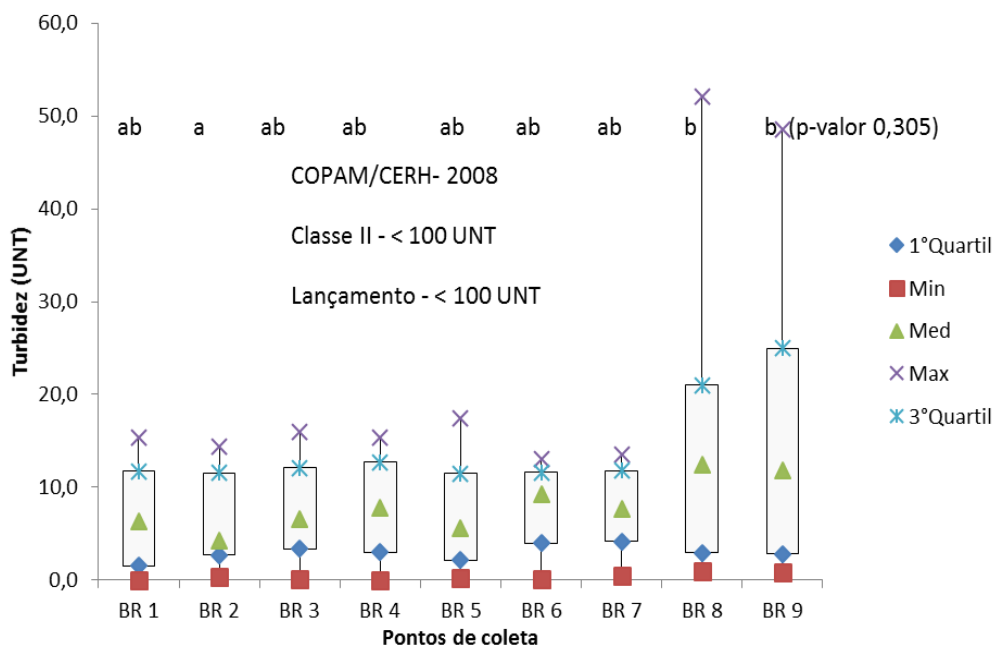
Figura 28. Turbidez medida na água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na NR Trutas. Faixa vermelha indica limite para Classe II e para lançamento (COPAM/CERH-2008). Letras iguais indicam valores iguais.



Na NR Trutas a alcalinidade que define a capacidade tampão ou de neutralização de ácidos manteve-se em todos os pontos com uma mediana de 20 mg.L⁻¹ de CaCO₃, sem diferenças significativas ($p>0,05$) entre os pontos de coleta, estando dentro dos padrões limites recomendados por Wedemeyer (1997), para criação intensiva de peixes ($> 20 \text{ mg.L}^{-1}$) (figura 31). Outros autores avaliando a alcalinidade de efluentes de truticultura observaram aumento de 4,4 para 7,6 mg.L⁻¹ (Boaventura et al., 1997).

Já na truticultura Brumado a alcalinidade manteve-se em todos os pontos com uma mediana abaixo de 30 mg.L⁻¹ de CaCO₃ em todos os pontos de coleta exceto nos pontos BR8 e BR9 que pertencem ao córrego receptor dos efluentes, sem diferenças ($p>0,05$) significativas a montante e jusante do córrego Brumado.

Figura 29 - Turbidez medida na água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na truticultura Brumado. Letras iguais indicam valores iguais.



Alcalinidade nesta truticultura é mais alta que na NR Trutas mas estão dentro dos padrões limites recomendados por Wedemeyer (1997), para criação intensiva de peixes ($> 20\text{mg.L}^{-1}$) como se pode ver na figura 32. Aumentos da alcalinidade podem estar relacionados a entrada de carbonatos e bicarbonatos pela lixiviação.

Figura 30 - Cones imhoff após 60 minutos de sedimentação.



Figura 31 - Alcalinidade medida na água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na NR Trutas. Letras iguais indicam valores iguais.

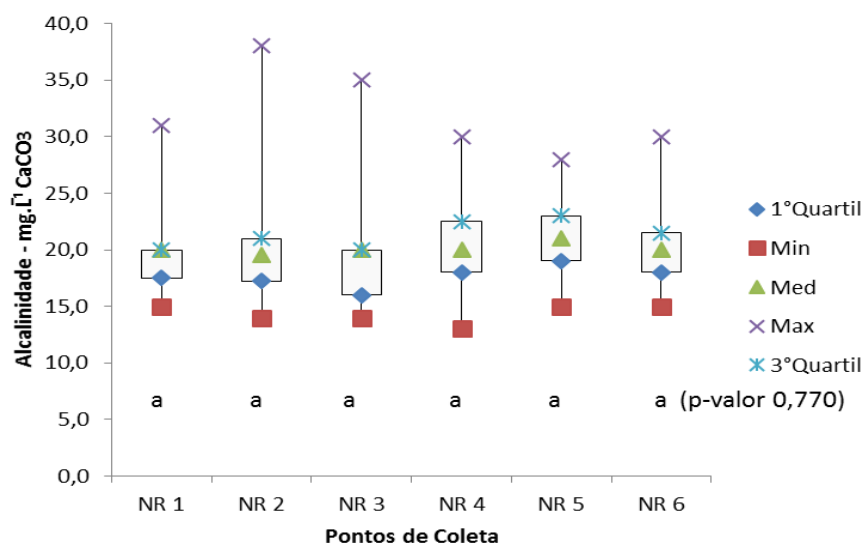
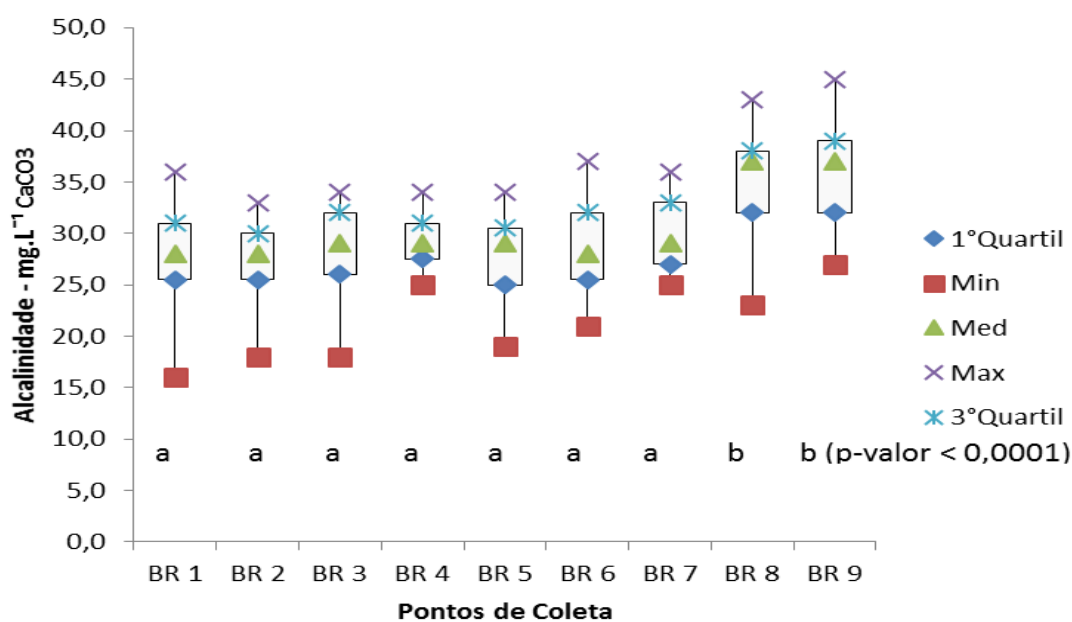


Figura 32 - Alcalinidade medida na água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na truticultura Brumado. Letras iguais indicam valores iguais.

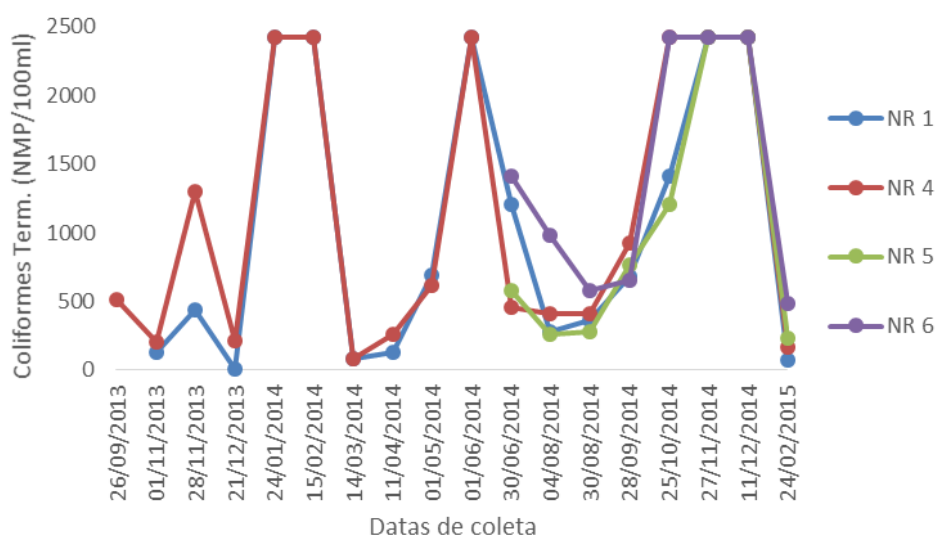


Os coliformes termotolerantes são bactérias pertencentes ao grupo dos coliformes totais, caracterizados pela presença da enzima galactosidase e pela capacidade de fermentar a lactose. Estas bactérias apresentam produção de gás, no prazo de 24 horas a $\pm 44-45^{\circ}\text{C}$, em meios contendo sais biliares ou outros agentes tenso-ativos com propriedades inibidoras semelhantes. Questiona-se a utilização destes organismos como indicadores devido ao seu tempo de sobrevivência ser muito menor do que o de alguns

patógenos, e também por estarem presentes em fezes de animais de sangue quente, em solos, plantas ou quaisquer corpos d'água contendo matéria orgânica (CONAMA, 2000). Devido a este fato, outras bactérias têm sido sugeridas para indicar a qualidade de águas, entre elas, a *Escherichia coli* é atualmente utilizada pelas estações de tratamento de água como indicador de maior representatividade da contaminação fecal. A *E. coli* é abundante em fezes humanas e de animais de sangue quente, tendo somente sido encontrada em esgotos, efluentes, águas naturais e solos que tenham recebido contaminação fecal recente (CONAMA, 2000).

Os coliformes termotolerantes mostraram ocorrência similar tanto no afluente quanto no efluente e com picos que ocorreram em fevereiro, março, junho e novembro/2014, correspondentes a períodos chuvosos anteriores à coleta como pode ser visto na figura 33 (os coliformes foram analisados somente nos pontos NR1 afluente, NR4 efluente, NR5 montante e NR6 jusante).

Figura 33 - Ocorrência de coliformes termotolerantes na água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na truticultura NR. NMP= número mais provável.



Os resultados obtidos nos pontos de coleta não mostraram diferenças estatisticamente significativas como pode ser visto na figura 34. Com a presença destes picos de coliformes após períodos chuvosos deve-se evitar manejos, como por exemplo, biometrias, que poderiam provocar lesões nos indivíduos levando a uma maior morbidade. Os valores das médias geométricas dos coliformes estão de acordo com o enquadramento na Classe II da Deliberação COPAM-CERH-MG nº 1 de 1 de maio de 2008, para corpos d'água (seis análises anuais devem apresentar 80% ou menos das

amostras com contagens inferiores a 1000 UFC por 100 mL). Koçer e Sevgili (2014) observaram aumento dos coliformes (de 340 até para 22000 UFC por 100 mL) nos efluentes de truticulturas.

Na truticultura Brumado os coliformes termotolerantes mostraram diferença estatística significativa ($p < 0,05$) entre o ponto BR1 (afluente a truticultura), proveniente de uma nascente, e os pontos BR7 (efluente), BR 8 (montante) e BR9 (jusante) mas não houve diferenças significativas ($p > 0,05$) os pontos BR8 (montante) e BR9 (jusante), de descarga no córrego Brumado, como pode ser visto na Figura 35. Pode-se observar uma distribuição similar tanto no efluente quanto nos pontos a montante e jusante, com picos que ocorreram em fevereiro, março, junho e novembro/2014 correspondentes a períodos chuvosos anteriores à coleta (chuva durante toda a noite anterior à coleta) como pode ser visto na Figura 36 (os coliformes foram analisados somente nos pontos BR1 afluente, BR7 efluente, BR8 montante e BR9 jusante).

No ponto BR1, afluente à truticultura, foi observado um valor bem baixo em praticamente todo o período de coleta provavelmente por se tratar de uma nascente que vem da Serra da Mantiqueira com pouca ação antropogênica.

A Truticultura Brumado mostrou diferenças significativas para os coliformes termotolerantes entre os pontos BR1 e BR7, BR8 e BR9 confirmado pelo teste *Kruskal-Wallis* seguido de comparação múltiplas pareadas (figura 37).

Figura 34 - Coliformes termotolerantes na água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na truticultura NR. Letras iguais indicam valores iguais. NMP= número mais provável.

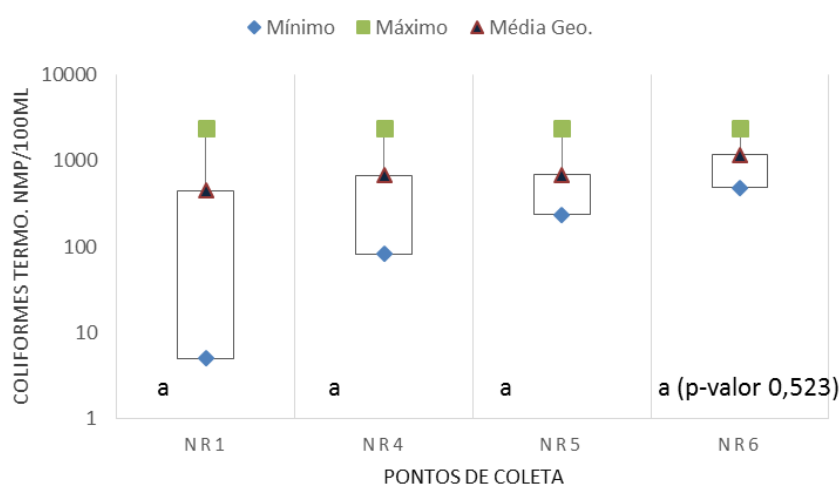


Figura 35 - Coliformes Termotolerantes da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na truticultura Brumado. Letras iguais indicam valores iguais. NMP – número mais provável.

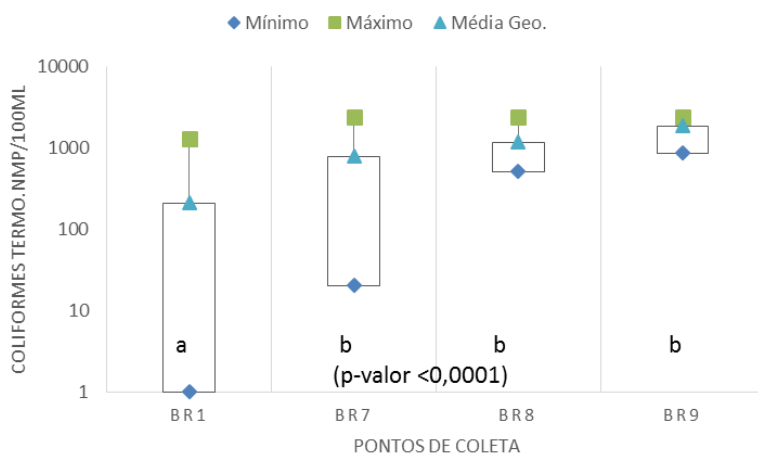
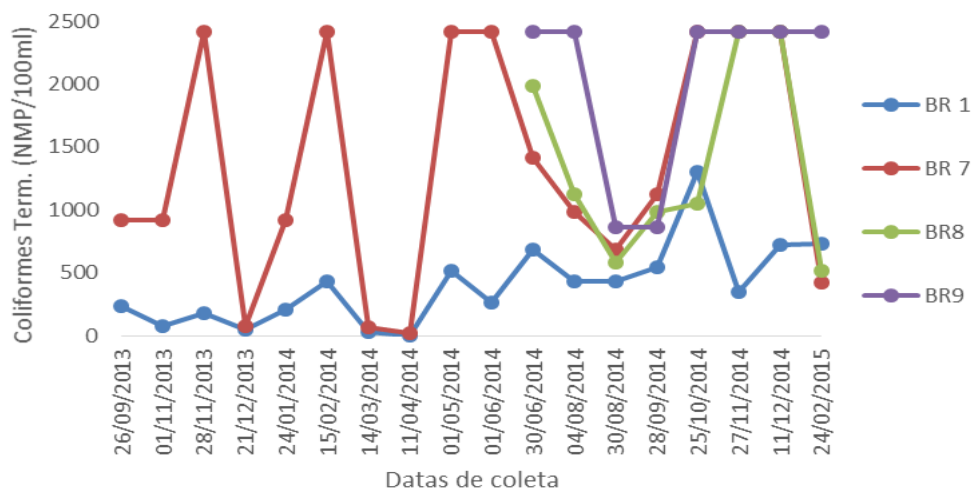


Figura 36 - Ocorrência de coliformes termotolerantes da água dos diferentes pontos de coleta durante o período de estudo na truticultura Brumado.



As pisciculturas podem causar diversos efeitos sobre as comunidades aquáticas pelas modificações das condições ambientais a jusante de suas descargas. Os seus efluentes podem conter três diferentes tipos de poluentes (Jones, 1990; Boaventura et al., 1997): 1- Bactérias patogênicas, vírus e parasitas; 2- Drogas e desinfetantes para controle de doenças e parasitas; 3- Resíduos de alimentos e fezes de peixes. Sendo que este último parece ser o mais importante nas modificações biológicas e físico-químicas a jusante das descargas das pisciculturas principalmente quando dietas artificiais peletizadas são usadas.

Figura 37. Teste estatístico *Kruskal-Wallis* para dados não paramétricos, seguido de comparação múltiplas pareadas para os coliformes termotolerantes na Truticultura Brumado.

Teste de Kruskal-Wallis:		Diferenças significativas:				
K (Valor observado)	21,988		BR 1	BR 7	BR8	BR9
K (Valor crítico)	7,815	BR 1	Não	Sim	Sim	Sim
GL	3	BR 7	Sim	Não	Não	Não
p-valor (bilateral)	< 0,0001	BR8	Sim	Não	Não	Não
alfa	0,05	BR9	Sim	Não	Não	Não

Finalizando, destaca-se que as duas truticulturas mostraram resultados similares apesar de possuírem algumas características diferentes: 1- A NR Trutas tem utilizado suas estruturas para engorda e os indivíduos mais jovens são mantidos nos tanques de entrada de água e vão sendo transferidos para os tanques posteriores à medida que aumentam seu peso corporal. Assim os indivíduos com o peso de abate (de 300 a 500 g) são mantidos nos últimos tanques. Essa truticultura possui um tanque de decantação que fica após as saídas dos últimos tanques (NR3 e NR4) sendo que os efluentes dos tanques que desaguam no ponto NR2 não passam pelo tanque de decantação, desaguando diretamente no rio de Bicas. Assim, durante a lavagem dos tanques de criação há um aumento de nível dos parâmetros de qualidade de água (principalmente da turbidez, DBO, CE, STD, sólidos totais sedimentáveis, fosfato, nitrato, etc), o que pode levar a eutrofização do corpo d'água. Essa mesma truticultura nos primeiros meses não possuía aeradores em funcionamento, o que só ocorreu na fase final da pesquisa (aproximadamente nos últimos seis meses); 2- A truticultura Brumado tem atuado na reprodução e larvicultura e tem mantido certo estoque de peixes para engorda, utilizado para consumo na propriedade. Os reprodutores têm sido mantidos nos últimos três tanques (correspondentes aos pontos BR5, BR6 e BR7). Lavagens periódicas de todos os tanques de criação têm sido realizadas, levando ao aumento dos níveis dos parâmetros de qualidade da água analisados. O tanque que correspondeu ao ponto BR2 não foi povoado com peixes durante a pesquisa. A referida truticultura não possuía aeradores, mas os peixes eram mantidos em uma densidade muito baixa.

4.1 QUALIDADE DAS ÁGUAS

A quantificação da carga poluidora que afluí a um corpo d'água é um elemento fundamental para qualquer manejo que objetive o uso sustentável da água e a sua conservação. Quando se trata de manancial para abastecimento público torna-se possível

definir relações de causa e efeito entre as condições de ocupação da bacia e a qualidade das águas através da análise integrada entre os dados de qualidade da água e as características de uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica, juntamente com a distribuição da população e a disponibilidade de infraestrutura urbana (von Sperling, 2014).

A quantificação das cargas poluidoras afluentes ao corpo d'água, sob o ponto de vista de von Sperling (2014), torna-se necessária para a avaliação do impacto da poluição e da eficácia das medidas de controle, sendo necessários levantamentos de campo na área de estudo, incluindo amostragem de poluentes, análises de laboratório, medição de vazões entre outros. A carga poluidora é calculada através do produto da concentração do poluente pela vazão e é dada em quilograma por dia. É mais utilizado a DBO para a representação da carga devido a sua maior quantificação da matéria orgânica presente na água. O Equivalente Populacional é um importante caracterizador da descarga de efluentes pois traduz o potencial poluidor produzido por determinada população e é calculado dividindo-se a carga por 0,054 que é utilizado pela literatura internacional para caracterizar a contribuição per capita de DBO ($\text{kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$).

Na tabela 3 pode-se verificar assim a carga e equivalente populacional nos sete pontos efluentes monitorados na truticultura Brumado onde aumentou nos pontos onde haviam mais reprodutores alocados, mas não havendo diferença estatística entre o ponto BR8-montante e BR9-jusante, havendo até uma melhora na carga poluidora a jusante.

Tabela 3. Carga e Equivalente populacional em termos de DBO nos pontos efluentes monitorados na truticultura 2 (Brumado).

Pontos	Carga(kg.d^{-1})	Equivalente Populacional(hab)
BR2	1,7	31,5
BR3	1,7	31,5
BR4	1,8	33,3
BR5	2,3	45,6
BR6	2,3	45,6
BR7	2,1	38,9

Na tabela 4 pode-se verificar também a carga e equivalente populacional nos três pontos efluentes monitorados na NR Trutas na qual observa-se diminuição da carga do ponto NR2 para os pontos NR3 e NR4. Não houve aumento significativo ($p>0,05$) entre o ponto NR5-montante e NR6-jusante. Nota-se que a carga inicial já é bem alta principalmente quando comparada a carga do córrego Brumado receptor dos efluentes da truticultura Brumado.

Tabela 4. Carga e Equivalente populacional em termos de DBO nos pontos efluentes monitorados na truticultura 1 (NR trutas)

Pontos	Carga(kg.d ⁻¹)	Equivalente Populacional(hab)
NR2	170,5	3156,8
NR3	145,4	2692,6
NR4	138,7	2568,1

Pode-se verificar pelos gráficos das vazões, que a NR Trutas 1 está menos sujeita a variações na vazão devido a uma derivação feita em uma barragem com comportas que controlam os níveis de entrada de água a mais ou menos 200 m. a montante da fazenda. As vazões foram medidas pontuais realizadas somente nas datas de coletas das amostras (de 30 em 30 dias aproximadamente).

Na figura 38 e 39 podem ser vistas as vazões coletadas na truticultura Brumado e NR Trutas, respectivamente.

Figura 38. Vazão coletada no ponto BR1 afluente à truticultura 2 (Brumado).

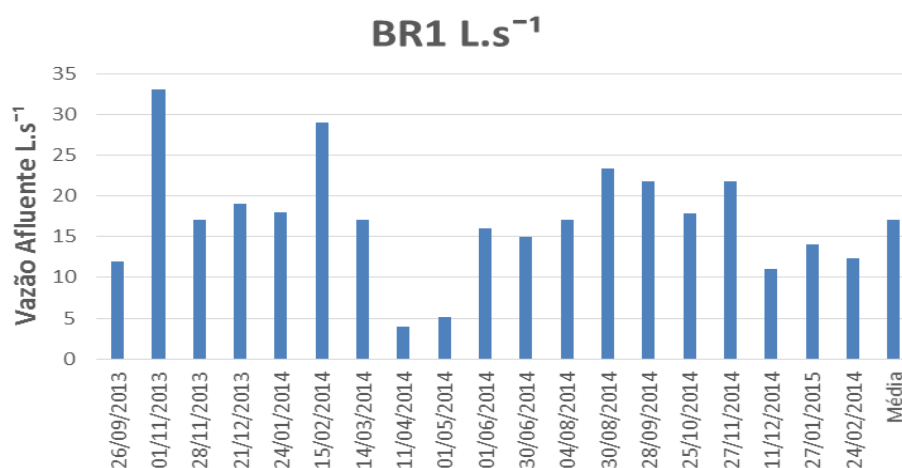
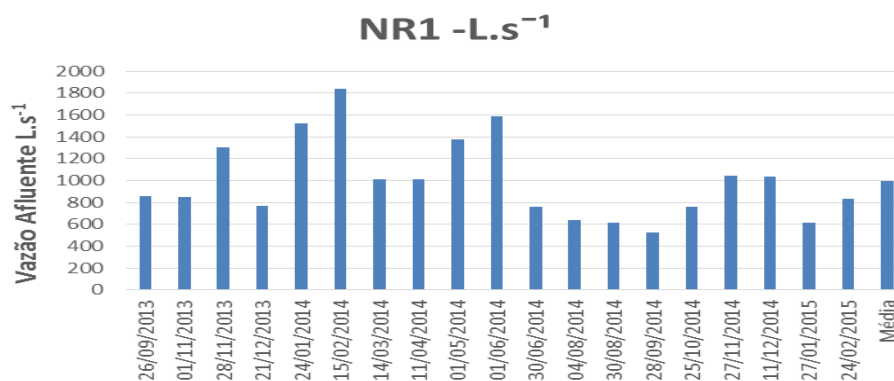


Figura 39. Vazão coletada no ponto NR1 afluente à truticultura 1 (NR trutas).



5 CONCLUSÕES

Foi possível concluir que não houve alterações significativas ($p > 0,05$) em nenhum dos parâmetros avaliados entre os pontos a montante (NR5 e BR8) e a jusante (NR6 e BR9) do rio de Bicas e do córrego Brumado, respectivamente, atendendo assim à legislação vigente. Os parâmetros que tiveram alteração entre o ponto afluente e os pontos efluentes foram: 1- oxigênio dissolvido (diminuiu a concentração), devido a sua utilização pelos organismos criados em grande densidade; 2- pH (diminuiu), devido a quantidade de ração lançada na água que promove uma acidificação do meio; 3- nitrogênio amoniacal (aumentou) pelo próprio processo de excreção da amônia pelos peixes e transformação da proteína da ração; 4 - nitrato (aumentou) já que com a alta concentração de oxigênio na água existe a transformação da amônia em nitrito e subsequentemente em nitrato pelas bactérias nitrificantes. Algumas destas alterações, apesar de pequenas, mostraram-se estatisticamente significativas, mas nos níveis dos padrões de conforto para a espécie cultivada (Wedemeyer, 1997) e em níveis de conformidade com o padrão de lançamento de efluentes da Deliberação COPAM-CERH-MG nº 1, de 1 de maio de 2008. Estas alterações foram vistas tanto para a NR Trutas quanto para a Truticultura Brumado que também mostrou alterações significativas para os sólidos totais dissolvidos e condutividade elétrica. Nenhum dos parâmetros de qualidade de água analisados mostrou diferenças significativas entre os pontos de coleta a jusante (NR5 e BR8) e a montante (NR6 e BR9) dos pontos de lançamento no córrego receptor, apesar da produção de 10 toneladas de peixes ao mês com a inserção de aproximadamente 18 toneladas de ração ao mês. Isto se deve provavelmente ao manejo adequado da NR Trutas e a grande vazão média de $1.000 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ que é utilizada para o cultivo. Os picos (*outliers*) de elevação da concentração de alguns parâmetros (DBO, fosfato, STD, CE, nitrito, etc) observados durante o processo de lavagem dos tanques se assemelham aos picos observados durante episódios de chuvas por períodos de tempo elevado e com grandes volumes.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

São necessárias mais pesquisas para avaliar também as alterações provocadas pelos efluentes nas comunidades microbiológicas e ecológicas (principalmente os macroinvertebrados bentônicos) que poderiam funcionar como indicadores biológicos da poluição e também para avaliar a se a descarga destes efluentes provocariam alterações a jusante da truticultura. Deveriam também ser melhor avaliados os efluentes gerados

durante a descarga da lavagem dos tanques e dos sedimentos do tanque de sedimentação. Deve-se avaliar a possibilidade de colocação de filtros rápidos na NR Trutas.

7 REFERÊNCIAS

- AMIRKOLAIE, A. K. Environmental impact of nutrient discharged by aquaculture waste water on the Haraz river. *Journal of Fisheries and Aquatic Science*, v. 3, n. 5, p. 275-279, 2008.
- APHA - American Public Health Association. *Standard methods for examination of water and wastewater*. USA: 2008.
- BACCARIN, A. E.; CAMARGO, A. F. M. Characterization and evaluation of 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.
- BERGHEIM, A.; BRINKER, A. Effluent treatment for flow through systems and European Environmental Regulations. *Aquacultural Engineering*, v. 27, p. 61-77, 2003.
- BOAVENTURA, R.; PEDRO, A. M.; COIMBRA, J. Trout farm effluents: characterization and impact on the receiving streams. *Environmental Pollution*, v. 95, n. 3, p. 379-387, 1997.
- BOERSEN, G.; WESTERS, H. Waste solids control in hatchery raceways. *The Progressive Fish Culturist*, v. 48, p. 151-154, 1986.
- BONISLAWSKA, M.; MOKRZYCKA, M.; BRYSIIEWICZ, A.; NEOZAREK, A.; TÓRZ, A. The effect of effluents from rainbow trout ponds on water quality in the Gowienica river. *Journal of Water and Land Development*, n. 19, p. 23-30, 2013.
- BOYD, C. E. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. *Aquaculture*, v. 226, p. 101-112, 2003.
- CAMARGO, J. A. The importance of biological monitoring for ecological risk assessment of freshwater pollution: a case study. *Environmental International*, v. 20, n. 2, p. 229-238, 1994.
- CAMARGO, J.A.; GONZALO, C.; ALONZO, A. Assessing trout farm pollution by biological metrics and indices based on aquatic macrophytes and benthic macroinvertebrates: A case study. *Ecological Indicators*, v.11, p. 911-917, 2011.
- CAMEL, B. P.; MORAES, M. A. B.; CARMO, C. F.; VAZ-DOS-SANTOS, A. M.; TABATA, Y. A.; OSTI, J. A. S.; ISHIKAWA, C. M.; CERQUEIRA, M. A. S.; MERCANTE, C. T. J. Water quality assessment of a trout farming effluent, Bocaina, Brazil. *Journal of Water Resource and Protection*, n. 6, p. 909-915, 2014.
- CHAMUN, C.C. *Avaliação da poluição difusa de esgoto doméstico veiculado à bacia hidrográfica urbana*. 2008, 157 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, RS.

- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução 274 de 29/11/2000. *Diário Oficial da União*. 18, p. 70-71, 25/01/2001. Define o critério de balneabilidade em águas brasileiras. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA_RES_CONS_2000_274.pdf>. Acessado em 13/09/2014.
- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução 357 de 17/03/2005. *Diário Oficial da União*. 53, p. 58-63, 18/03/2005. Dispõe sobre a classificação das águas. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/2086.html>> acessado em 11/02/2014.
- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução 430 de 13/05/2011. *Diário Oficial da União*. 92, p. 89-97, 16/05/2011. Padrão de lançamento de efluentes. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/propresol_lanceflue_30e31mar11.pdf> acessado em 18/04/2014.
- COPAM/CERH-MG - DELIBERAÇÃO NORMATIVA CONJUNTA nº 1, de 5 de maio de 2008. Disponível em <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idnorma=8151> acessado em 30/07/2014.
- DALSGAARD, J.; PEDERSEN, P.B. Solid and suspended/dissolved waste (N, P, O) from rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, v. 313, p. 92-99, 2011.
- d'ORBCASTEL, E.; BRANCHETON, J-P.; BOUJARD, T. Comparison of two methods for evaluating waste of a flow through trout farm. *Aquaculture*, v. 274, p. 72-79, 2008.
- d'ORBCASTEL, E.; BRANCHETON, J-P.; AUBIN, J. Towards environmentally sustainable aquaculture: Comparison between two trout farming systems using Life Cycle Assessment. *Aquacultural Engineering*, v. 40, p. 113-119, 2009.
- EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E. Standard methods for examination of water and wastewater. *19th ed American Public Health Association*, Washington D.C., 1018 p, 1995.
- FAO - *Food and agriculture organization of the United Nations*. FishStatJ, 2014.
- FARIA, A. 1953. Notas sobre a biologia da truta “arco-íris” - *Salmo gairdneri irideus* (Gibbons) - importada da Dinamarca e introduzida em rios do Sertão da Bocaina, Município de Bananal, Estado de São Paulo, *Rio de Janeiro: MA, DNPA*, p. 31-36, 1953.
- FOY, R. H.; LENNOX, S. D.; SMITH, R.V. Assessing the effectiveness of regulatory controls on farm pollution using chemical and biological indices of water quality and pollution statistics. *Water Research*, v. 35, n. 12, p. 3004-3012, 2001.
- GUILPART, A.; ROUSSEL, J-M.; AUBIN, J.; CAQUET, T.; MARLE, M.; LE BRIS, H. The use of benthic invertebrate community and water quality analyses to assess

ecological consequences of fish farm effluents in rivers. *Ecological Indicators*, v. 23, p. 356-365, 2012.

INPE/CRN/SINDA – *Índices Pluviométricos. Décio Freire dos Reis, comunicação pessoal em 21/08/2014.*

JONES, J. G. Pollution from fish farms. *Journal Institute Water Environmental Management*, v. 4, p. 14-18, 1990.

KOÇER, M. A. T.; SEVGILI, H. Parameters selection for water quality index in the assessment of the environmental impacts of land-based trout farms. *Ecological Indicators*, v. 36, p. 672-681, 2014.

LOCH, D.D.; WEST, J. L.; PERLMUTTER, D.G. The effect of trout farm effluent on the taxa richness of benthic macroinvertebrates. *Aquaculture*, v. 147, p. 37-55, 1996.

MAILLARD, V. M.; BOARDMAN, G. D.; NYLAND, J. E.; KUHN, D. D. Water quality and sludge characterization at raceway-system trout farms. *Aquacultural Engineering*, v. 33, n. 4, p. 271-284, 2005.

MACMILLAN, J. R.; HUDDLESTON, T.; WOOLLEY, M.; FOTHERGILL, K. Best management practice development to minimize environmental impact from large flow-through trout farms. *Aquaculture*, v. 226, p. 91-99, 2003.

MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA - MPA. *Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura*. 2012.

OSTRENSKY, A.; BORGHETTI, J. R.; SOTO, D. *Estudo Setorial para Consolidação de uma Aquicultura Sustentável no Brasil*. Curitiba, 249 p., 2007.

PRATA, H. M. S. *Impacto de uma truticultura num pequeno rio da bacia hidrográfica do Douro*. Dissertação (Mestrado) - Universidade do Porto, Portugal, 91 p., 2001.

ROSA, R. S.; AGUIAR, A. C. F.; BOECHAT, I. G.; GÜCKER, B. Impacts of fish farm pollution on ecosystem structure and function of tropical headwater streams. *Environmental Pollution*, v. 174, p. 204-213, 2013.

SCHULZ, C.; GELBRECHT, J.; RENNERT, B. Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow. *Aquaculture*, v. 217, p. 207-221, 2003.

SERVIÇO BRASILEIRO DE APOIO ÀS MICRO E PEQUENAS EMPRESAS - SEBRAE - *Manual do Sebrae*. 2013

SINDILARIU, P-D.; BRINKER, A.; REITER, R. Factors influencing the efficiency of constructed wetlands used for the treatment of intensive trout farm effluent. *Ecological Engineering*, v. 35, p. 711-722, 2009.

SINDILARIU, P-D.; SCHULZ, C.; REITER, R. Treatment of flow-through trout aquaculture effluents in a constructed wetland. *Aquaculture*, v. 270, p. 92-107, 2007.

- SINDILARIU, P-D.; WOLTER, C.; REITER, R. Constructed wetlands as a treatment method for effluents from intensive trout farms. *Aquaculture*, v. 277, p. 179-184, 2008.
- SNOW, A.; ANDERSON, B.; WOOTTON, B. Flow-through land-based aquaculture wastewater and its treatment in subsurface flow constructed wetlands. *Environmental Reviews*, v. 20, p. 54-69, 2012.
- 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*, v. 35, p. 166-178, 2006.
- TAVARES, L. H. S.; SANTEIRO, R. M. Fish farm and water quality management. *Acta Scientiarum*, v. 35, n. 1, p. 21-27, 2013.
- TRUE, B.; JOHNSON, W.; CHEN, S. Reducing phosphorus discharge from flow-through aquaculture I: facility and effluent characterization. *Aquacultural Engineering*, n. 32, p. 129-144, 2004a.
- TRUE, B.; JOHNSON, W.; CHEN, S. Reducing phosphorus discharge from flow-through aquaculture II: Hinged and moving baffles to improve waste transport. *Aquacultural Engineering*, v. 32, p. 145-160, 2004b.
- 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, p. 161-170, 2004c.
- TUNDISI, J. G ; TUNDISI, T. M. Limnologia. *Oficina de textos*. São Paulo, 631 p., 2008.
- TUNDISI, J.G. Recursos hídricos no Brasil: problemas, desafios e estratégias para o future. *Academia Brasileira de Ciências*. Rio de Janeiro. 76 p., 2014.
- VIADERO Jr, R.C.; CUNNINGHAM, J.H.; SEMMENS, K. J.; TIERNEY, A. E. Effluent and production impacts of flow-through aquaculture operations in West Virginia. *Aquacultural Engineering*, n. 33, p. 258-270, 2005.
- von SPERLING, M. Análise dos padrões brasileiros de qualidade de corpos d'água e de padrões de lançamento de efluentes líquidos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 3, n. 1, p.111-132, 1998.
- von SPERLING, M. Coliformes e pH – Médias aritméticas, medias geométricas e medianas. *21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2001.
- von SPERLING, M. Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. *Editora UFMG*. Belo Horizonte. 472 p., 2014.
- WEDEMEYER, G. A. Effects of rearing conditions on the health and physiological quality of fish in intensive culture. In: IWAMA, G. K.; PICKERING, A. D.; SUMPTER, J. P.; SCHRECK, C.B. (Ed.). *Fish and stress and health in aquaculture*. United Kingdom: Cambridge University Press, p. 35-71, 1997.

8 ANEXOS

Anexo 1. RESOLUÇÃO No. 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005, do CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA

As águas doces são classificadas em:

I - classe especial: águas destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção
- b) a preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas e,
- c) a preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

II - classe 1: águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado;
- b) a proteção das comunidades aquáticas;
- c) a recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000;
- d) a irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e
- e) a proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.

III - classe 2: águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;
- b) a proteção das comunidades aquáticas;
- c) a recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000;
- d) a irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e
- e) a “aquicultura” e a atividade de pesca.

IV - classe 3: águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado;
- b) a irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;
- c) a pesca amadora;
- d) a recreação de contato secundário; e
- e) a dessedentação de animais.

V - classe 4: águas que podem ser destinadas:

- a) a navegação; e

b) a harmonia paisagística.

Assim este estudo irá utilizar como referência os padrões de qualidade da classe 2 que é indicado para o uso em aquicultura e que define os seguintes parâmetros:

I - não será permitida a presença de corantes provenientes de fontes antrópicas que não sejam removíveis por processo de coagulação, sedimentação e filtração convencionais;

II - coliformes termotolerantes: para uso de recreação de contato primário deverá ser obedecida a Resolução CONAMA nº 274, de 2000. Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 (seis) amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. A *E. coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente;

III - cor verdadeira: até 75 mg Pt.L⁻¹;

IV - turbidez: até 100 UNT;

V - DBO 5 dias a 20°C até 5 mg.L⁻¹ O₂;

VI - OD, em qualquer amostra, não inferior a 5 mg.L⁻¹ O₂;

VII - clorofila *a*: até 30 µg.L⁻¹;

VIII - densidade de cianobactérias: até 50.000 cel.mL⁻¹ ou 5 mm³.L⁻¹; e,

IX - fósforo total:

a) até 0,030 mg.L⁻¹, em ambientes lênticos; e,

b) até 0,050 mg.L⁻¹, em ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico.

A Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de Maio de 2008 emitida pelo Conselho Estadual de Política Ambiental do estado de Minas Gerais segue as normas das resoluções federais com algumas modificações específicas ao estado e além de classificar e enquadrar os corpos d'água superficiais estabelece os seguintes padrões de lançamento de efluentes para os corpos d'água:

“Nas águas de classe especial é vedado o lançamento de efluentes ou disposição de resíduos domésticos, agropecuários, de aquicultura, industriais e de quaisquer outras fontes de poluição, mesmo que tratados. ”

§ 1º Nas demais classes de água, o lançamento de efluentes deverá, simultaneamente:

I - atender às condições e padrões de lançamento de efluentes;

II - não ocasionar a ultrapassagem das condições e padrões de qualidade de água, estabelecidos para as respectivas classes, nas condições da vazão de referência; e

III - atender a outras exigências aplicáveis, especialmente aquelas estabelecidas nos planos de recursos hídricos.

§ 2º No corpo de água em processo de recuperação, o lançamento de efluentes observará as metas progressivas obrigatórias, intermediárias e final.

Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água desde que obedecem às condições e padrões previstos neste artigo, resguardadas outras exigências cabíveis:

§ 1º O efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de toxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente.

§ 2º Os critérios de toxicidade previstos no § 1º devem se basear em resultados de ensaios ecotoxicológicos padronizados, utilizando organismos aquáticos, e realizados no efluente.

§ 3º Nos corpos de água em que as condições e padrões de qualidade previstos nesta Deliberação Normativa não incluam restrições de toxicidade a organismos aquáticos, não se aplicam os parágrafos anteriores.

§ 4º Condições de lançamento de efluentes:

I - pH entre 6,0 a 9,0;

II - temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura;

III - materiais sedimentáveis: até 1 mL.L⁻¹ em teste de 1 hora em cone *Imhoff*. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes;

IV - regime de lançamento com vazão máxima de até 1,5 vezes a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor, exceto nos casos permitidos pela autoridade competente;

V - óleos e graxas:

a) óleos minerais: até 20 mg.L⁻¹;

b) óleos vegetais e gorduras animais: até 50 mg.L⁻¹.

VI - ausência de materiais flutuantes;

VII – DBO: até 60 mg.L⁻¹ ou:

a) tratamento com eficiência de redução de DBO em no mínimo 60% e média anual igual ou superior a 70% para sistemas de esgotos sanitários e de percolados de aterros sanitários municipais; e

b) tratamento com eficiência de redução de DBO em no mínimo 75% e média anual igual ou superior a 85% para os demais sistemas.

VIII - DQO - até 180 mg.L^{-1} ou:

a) tratamento com eficiência de redução de DQO em no mínimo 55% e média anual igual ou superior a 65% para sistemas de esgotos sanitários e de percolados de aterros sanitários municipais;

b) tratamento com eficiência de redução de DQO em no mínimo 70% e média anual igual ou superior a 75% para os demais sistemas;

c) Se tratar de efluentes de indústria têxtil, o padrão será de 250 mg.L^{-1} ; e

d) Se tratar de efluentes de fabricação de celulose Kraft branqueada, o padrão será de 15 kg de DQO/ tonelada de celulose seca ao ar (tSA) para novas unidades ou ampliação. Para as unidades existentes o padrão será de 20 Kg de DQO/ tonelada de celulose seca ao ar (tSA), média diária, e 15 kg de DQO/tonelada de celulose seca ao ar (tSA), média anual.

IX – Substâncias tenso ativas que reagem com azul de metileno: até $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$ de LAS, exceto para sistemas públicos de tratamento de esgotos sanitários;

X – Sólidos suspensos totais até 100 mg.L^{-1} , sendo 150 mg.L^{-1} nos casos de lagoas de estabilização;

XI- Nitrogênio amoniacal total $20,0 \text{ mg.L}^{-1} \text{ N}$.

Anexo 2. Valores dos principais parâmetros de qualidade da água analisados (média aritmética \pm desvio padrão / mediana) nos pontos de coleta NR1, NR2, NR3, NR4, NR5 e NR6 durante o período de estudo na truticultura NR trutas.

Parâmetros	Resultados					
	NR1(Afluente)	NR2	NR3	NR4	NR5(Montante)	NR6(Jusante)
DBO (mg.L ⁻¹)	1,14 \pm 0,92 / 1,1	2,27 \pm 1,75 / 2,1	1,56 \pm 1,05 / 1,4	1,53 \pm 1,02 / 1,4	1,21 \pm 0,94 / 0,9	1,84 \pm 1,30 / 1,3
OD (mg.L ⁻¹)	7,63 \pm 1,34 / 8,0	6,67 \pm 1,40 / 7,0	7,21 \pm 1,44 / 7,0	7,29 \pm 1,40 / 7,3	7,52 \pm 1,33 / 7,4	7,56 \pm 1,53 / 7,3
STD (mg.L ⁻¹)	9,94 \pm 5,11 / 8,73	8,38 \pm 1,13 / 8,43	8,05 \pm 0,71 / 8,08	8,03 \pm 1,02 / 7,81	7,75 \pm 0,97 / 7,66	8,15 \pm 1,15 / 8,20
Fosfato (mg.L ⁻¹)	0,17 \pm 0,28 / 0,015	0,27 \pm 0,35 / 0,137	0,21 \pm 0,32 / 0,069	0,20 \pm 0,39 / 0,042	0,19 \pm 0,31 / 0,029	0,21 \pm 0,38 / 0,046
NH ₃ /NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	0,05 \pm 0,05 / 0,047	0,11 \pm 0,09 / 0,079	0,18 \pm 0,38 / 0,099	0,15 \pm 0,18 / 0,123	0,06 \pm 0,06 / 0,030	0,09 \pm 0,08 / 0,090
NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	0,52 \pm 0,46 / 0,509	0,65 \pm 0,57 / 0,465	0,34 \pm 0,27 / 0,286	0,51 \pm 0,42 / 0,420	0,46 \pm 0,37 / 0,353	0,51 \pm 0,43 / 0,420
NO ₂ ⁻ (µg.L ⁻¹)	23,10 \pm 88,20 / 2,5	5,50 \pm 11,80 / 3,3	18,30 \pm 62,30 / 4,0	3,10 \pm 2,50 / 3,7	11,60 \pm 37,00 / 3,3	17,30 \pm 62,40 / 3,1
Cloretos (mg.L ⁻¹)	1,20 \pm 0,20 / 1,1	1,20 \pm 0,30 / 1,1	1,20 \pm 0,30 / 1,1	1,20 \pm 0,30 / 1,2	1,10 \pm 0,30 / 1,1	1,10 \pm 0,20 / 1,0
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	20,00 \pm 4,00 / 20,0	20,00 \pm 5,00 / 19,5	20,00 \pm 5,00 / 20,0	20,00 \pm 4,00 / 20,0	21,00 \pm 4,00 / 21,0	20,00 \pm 4,00 / 20,0
pH	7,58 \pm 0,77 / 7,41	7,24 \pm 0,66 / 7,26	7,08 \pm 0,61 / 7,06	7,00 \pm 0,50 / 6,95	7,47 \pm 0,64 / 7,65	7,07 \pm 0,59 / 7,06
Temperatura (°C)	16,00 \pm 2,50 / 16,7	16,10 \pm 2,30 / 16,8	16,20 \pm 2,40 / 16,6	16,10 \pm 2,30 / 16,7	16,10 \pm 2,20 / 16,6	16,10 \pm 2,30 / 16,7
Condut. Elet. (µS.cm ⁻¹)	19,03 \pm 9,20 / 17,64	16,81 \pm 2,33 / 16,86	16,08 \pm 1,51 / 15,95	16,04 \pm 2,05 / 15,64	16,06 \pm 2,73 / 15,35	16,38 \pm 2,41 / 16,43
Turbidez (NTU)	38,56 \pm 101,05 / 13,1	28,53 \pm 54,07 / 11,65	25,75 \pm 49,00 / 11,30	27,00 \pm 51,17 / 11,20	41,12 \pm 115,12 / 11,20	41,67 \pm 105,15 / 13,70
Colif.Term.(NMP/100mL)*	453,8			678,2	693,3	1173,8
<i>E.coli</i> (NMP/100mL)*	174,9			165,2	193,3	254,6

*Média geométrica

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio; OD - Oxigênio Dissolvido; STD - Sólidos Totais Dissolvidos; pH - Potencial Hidrogeniônico; NH₃/NH₄⁺ - Nitrogênio Amoniacal; NO₃⁻ - Nitrato; NO₂⁻ - Nitrito; *E. coli* = *Escherichia coli*.

Anexo 3. Valores dos principais parâmetros de qualidade da água analisados (média aritmética \pm desvio padrão / mediana) nos pontos de coleta BR1, BR2, BR3, BR4, BR5, BR6, BR7, BR8 e BR9 durante o período de estudo na truticultura Brumado.

Parâmetros	Resultados								
	BR1 (Atlu)	BR2	BR3	BR4	BR5	BR6	BR7	BR8 (Mont.)	BR9 (Jus.)
DBO (mg.L ⁻¹)	1,26 \pm 1,02 / 1,0	1,22 \pm 0,90 / 1,3	1,29 \pm 0,84 / 1,3	1,24 \pm 0,72 / 1,0	1,73 \pm 1,00 / 1,8	1,68 \pm 0,92 / 1,6	1,45 \pm 0,99 / 1,6	1,27 \pm 1,01 / 1,0	1,13 \pm 0,95 / 0,8
OD (mg.L ⁻¹)	7,42 \pm 1,69 / 7,5	6,55 \pm 1,71 / 6,3	6,44 \pm 1,37 / 6,6	6,62 \pm 1,46 / 6,5	6,24 \pm 1,60 / 6,3	6,64 \pm 1,83 / 6,7	6,22 \pm 1,86 / 6,2	6,89 \pm 1,47 / 7,3	7,19 \pm 1,48 / 7,5
STD (mg.L ⁻¹)	21,97 \pm 13,67 / 16,30	16,06 \pm 0,76 / 16,10	18,28 \pm 2,55 / 17,00	18,12 \pm 2,16 / 17,00	18,65 \pm 2,04 / 18,50	18,68 \pm 2,16 / 18,50	18,97 \pm 2,03 / 18,90	26,96 \pm 2,04 / 26,60	27,03 \pm 3,50 / 26,40
Fosfato (mg.L ⁻¹)	0,21 \pm 0,36 / 0,011	0,20 \pm 0,35 / 0,018	0,20 \pm 0,35 / 0,011	0,20 \pm 0,35 / 0,008	0,22 \pm 0,35 / 0,048	0,19 \pm 0,30 / 0,011	0,21 \pm 0,35 / 0,037	0,23 \pm 0,43 / 0,013	0,22 \pm 0,39 / 0,019
NH ₃ /NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	0,04 \pm 0,05 / 0,032	0,06 \pm 0,07 / 0,049	0,06 \pm 0,08 / 0,037	0,32 \pm 0,92 / 0,070	0,24 \pm 0,52 / 0,093	0,36 \pm 0,82 / 0,152	0,17 \pm 0,15 / 0,120	0,08 \pm 0,11 / 0,040	0,09 \pm 0,12 / 0,047
NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	0,37 \pm 0,21 / 0,286	0,38 \pm 0,24 / 0,353	0,74 \pm 1,08 / 0,509	0,51 \pm 0,47 / 0,308	0,50 \pm 0,38 / 0,330	0,64 \pm 0,36 / 0,576	0,57 \pm 0,31 / 0,531	0,54 \pm 0,35 / 0,464	0,48 \pm 0,32 / 0,420
NO ₂ ⁻ (µg.L ⁻¹)	12,70 \pm 47,30 / 1,8	9,90 \pm 31,80 / 2,2	3,10 \pm 2,80 / 2,6	22,70 \pm 88,20 / 2,6	3,30 \pm 2,70 / 3,4	18,6 \pm 67,7 / 2,6	11,60 \pm 37,00 / 3,0	18,10 \pm 67,80 / 2,6	16,00 \pm 57,40 / 3,3
Cloretos (mg.L ⁻¹)	1,00 \pm 0,20 / 1,0	1,00 \pm 0,20 / 1,0	1,00 \pm 0,20 / 1,0	1,00 \pm 0,20 / 1,1	1,00 \pm 0,30 / 0,9	1,10 \pm 0,30 / 1,1	1,10 \pm 0,30 / 1,1	1,20 \pm 0,30 / 1,2	1,10 \pm 0,20 / 1,1
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	28,00 \pm 5,00 / 28	28,00 \pm 4,00 / 28	28,00 \pm 4,00 / 29	29,00 \pm 3,00 / 29	28,00 \pm 4,00 / 29	29,00 \pm 5,00 / 28	30,00 \pm 4,00 / 29	35,00 \pm 5,00 / 37	36,00 \pm 5,00 / 37
pH	7,61 \pm 0,62 / 7,57	7,65 \pm 0,64 / 7,70	7,49 \pm 0,48 / 7,66	7,39 \pm 0,51 / 7,49	7,24 \pm 0,43 / 7,41	7,27 \pm 0,44 / 7,28	7,21 \pm 0,44 / 7,15	7,36 \pm 0,33 / 7,46	7,36 \pm 0,31 / 7,37
Temperatura (°C)	16,40 \pm 1,80 / 16,9	15,80 \pm 1,70 / 16,4	16,10 \pm 1,80 / 16,5	16,20 \pm 1,90 / 16,5	16,40 \pm 1,90 / 17,0	16,60 \pm 2,00 / 17,0	16,70 \pm 2,10 / 17,2	17,10 \pm 2,20 / 17,6	17,20 \pm 2,30 / 18,2
Condut. (µS.cm ⁻¹)	43,07 \pm 25,55 / 32,6	32,10 \pm 1,58 / 32,2	36,58 \pm 5,04 / 34,0	36,22 \pm 4,33 / 33,9	37,18 \pm 4,25 / 37,8	37,36 \pm 4,32 / 37,0	37,95 \pm 4,01 / 37,8	53,94 \pm 4,05 / 53,4	54,08 \pm 7,01 / 52,7
Turbidez (NTU)	6,80 \pm 5,06 / 6,32	6,54 \pm 5,09 / 4,31	7,76 \pm 5,46 / 6,61	7,87 \pm 5,35 / 7,83	7,05 \pm 5,37 / 5,60	7,56 \pm 4,57 / 9,20	7,77 \pm 4,74 / 7,72	14,93 \pm 15,53 / 12,4	15,16 \pm 13,73 / 11,8
Colif.Term. (NMP/100mL)	212,7						796,7	1189,3	1871,4
<i>E.coli</i> (NMP/100mL)*	65,3						127,5	521,5	954,9

*Média Geométrica

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio; OD - Oxigênio Dissolvido; STD - Sólidos Totais Dissolvidos; pH - Potencial Hidrogeniônico; NH₃/NH₄⁺ - Nitrogênio Amoniacal; NO₃⁻ - Nitrato; NO₂⁻ - Nitrito; *E. coli* = *Escherichia coli*.