



CURSO SUPERIOR DE TECNOLOGIA EM AQUICULTURA

KLAUDILENE DE CARVALHO FAN

**IMPACTOS DO CENTRO DE TECNOLOGIA EM PESCA E
AQUICULTURA (CTPA) NO CÓRREGO FELIZARDO, URUGUAIANA, RS**

**URUGUAIANA
2018**

KLAUDILENE DE CARVALHO FAN

**IMPACTOS DO CENTRO DE TECNOLOGIA EM PESCA E
AQUICULTURA (CTPA) NO CÓRREGO FELIZARDO, URUGUAIANA, RS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso Superior de Tecnologia em Aquicultura da Universidade Federal do Pampa, como requisito parcial para obtenção do grau de Tecnólogo em Aquicultura.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Frederico Ceccon Lanes

Co-orientadora: Dr^a. Alexandra Pretto

**URUGUAIANA
2018**

Ficha catalográfica elaborada automaticamente com os dados fornecidos pelo(a) autor(a) através do Módulo de Biblioteca do Sistema GURI (Gestão Unificada de Recursos Institucionais).

F199i Fan, Klaudilene

Impactos do Centro de Tecnologia em Pesca e Aquicultura (CTPA) no córrego Felizardo, Uruguaiana, RS / Klaudilene Fan.
57 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal do Pampa, AQUICULTURA, 2018.

"Orientação: Carlos Frederico Ceccon Lanes".

1. Aquicultura . 2. Poluição aquática. 3. Piscicultura. 4. Eutrofização.
5. Qualidade de água. I. Título.


KLAUDILENE DE CARVALHO FAN

IMPACTOS DO CENTRO DE TECNOLOGIA EM PESCA E
AQUICULTURA (CTPA) NO CÓRREGO FELIZARDO, URUGUAIANA, RS

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao Curso Superior de
Tecnologia em Aquicultura da
Universidade Federal do Pampa
como requisito parcial para obtenção
do grau de Tecnólogo em
Aquicultura.

Aprovada em 14 de Dezembro de 2018.


BANCA EXAMINADORA:



Prof. Dr. Carlos Frederico Ceccon Lanes
ORIENTADOR
UNIPAMPA



Prof. Dr.^a Cátia Aline Veiverberg
UNIPAMPA



Prof. Dr. Gabriel Bernardes Martins
UNIPAMPA

Dedico esse trabalho a todas as pessoas que
contribuíram para que o mesmo fosse
executado.

AGRADECIMENTOS

Agradeço imensamente ao Prof. Dr. Carlos Frederico Ceccon Lanes pela ajuda durante o período de planejamento e execução deste trabalho;

A Zootecnista, Dra. Alexandra Pretto, pela ajuda nas coletas e análises deste trabalho;

Aos meus colegas Carol Kuroda, Flávia Rizzo, Guilherme Masteloto, Bernar Oliveira e demais colegas que ajudaram diretamente ou indiretamente dispendo de seu tempo para me auxiliar nesse trabalho;

RESUMO

A aquicultura é a atividade agropecuária que mais cresce no Brasil nos últimos anos. Devido à intensificação da produção, a piscicultura tem sido considerada como uma atividade impactante para o meio ambiente, especialmente devido à emissão de efluentes. Os efluentes da aquicultura são ricos em nitrogênio, fósforo e matéria orgânica que contribuem para a eutrofização dos corpos de água receptores. No município de Uruguaiana-RS uma das principais áreas para o desenvolvimento de atividades aquícolas é o Centro de Tecnologia em Pesca e Aquicultura (CTPA) da Unipampa. Porém, o CTPA não consta com nenhum sistema de tratamento de efluentes. Dessa forma, o objetivo do presente estudo foi verificar se os efluentes da piscicultura do CTPA estão causando algum impacto ambiental, modificando a qualidade da água no córrego Felizardo, Uruguaiana. Para isso, coletas mensais foram realizadas em quatro pontos distintos localizados no Córrego Felizardo durante o período de junho/2017 a maio/2018. Os pontos amostrais foram: P01 - localizado a montante do setor de piscicultura, sendo a referência físico-química para as análises comparando com demais pontos; P02 - local de captação da água para abastecimento dos tanques do CTPA; P03 – local do lançamento dos efluentes da piscicultura; e o P04 - localizado a jusante do setor de piscicultura, com distância de 500 metros do P03. Os parâmetros físicos analisados foram vazão, temperatura, condutividade elétrica e turbidez. Os parâmetros químicos analisados foram oxigênio dissolvido, pH, dureza, alcalinidade, nitrogênio amoniacal total, nitrito e ortofosfato. Para temperatura do ar e da água, nitrogênio amoniacal total e nitrito não foram observados diferenças estatísticas entre os pontos ao longo das estações do ano. O oxigênio dissolvido também foi muito similar entre os pontos ao longo das estações do ano, com exceção do inverno em que o P02 ($4,33 \pm 0,69$ mg/L) apresentou valores significativamente menores que os demais pontos amostrais. A turbidez foi maior no P03 ($40,01 \pm 28,53$ NTU) durante o verão quando comparado com os demais pontos. O mesmo foi observado para o ortofosfato durante o verão ($0,08 \pm 0,03$ mg/L) e outono ($0,06 \pm 0,01$ mg/L) em que o P03 apresentou valores significativamente maiores aos demais pontos. Para condutividade, pH, alcalinidade e dureza valores significativamente menores sempre foram observados no P02 quando comparado com os demais pontos, especialmente na primavera, verão e outono. Esses resultados indicam que especialmente durante o verão quando o manejo dos tanques ocorre com maior frequência, os efluentes do CTPA, contribuem pontualmente para o aumento de ortofosfato e turbidez no córrego Felizardo. Além disso, os resultados obtidos com relação ao pH, dureza e alcalinidade indicam que a água da barragem deve ser utilizada com cuidado para os abastecimentos dos tanques do CTPA para evitar perdas na produção. Com exceção do ortofosfato, os resultados desse estudo permitem enquadrar o arroio Felizardo na classe II, de acordo com o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) Resolução N° 357, de 17 de março de 2005.

Palavras-chave: Aquicultura, poluição aquática, piscicultura, eutrofização, qualidade de água.

ABSTRACT

Aquaculture is the fastest-growing animal food production in Brazil in recent years. Due to the intensification of production, fish farming has been considered as an impactful activity for the environment. Effluents from aquaculture are rich in nitrogen, phosphorus and organic matter that contribute to eutrophication of natural water bodies. In the Uruguaiana city, one of the main areas for the development of aquaculture is the Center for Technology in Fisheries and Aquaculture (CTPA) from Unipampa. However, the CTPA does not have any system for wastewater treatment. Thus, the aim of the present study was to verify if the effluents from CTPA are causing some environmental impact in the Felizardo stream, Uruguaiana. For this, the water was collected monthly in four distinct points located in Felizardo stream during the period from June/2017 to May/2018. The sampling points were: P01 - located upstream of the CTPA, being the physico-chemical reference for the analyzes comparing with other points; P02 - location of water abstraction to supply CTPA tanks; P03 - site of the launching of the fish farming effluents; and P04 - located downstream of the fish farming sector, with a distance of 500 meters from P03. The physical parameters analyzed were: water flow, temperature, electrical conductivity and turbidity. The analyzed chemical parameters were: dissolved oxygen, pH, hardness, alkalinity, total ammoniacal nitrogen, nitrite and orthophosphate. For air and water temperature, total ammoniacal nitrogen and nitrite, no statistical differences were observed among the points along the seasons. The dissolved oxygen was also very similar among the points throughout the year, except for the winter where P02 (4.33 ± 0.69 mg / L) presented values significantly lower than the other sampling points. The turbidity was higher in P03 (40.01 ± 28.53 NTU) during the summer when compared to the other points. The same was observed for orthophosphate during the summer (0.08 ± 0.03 mg / L) and autumn (0.06 ± 0.01 mg / L) in which P03 presented values significantly higher than the other points. For conductivity, pH, alkalinity and hardness, significantly lower values were always observed in P02, when compared to other points, especially in spring, summer and autumn. These results indicate that especially during the summer when the management of tanks occurs more frequently, the CTPA effluents contribute punctually to the increase of orthophosphate and turbidity in the Felizardo stream. In addition, the results obtained with respect to pH, hardness and alkalinity indicate that the water of the dam must be used carefully for the supply of the CTPA tanks to avoid losses in production. With the exception of orthophosphate, the results of this study allow to include the Felizardo stream in the Class II, according to the National Council for the Environment (CONAMA) Resolution No. 357 of March 17, 2005.

Key words: Aquaculture, aquatic pollution, fish farming, eutrophication, water quality.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Localização do município de Uruguaiiana-RS (A) e médias climatológicas correspondentes ao período de 1990 a 2017 de acordo com o INMET. Médias de temperatura (B) e pluviosidade (C) ao longo do ano para o município de Uruguaiiana. 23
- Figura 2.** Vista área do Centro de Tecnologia em Pesca e Aquicultura (CTPA) localizado na Unipampa – Campus Uruguaiiana-RS24
- Figura 3.** Pontos das coletas: P01 localizado a montante do setor de piscicultura; P02 local de captação da água para abastecimento dos tanques do CTPA; P03 local do lançamento dos efluentes da piscicultura do CTPA; e o P04 localizado a jusante do setor de piscicultura, com distância de 500 metros do P03.....28
- Figura 4.** Variação da temperatura do ar (A) e da água (B) nos diferentes pontos amostrais localizados ao longo do córrego Felizardo, Uruguaiiana-RS durante as quatro estações do ano. As barras representam média \pm erro padrão.32
- Figura 5.** Variação da vazão (A), condutividade (B) e turbidez (C) nos diferentes pontos amostrais localizados ao longo do córrego Felizardo, Uruguaiiana-RS durante as quatro estações do ano. As barras representam média \pm erro padrão.....34
- Figura 6.** Variação do oxigênio dissolvido nos diferentes pontos amostrais localizados ao longo do córrego Felizardo, Uruguaiiana-RS durante as quatro estações do ano. As barras representam média \pm erro padrão.37
- Figura 7.** Variação do pH (A) , alcalinidade (B) e dureza (C) nos diferentes pontos amostrais localizados ao longo do córrego Felizardo, Uruguaiiana-RS durante as quatro estações do ano. As barras representam média \pm erro padrão.38
- Figura 8.** Variação do nitrogênio amoniacal (A) e nitrito (B) nos diferentes pontos amostrais localizados ao longo do córrego Felizardo, Uruguaiiana-RS durante as quatro estações do ano. As barras representam média \pm erro padrão.41
- Figura 9.** Variação do ortofosfato nos diferentes pontos amostrais localizados ao longo do córrego Felizardo, Uruguaiiana-RS durante as quatro estações do ano. As barras representam média \pm erro padrão.44

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	13
1.1 Parâmetros de qualidade de água.....	16
1.2 Tratamento de efluentes oriundos da aquicultura.....	20
1.3 Local do estudo.....	22
2 OBJETIVOS.....	26
2.1 OBJETIVO GERAL.....	26
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	26
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	27
3.1 Área de estudo	27
3.2 Análises dos parâmetros físicos e químicos da água.....	28
3.3 Nutrientes dissolvidos	30
3.4 Análises estatísticas	30
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	31
4.1 Parâmetros físicos da qualidade de água	31
4.2 Parâmetros químicos de qualidade da água.....	35
4.3 Nutrientes dissolvidos	41
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	46
REFERÊNCIAS	47
ANEXO 1	54

1 INTRODUÇÃO

A aquicultura é a atividade agropecuária que mais cresce no Brasil, sendo uma importante fonte de proteínas para o consumo humano. Dentre as atividades desenvolvidas pela aquicultura, destaca-se a produção de peixes. Segundo a Associação Brasileira de Piscicultura a produção de peixes de cultivo foi de 691.700 toneladas em 2017, tendo um aumento de 8% comparado ao ano de 2016 (PEIXE BR, 2018). Embora a atividade aquícola esteja em constante crescimento, a aquicultura ainda está muito distante dos outros setores de produção de carnes no Brasil. Porém, a atividade ainda tem um grande potencial de crescimento no nosso país devido aos seguintes fatores: *i*) significativa produção de grãos que podem ser utilizados nas rações; *ii*) disponibilidade hídrica com 5,5 milhões de hectares de água representadas em grandes reservatórios; *iii*) áreas favoráveis para a construção de tanques e açudes; e *iv*) 8.500 km de faixa costeira favorecendo o cultivo de organismos aquáticos marinhos (KUBITZA, 2015; ANA, 2018).

As principais áreas de produção aquícola no Brasil estão divididas em produção de água doce e água marinha, sendo que a maior produção de água marinha se encontra centralizada na região costeira do Nordeste com produção de camarões marinhos (KUBITZA, 2015). Na área continental, a tilápia (*Oreochromis niloticus*) é a principal espécie aquícola cultivada no país, representando 51,7% da piscicultura nacional, com 357.639 toneladas, enquanto a produção de espécies nativas corresponde a 43,7% da produção brasileira com 302.235 toneladas em 2017 (PEIXE BR, 2018). Dentre as espécies nativas mais produzidas estão as espécies de peixes redondos, no qual, destaca-se o tambaqui (*Colossoma macropomum*).

Para a produção de organismos aquáticos, os sistemas produtivos em viveiros escavados podem ser classificados em extensivo, semi-intensivo, intensivo e superintensivo (TACON, FORSTER, 2003). No sistema extensivo, os organismos são criados apenas com o alimento natural. Para o semi-intensivo, em virtude de uma maior densidade de estocagem, há a necessidade de se fertilizar as águas e/ou fornecer alimentos suplementares aos organismos que estão sendo criados. O sistema intensivo se caracteriza pelo uso balanceado de rações na alimentação dos peixes, devido à densidade de estocagem alta, o que torna os alimentos naturais insuficientes, mesmo que estejam presentes e capazes de ser incrementados através de fertilizantes. Na produção

aquícola superintensiva, as densidades de estocagem são elevadas, assim os peixes necessitam rações bem balanceadas e com maior teor proteico e energético. Nos sistemas intensivos e superintensivos há um maior gasto energético e, em muitos casos, há o uso de aeração artificial (TACON; FORSTER, 2003). Geralmente, quanto maior a intensidade e a escala de produção maior será o uso de nutrientes e insumos, aumentando os riscos de impactos ambientais negativos através do uso de água e descargas de efluentes (TACON; FORSTER, 2003). No Brasil, os sistemas extensivos tradicionais estão sendo substituídos por sistemas de produção semi-intensivos e intensivos devido ao aumento da demanda pelo mercado consumidor, à expansão da indústria, além do desenvolvimento e emprego de novas tecnologias (CREAPALDI et al., 2006).

Devido à intensificação da produção, a piscicultura tem sido considerada como uma atividade impactante para o meio ambiente por alguns setores governamentais (ALBANEZ; ALBANEZ, 2000; BOYD, 2003). Os conflitos com o uso dos corpos d'água, a sedimentação, obstrução dos fluxos de água e a eutrofização são os principais impactos ambientais causados pelas atividades aquícolas. Esses impactos são ocasionados, particularmente, pelas descargas dos efluentes de viveiros e o uso de resíduos químicos e orgânicos nas diferentes fases de cultivo (LOURES, 2006). As características dos efluentes dependem, principalmente, da qualidade da água de abastecimento, da quantidade e qualidade dos alimentos, do tempo em que esse efluente irá ficar dentro do sistema de criação, das espécies criadas, da biomassa dos organismos e da densidade de estocagem (SHILO; RIMON, 1982 et al., 1996). Dessa forma, os efluentes da aquicultura podem enriquecer os corpos d'água naturais devido ao material orgânico e inorgânico excretados nas fezes e na urina, assim como, pela ração não consumida pelos organismos cultivados (SIPAÚBA- TAVARES et al., 1999).

Os impactos causados pela produção aquícola podem ser divididos em interno, local ou regional (SILVERT, 1992). Os impactos internos são aqueles que interferem no próprio sistema de criação, como por exemplo, a diminuição do oxigênio dissolvido em um viveiro de piscicultura. Os impactos locais podem se estender a um quilômetro á baixo da descarga dos efluentes. Já os efeitos com um intervalo de vários quilômetros são classificados como impactos regionais.

Os efluentes das atividades aquícolas têm como principais impactos sobre o ecossistema aquático: o aumento das concentrações de nitrogênio e fósforo na coluna

d'água e a condensação da matéria orgânica nos sedimentos (CASTELLANI; BARRELLA, 2006). Estes elementos são os principais causadores da eutrofização nos corpos d'água (MARISCAL-LAGARDA et al., 2012), principalmente nos sistemas de produção semi-intensivos e intensivos (MACHADO, 2006). Estimativas indicam que as taxas esperadas de retenção de nitrogênio e fósforo ingerido como alimento pelos peixes é de 30% de nitrogênio e 32% para o fósforo, sendo o restante excretado (CYRINO et al. 2010). Com isso é relevante o conhecimento dos valores de digestibilidade dos nutrientes e a energia metabolizável dos alimentos ofertados para os animais (BOSCOLO et al., 2002).

O processo de eutrofização se caracteriza pela disponibilidade de fósforo e nitrogênio para os corpos de água naturais ocasionando o aumento da comunidade fitoplanctônica, principalmente, cianobactérias. Esse processo modifica a dinâmica do oxigênio dissolvido no corpo d'água e diminui a transparência da mesma. A atividade fotossintética desses organismos durante o dia possibilita o acréscimo de oxigênio, que ao exceder o equilíbrio de saturação pode ocasionar embolia gasosa nos organismos aquáticos. No entanto, durante a noite e no começo da manhã a excessiva respiração do fitoplâncton pode causar o consumo total do oxigênio dissolvido, podendo causar a morte dos organismos heterotróficos (BACCARIN; CAMARGO, 2005).

Considerando que a água integra as preocupações do desenvolvimento sustentável, em 8 de janeiro de 1997 a lei nº 9.433 institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Em 17 de março de 2005, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), diante da Resolução nº 357, alterada parcialmente pela Resolução 410/2009 e 430/2011, estabeleceram critérios sobre a classificação dos corpos de água superficiais e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como as condições e padrões de lançamento de efluentes. A classificação reúne uma série de definições com base nas características natural dos cursos d'água, observando a sua qualidade, capacidade, entre outras características específicas. Em 2011, a resolução N° 430 determinou que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores, após o devido tratamento e desde que obedeça às condições padrões de exigência disposto na mesma resolução e em outras normas aplicáveis (CONAMA N° 430/2011). Além da legislação nacional, o Estado do Rio Grande do Sul conta com a Resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA) nº 355/2017 que

dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais.

Um dos instrumentos mais importantes para a realização de uma adequada gestão ambiental é o monitoramento. Através dele é possível avaliar as tendências de recuperação ou comprometimento da disponibilidade e qualidade das águas, além do cumprimento da legislação e dos limites licenciados para atividades potencialmente poluidoras (MAROTTA, 2008). O monitoramento consiste na medição ou verificação de parâmetros de qualidade e quantidade de água, que pode ser contínua ou periódica, utilizada para acompanhamento da condição e controle da qualidade do corpo de água (CONAMA, 2005). De acordo com a Resolução 357/2005, a qualidade da água pode ser avaliada com base em um conjunto de variáveis como, por exemplo: clorofila, coliformes termotolerantes, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), densidade de cianobactérias, fenóis, materiais flutuantes, incluindo-se espumas não naturais, odor, óleos e graxas, oxigênio dissolvido (OD), potencial hidrogeniônico (pH), resíduos sólidos objetáveis, substâncias sedimentáveis, turbidez (UNT), temperatura (C°), transparência (cm), amônia (mg/L), nitrito (mg/L) e fósforo (mg/L).

A política normativa nacional de uso da água, como consta na resolução 357 (CONAMA, 2005), procurou estabelecer parâmetros que definem limites aceitáveis de elementos estranhos, considerando os diferentes usos. Assim, as águas doces (salinidade <0,5%) foram classificadas em: classes especial, I, II, III e IV. Já as águas salobras (salinidade entre 0,5 e 30%) e águas salinas (salinidade superior a 30%) foram classificadas em: classes especial, I, II e III. A classe especial é apta, sem tratamento prévio, para uso doméstico, enquanto o uso doméstico da classe IV é restrito, mesmo após tratamento, devido à presença de substâncias que oferecem risco à saúde humana. Para a atividade aquícola em água doce, os corpos hídricos classificados em classes especial, I e II podem ser destinadas para essa atividade, enquanto que em águas salobras e águas salinas apenas as classes especiais e I.

1.1 Parâmetros de qualidade de água

A resolução do CONAMA 357/2005 cita parâmetros que podem ser avaliados para verificar a qualidade de água do corpo hídrico. No caso específico de efluentes de pisciculturas parâmetros como: turbidez, condutividade elétrica, pH, oxigênio

dissolvido, e análise de nutrientes dissolvidos devem ser monitorados para avaliar as características do efluente.

A turbidez de um líquido é a medida da interferência à passagem da luz através do meio sendo proporcionada pela presença de partículas em suspensão (BRASIL, 2014). Os materiais em suspensão que podem alterar a turbidez ou transparência das águas são as partículas de solo e resíduos orgânicos. É determinada com um aparelho denominado turbidímetro, pode ser expressa por meio de unidades de Jackson ou nefelométricas (NTU). Valores normais em águas naturais são de 3 a 500 NTU, enquanto que o padrão de potabilidade da água é de 1 NTU. Em água com elevada turbidez é dificultada a penetração da luz, comprometendo-se o desenvolvimento de microrganismos e a produção aquícola. Além disso, os sólidos em suspensão na água podem causar danos diretos aos peixes, quando pequenas partículas ficam aderidas às brânquias e aos ovos, podendo em casos mais críticos levar a mortalidade de peixes e embriões (BOYD, 1990).

A condutividade elétrica é uma medida da capacidade de uma solução aquosa de conduzir uma corrente elétrica devido à presença de íons. Essa propriedade varia com a concentração total de substâncias ionizadas dissolvidas na água, com a temperatura, com a mobilidade dos íons, com a valência dos íons e com as concentrações reais e relativas de cada íon. A condutividade elétrica pode ser expressa por diferentes unidades. No Sistema Internacional de Unidades (S.I), é reportada como Siemens por metro (S/m). Entretanto, em medições realizadas em amostras de água, utiliza-se preferencialmente microSiemens ($\mu\text{S}/\text{cm}$) ou miliSiemens por centímetro (mS/cm). A determinação da condutividade elétrica é realizada pelo método condutivimétrico, que se baseia na medição da resistência da amostra e dado em condutância específica (condutividade elétrica a 20 ou 25 °C) (BRASIL, 2014).

O oxigênio dissolvido é essencial para a vida aquática, podendo ser medido *in loco* com equipamento digital, e é expressa em partes por milhão (mg/L), ou em percentagem de saturação. O oxigênio dissolvido em um corpo hídrico pode ser determinado pela reação de Winkler (método químico) e ou pela reação da sonda polarográfica (método eletroquímico), sendo que o método mais prático e mais utilizado é o eletroquímico através do aparelho conhecido como oxímetro (ARANA, 1997). O oxigênio pode ser utilizado para determinar qual classe o corpo hídrico se encontra, sendo que em geral um corpo d'água considerado limpo, em melhores condições

apresenta a concentração de oxigênio dissolvido maior que 5 mg/L, podendo variar de acordo com a temperatura, pressão e salinidade (ALVARADO et al., 2009; ANA 2018; BOYD, 1990). As altas concentrações de matéria orgânica, excessiva eutrofização, alta temperatura e ausência de vazão estão relacionadas com baixas concentrações de oxigênio (ARANA, 1997).

O pH é determinado pela concentração de íons de Hidrogênio (H^+) na água. Desta forma, de acordo com os intervalos de pH (0-14), as águas são classificadas como ácidas ($pH < 7,0$), neutras ($pH \cong 7,0$) ou básicas ($pH > 7,0$) (SIPAÚBA-TAVARES, 1995). O pH varia consideravelmente com a hora do dia e a profundidade da coluna d'água, pois está relacionado com a concentração de dióxido de carbono, que reage com a água gerando íons hidrogênio (ácido), e ao longo do dia ocorre a diminuição de dióxido de carbono pela fotossíntese através das plantas e microalgas onde eleva o pH. Durante a noite a fotossíntese cessa e o dióxido de carbono acumula na água produzindo ácido carbônico causando a diminuição do pH. No corpo d'água, o pH é um parâmetro importante de ser controlado por influenciar nos processos biológicos que ocorrem no meio aquático (ESTEVES, 1998).

A alcalinidade é a capacidade que um sistema aquoso tem de neutralizar (tamponar) ácidos, sendo de extrema importância quando se trata de controlar o pH. A alcalinidade depende de alguns compostos, como: bicarbonatos (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) além de outras substâncias de menor relevância. Águas com alcalinidade maior de 60 mg/L tem capacidade de controlar as oscilações de pH, essa capacidade é chamada de poder *buffer*, sendo assim águas com alcalinidade 5, 60 e 120 mg/L obterão baixo, médio e alto poder *buffer*, respectivamente (ARANA, 1997).

O termo dureza normalmente utilizado em tratamento de água visa quantificar as moléculas de carbonato de cálcio ($CaCO_3$) ou de magnésio ($MgCO_3$). De acordo com a dureza de uma água pode ser classificada como “branda” (0 a 75 mg/l), “moderadamente dura” (75 a 150 mg/l), “dura” (150 a 300 mg/l) ou “muito dura” (>300 mg/l), sendo que esta classificação só é dada para águas doces (ESTEVES, 1998).

O nitrogênio pode ser encontrado de várias formas nos ambientes aquáticos, incluindo: nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+) e nitrogênio molecular (N_2). A amônia é um gás altamente solúvel em água e depende diretamente do pH, salinidade e temperatura (WHITFIELD et al., 1974). A amônia é o principal produto da excreção dos animais aquáticos e é eliminada através das brânquias. A

mesma pode ser dividida em ionizada (NH_4^+), e não ionizada (NH_3) sendo mais tóxica para os organismos, quando somadas resultando em amônia ou amônia total (ESTEVEZ, 1998). A amônia (NH_3) é mais tóxica, uma vez que pode atravessar livremente as membranas celulares por difusão (RANDALL; IP, 2006). De acordo com Russo (1985), as membranas branquiais dos peixes são permeáveis a NH_3 , porém não ao NH_4^+ . A NH_3 apresenta afinidade pelas gorduras, por isso difunde facilmente através das membranas respiratórias, já o NH_4^+ repele gorduras, penetrando mais lentamente nas membranas. A toxicidade da amônia interfere diretamente nas funções biológicas dos animais, tais como: osmorregulação, respiração e excreção. De acordo com Randall; Tsui (2002) quanto maior o pH, maior a concentração de amônia (NH_3) devido à diminuição da concentração de H^+ . A maioria dos peixes não consegue tolerar altas concentrações de amônia total, porém algumas espécies são amônia-tolerantes e possuem várias estratégias para evitar a toxicidade da amônia, seja diminuindo a produção de amônia interna ou convertendo a amônia a outras substâncias menos tóxicas, como a uréia e o glutamato (PENG et al. 1998).

A amônia pode ser oxidada em nitrito e nitrato pela ação das bactérias quimioautotróficas: *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, na presença de oxigênio. O nitrito é um composto intermediário do processo em que a amônia é transformada por bactérias em nitrato. Esse processo biológico chama-se de nitrificação, e logo esse nitrito pode ser transformado em nitrato. Provido da oxidação da amônia, o nitrito está associado à atividade biológica na decomposição de proteínas contidas na matéria orgânica. O nitrato é o produto final da transformação da amônia onde as bactérias *Nitrobacter* transformam o nitrito em nitrato. Na hipótese da falta de oxigênio no ambiente aquático o nitrato formado é transformado novamente em amônia, processo chamado de desnitrificação (ARANA, 1997).

De acordo com Spotte (1979), a consequência de maior relevância do nitrito em peixes é a capacidade que esse composto tem de oxidar a hemoglobina do sangue, convertendo-a em meta-hemoglobina (molécula incapaz de transportar oxigênio). O nitrito chega ao sangue dos peixes por difusão e sua toxicidade é devido à oxidação do Fe^{2+} (estado ferroso) funcional da hemoglobina em Fe^{3+} (estado férrico) resultando na formação de meta-hemoglobina, que não tem capacidade de se ligar ao oxigênio, diminuindo a capacidade do sangue de transportar oxigênio.

O fósforo encontrado, principalmente, como fosfato orgânico e inorgânico, através de formas solúveis e insolúveis é incluído no sistema de criação, especialmente, através da ração. Através da piscicultura chega no meio ambiente, oriundos da excreção dos animais (NEU et al., 2014). As formas inorgânicas do fosfato solúvel são: diidrogenofosfato (H_2PO_4^-), hidrogenofosfato (HPO_4^{2-}), ortofosfato (PO_4^{3-}), dihidrogeno fosfato de cálcio ($\text{CaH}_2\text{PO}_4^{2+}$) e as formas insolúveis são complexos fosfato-argilas, complexos metal-hidróxido e minerais. As formas orgânicas de fosfatos solúveis são compostos orgânicos dissolvidos como fosfatases, fosfolipídios e fosfoproteínas, entre outros. Segundo Parron et al. (2011) a principal forma assimilável pelos vegetais aquáticos é em forma de ortofosfato. De acordo com Bueno et al. (2005), 66% do fósforo vindo da atividade aquícola vira sedimento, 23% é incorporado pelos animais e 11% se dissolve na água. Ainda que as concentrações elevadas desse parâmetro não causem efeito sobre os peixes, a concentração elevada leva ao crescimento excessivo da comunidade fitoplanctônica e do potencial de crescimento de cianobactérias (SEREDIAK; PREPAS, 2014).

A temperatura afeta diretamente as reações químicas que ocorrem na água, tendo influência: na densidade, calor específico, calor de vaporização, viscosidade e tensão superficial da água. Segundo Boyd; Tucker (1990), lagos e tanques de cultivo podem sofrer estratificação térmica, pois o calor é absorvido mais rápido perto da superfície do corpo d'água, a mesma quando um tanto quente, tende a permanecer na superfície pelo fato de ser menos densa. A estratificação acontece quando tem grande diferença de densidade entre as camadas e o vento não consegue misturá-las. Quando ocorre esse fenômeno a camada superior é chamada de "epilimnion" e a inferior "hipolimnion". Os fortes ventos e as chuvas densas podem interferir na estratificação térmica, devido a eventual circulação de água no corpo d'água, ou também a diminuição repentina do fitoplâncton pode quebrar a estratificação, já que a água transparente permite a entrada da luz ao fundo da coluna d' água, conseqüentemente, aquecendo a camada inferior, diminuindo a densidade (ARANA, 1997).

1.2 Tratamento de efluentes oriundos da aquicultura

Atualmente, uma série de soluções são propostas para a redução dos impactos provocados pelos efluentes oriundos de viveiros escavados. Essas práticas incluem um bom manejo, especificamente a aplicação de fertilizantes em dosagens necessárias para

manutenção da biomassa de fitoplâncton, densidade de estocagem e taxas de alimentação que não ultrapassem a capacidade de assimilação de nutrientes no viveiro, fornecimento de dietas com alta digestibilidade, estáveis na água e sem excedente de nitrogênio (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010). Além das boas práticas de manejo, há vários métodos físicos, químicos e biológicos que podem ser utilizados no tratamento dos efluentes advindos da aquicultura. A eliminação dos sólidos (resíduos de ração, fezes e matéria orgânica) pode ser realizada por sedimentação, filtração em areia, ou filtração mecânica. Os procedimentos biológicos, como biofiltros submersos, e discos biológicos são utilizados para a oxidação da matéria orgânica, nitrificação, ou desnitrificação (DIAZ, 2007).

As bacias de sedimentação e os sistemas de lagoa com macrófitas são os sistemas mais comuns utilizados no tratamento de efluentes. No entanto, esses sistemas possuem a desvantagem devido à alta produção de lodo, alta demanda de energia e manejo regularmente (QUEIROZ et al., 2006). Nos últimos anos, métodos alternativos têm surgido como os sistemas de biofiltro e “*wetlands*”. A eficiência na diminuição da concentração de substâncias poluentes ou indesejáveis pelo sistema de biofiltro depende diretamente da composição do filtro biológico ou biofiltro. Para que o sistema de tratamento atue adequadamente, é necessária que o biofiltro esteja corretamente dimensionado de acordo com a quantidade da carga orgânica a ser tratada, sua vazão pelo filtro e a própria natureza físico-química dos substratos (KUBITZA, 2007). Além disso, as condições aeróbicas devem ser sempre conferidas e mantidas, para que as bactérias que irão se fixar consigam desempenhar com eficiência o processo de nitrificação.

Já o „*wetlands*” é um sistema projetado para utilizar plantas aquáticas (macrófitas), com área com menor profundidade em substratos como brita, cascalho, areia ou outros materiais inerte. Nessa área acontece a proliferação de biofilmes que acumulam populações variadas de microrganismos, nos quais, por meio de métodos biológicos, químicos e físicos tratam os efluentes (SOUSA et al., 2004). De acordo com Von Sperling (1996), a escolha do sistema a ser utilizado no tratamento de efluentes deve ser baseada no balanço dos fundamentos técnicos e econômicos, assim como, na avaliação dos méritos quantitativos e qualitativos de cada alternativa.

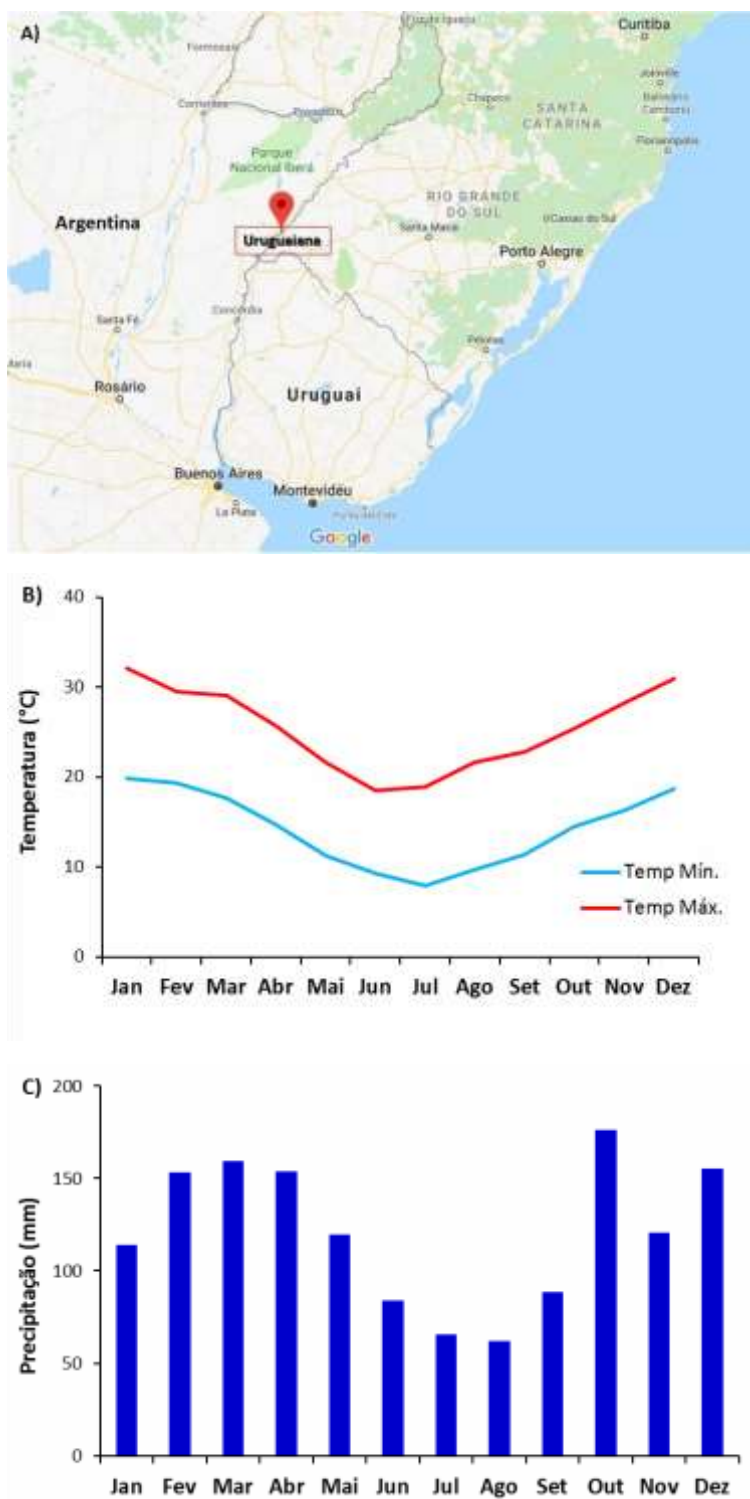
1.3 Local do estudo

O município de Uruguaiana está localizado nas margens do rio Uruguai, na Fronteira Oeste do Estado do Rio Grande do Sul (RS), a 29°46'55" de latitude sul e 57°02'18" de longitude oeste (Figura 1A). Limitando-se ao norte com o município de Itaqui, ao sul com o município de Barra do Quaraí, ao leste com Alegrete e Quaraí e a oeste com a cidade argentina de Paso de los Libres. Sua área é de 5.715,8 Km² com população de 120.384 habitantes, segundo dados da Fundação de Economia e Estatística do Estado do Rio Grande do Sul (FEE, 2018)

O clima do município é caracterizado como subtropical, possuindo a maior amplitude térmica do país, por isso, as estações do ano são bem definidas (FIRPO et al., 2012). De acordo com as médias meteorológicas de 1990 a 2017 do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), a temperatura máxima média é de 32,1°C no mês de janeiro e a temperatura mínima média é de 7,9 °C no mês de julho, conforme ilustrado na Figura 1B. Com relação à pluviosidade, a média anual para a cidade é de 1.453 mm, sendo que a mínima é observada no mês de agosto com 62 mm e a máxima no mês de outubro com 176 mm (Figura 1C).

O município possui mais de 1.828 propriedades rurais, tendo a pecuária e a agricultura como as principais atividades econômicas (CARVALHO et al., 2012). Entre os principais potenciais do município está o cultivo de arroz irrigado e a criação de bovino de corte tendo a possibilidade de uma união dessas atividades com a atividade aquícola. O município também possui um total de 22.859 hectares alagados por barragens, algumas com grande disponibilidade de água favorecendo a criação de peixes em tanques-rede ou para o abastecimento de viveiros escavados (SOUZA et al., 2012). De acordo com os dados do IBGE (2017), no município foram produzidas 6.720 Kg de carpas, 650 Kg de pacu e 1.090 kg de piavas, totalizando 8.460 Kg de peixes produzidos.

Figura 1. Localização do município de Uruguaiana-RS (A) e médias climatológicas correspondentes ao período de 1990 a 2017 de acordo com o INMET. Médias de temperatura (B) e pluviosidade (C) ao longo do ano para o município de Uruguaiana.



Fonte: Dados do (INMET)

Atualmente, uma das principais áreas que desenvolve atividades aquícolas no município de Uruguaiiana é o Centro de Tecnologia em Pesca e Aquicultura (CTPA) da Unipampa. O CTPA tem sido utilizado para atividades de ensino, pesquisa e extensão contando com 52 viveiros para piscicultura, sendo 26 tanques em concreto de diferentes tamanhos, 10 viveiros com fundo de terra e paredes em concreto e 14 viveiros escavados, conforme Figura 2. O sistema de abastecimento atual do CTPA é realizado por uma barragem de 7 hectares de lâmina d'água que barra o córrego Felizardo.

Figura 2. Vista área do Centro de Tecnologia em Pesca e Aquicultura (CTPA) localizado na Unipampa – Campus Uruguaiiana-RS.



Durante o ano de 2012, Nunes et al. (2014) realizaram o biomonitoramento do arroio Felizardo através de insetos aquáticos e concluíram que o córrego permanece com suas águas identificadas na classe II, mesmo sofrendo a influência de efluentes da piscicultura do CTPA. Os corpos hídricos classificados na classe II devem seguir uma série de padrões de acordo com a resolução do CONAMA (357/2005), conforme o ANEXO 1 apresentado neste trabalho. É importante mencionar que esse estudo levou em consideração apenas 4 amostras ao longo do ano, sendo duas realizadas no inverno e duas nos meses de verão. Além disso, durante esse período o CTPA não estava operando com a sua capacidade máxima (NUNES et al., 2014). Durante os anos de 2014 e 2015, o CTPA passou por um processo de melhorias. Assim, a previsão para os próximos anos é que o CTPA opere com sua capacidade máxima na tentativa de

desenvolver a piscicultura na região da fronteira oeste. Dessa forma, o monitoramento dos parâmetros físicos e químicos das águas do córrego Felizardo nos próximos anos se torna imprescindível para verificar o real impacto do CTPA sobre esse córrego. Além disso, cabe mencionar que até o presente momento o CTPA não consta com nenhum sistema de tratamento de efluentes.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo do presente trabalho foi avaliar a qualidade da água no córrego Felizardo, antes e após as instalações do Centro de Tecnologia em Pesca e Aquicultura (CTPA).

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Analisar os parâmetros físicos e químicos da água em distintos pontos do córrego Felizardo (à montante do local de lançamento de efluentes, no local de captação de água para os tanques do CTPA, no ponto de lançamento dos efluentes da piscicultura e a jusante do lançamento de efluentes), de acordo com a sazonalidade da região.

Comparar os resultados obtidos aos padrões de qualidade da água estabelecidos pela legislação vigente.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O Arroio Felizardo é um curso d'água de pequeno porte que tem sua nascente no município de Uruguaiana-RS. Apresenta comunicação direta com o rio Uruguai, desembocando inicialmente no arroio Itapitocai. No seu trajeto, o arroio passa por um barramento (açude) que abastece o setor de piscicultura da Universidade Federal do Pampa- Campus Uruguaiana-RS. Ao longo do seu trajeto, além dos efluentes do CTPA, o córrego recebe inúmeros tipos de efluentes orgânicos, nos quais podem alterar a qualidade da água deste córrego (NUNES, 2014).

Durante o período do estudo, o cultivo de juvenis e adultos de carpa capim (*Ctenopharyngodon idella*), carpa cabeça-grande (*Hypophthalmichthys nobilis*), jundiá (*Rhamdia quelen*), grumatã (*Prochilodus lineatus*) e carpa comum (*Cyprinus carpio*) estavam sendo realizados de uma forma semi-intensiva no CTPA. A criação dessas espécies (\cong 2.500 exemplares) estava sendo realizada em 10 viveiros escavados com uma densidade média de estocagem por viveiro de 0,5 peixes/m².

Para verificar se os efluentes do CTPA estão impactando o córrego Felizardo, quatro pontos amostrais foram estabelecidos para a coleta das amostras de água conforme ilustrado na Figura 3. Os pontos amostrais foram:

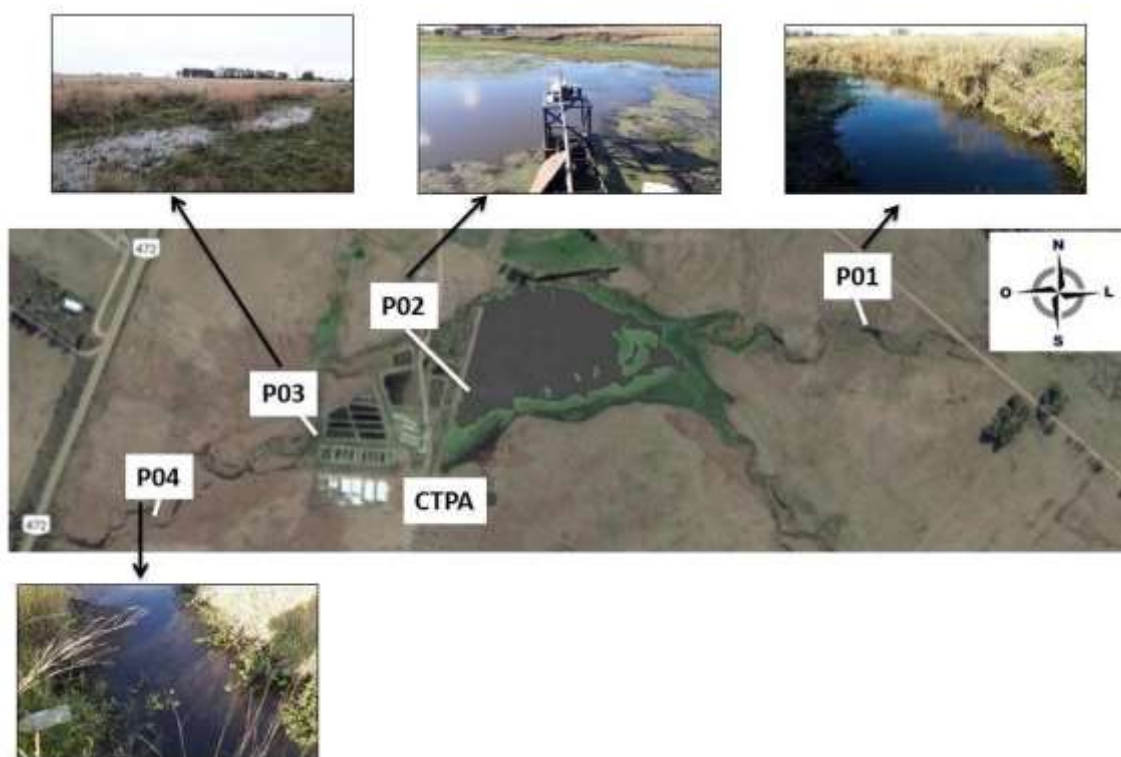
➤ **P01** (29°50'11.108"S, 57°5'38.068"W) - localizado a montante do setor de piscicultura, sendo a referência físico-química para as análises comparando com os demais pontos. Nesse ponto, o córrego apresenta cerca de 2 metros de seção transversal e uma profundidade média de 22 cm. O sedimento característico desse ponto é lama.

➤ **P02** (29°50'16.364"S, 57°6'0.363"W) – local de captação da água para abastecimento dos tanques do CTPA. Esse ponto fica localizado no barramento existente no córrego Felizardo, próximo ao talude do mesmo, que apresenta uma profundidade média de 1 m e 20 cm. Durante o período que as amostras de água foram coletadas, sempre foi evidente a presença de vegetação aquática como *Azolla*. Nesse ponto ocorre a presença de cascalhos e rochas no fundo.

➤ **P03** (29°50'16.13"S, 57°56'9.302"W) - local de lançamento dos efluentes da piscicultura do CTPA. Esse ponto está situado após os viveiros do CTPA, apresentando cerca de 5 metros de seção transversal e 17 cm de profundidade. O sedimento característico desse ponto é lama.

➤ **P04** ($29^{\circ}50'20.558''S$, $57^{\circ}6'21.369''W$) - localizado a jusante do setor de piscicultura, com distância de 500 metros do P03. Nesse ponto não é observado macrófitas flutuantes, e o canal apresenta cerca de 2.4 m de secção transversal e uma profundidade média de 18 cm. Nesse local o sedimento encontrado no fundo é basicamente areia com pequenos cascalhos.

Figura 3. Pontos das coletas: P01 localizado a montante do setor de piscicultura; P02 local de captação da água para abastecimento dos tanques do CTPA; P03 local do lançamento dos efluentes da piscicultura do CTPA; e o P04 localizado a jusante do setor de piscicultura, com distância de 500 metros do P03.



3.2 Análises dos parâmetros físicos e químicos da água

Foram realizadas 12 coletas de água no Arroio Felizardo em um intervalo de aproximadamente 30 dias entre uma coleta e outra, de junho/2017 a maio/2018. Todas as coletas foram realizadas no período da manhã entre às 8:00 e 10:00h. As amostras de água foram obtidas a 10 cm da superfície do córrego e transportadas em garrafas plásticas até o laboratório para análises.

Para obterem-se os valores de vazão foi utilizado o método do flutuador, onde foi medida a velocidade do fluxo da água em cada canal. Com auxílio de uma trena

foram feitas as medições do canal, onde se estipulou uma distância de 2m para o flutuador percorrer, e mediu-se a largura e profundidade do mesmo. Foi utilizada uma rolha que serviu como objeto flutuante e um cronômetro para determinação do tempo em que o flutuador levava para percorrer os 2 metros em cada canal analisado. O procedimento foi realizado três vezes para determinação da velocidade média do flutuador no canal. Para o cálculo da vazão foi utilizada a seguinte fórmula: Q

onde Q é a vazão, V_m é a velocidade média do flutuador e S_m é a seção média do canal. Os dados de vazão foram calculados nos pontos P01, P03 e P04. A vazão no P02 não foi avaliada, já que esse ponto se encontra localizado no barramento do córrego Felizardo.

A temperatura ($^{\circ}\text{C}$) do ar e da água, assim como o oxigênio dissolvido (mg/L) foram determinados com oxímetro portátil (POL-60 Politerm) após a calibração do equipamento, diretamente nos pontos amostrais.

No Laboratório de Análises de Água da Unipampa – Campus Uruguaiana, a turbidez (NTU) foi analisada com o turbidímetro (HANNA H198703), a condutividade elétrica ($\mu\text{s}/\text{cm}$) foi medida com o condutivímetro (MCA 150P) e o pH determinado com um pHmetro de bancada (GHAKA PG1800).

Para alcalinidade (mg/L de CaCO_3) e dureza (mg/L de CaCO_3) foi utilizado o método de titulação. Na titulação da alcalinidade foi utilizado ácido sulfúrico (0,01M) como titulante e como indicador o pH da amostra. Para a titulação, 100 ml de amostra de água foi transferido para um béquer, após o pH da amostra ser mensurado utilizou-se H_2SO_4 0,01M até o pH chegar em 4. O volume gasto do ácido foi medido e a alcalinidade foi determinada conforme descrito por Boyd ;Tucker (1992).

Já para a dureza foi utilizado para a titulação ácido etilenodiamino tetra-acético (EDTA) e como indicador o negro de eriocromo. Para isso, 25 ml da amostra foram transferidos para um Erlenmeyer de 250 ml junto com 25 ml de água destilada. Após, foi pipetado 1 ml de solução tampão, e 1 ml de solução inibidora Na_2S e 2 gotas do indicador Negro de Eriocromo. Imediatamente, essa solução foi titulada com EDTA, até o ponto de viragem, desaparecendo a cor avermelhada. O volume gasto de EDTA foi anotado e os valores de dureza foram calculados conforme metodologia descrita por Adad (1982).

3.3 Nutrientes dissolvidos

Os nutrientes inorgânicos dissolvidos como nitrogênio amoniacal total, nitrito e ortofosfato foram determinados por espectrofotometria na faixa de luz visível. Para isso, as amostras de água passaram por processo de filtragem em filtro de 0,45 µm de poro para evitar interferentes nas análises. O nitrogênio amoniacal total (NH_3 e NH_4^+) foi determinado pelo método absorciométrico, o qual é fundamentado pela reação do salicilato de sódio catalisada pelo nitroprussiato de sódio com quantificação em 595 nm como descrito por Verdouw et al. (1978). O nitrito (N-NO_2) foi determinado baseado na reação com sulfanilamina e n(1-naftil) etilenodiamina com quantificação em 540 nm. O ortofosfato (P-PO_4^{3-}) foi determinado pelos métodos descritos por Aminot e Chaussepied (1983) e adaptados por Baumgarten et al. (1996), sendo quantificado pelo método espectrofotométrico, fundamentado na decomposição ácida da amostra e posterior tratamento com ácido ascórbico, com quantificação em 880 nm.

3.4 Análises estatísticas

Os dados obtidos ao longo dos doze meses para cada ponto foram agrupados de acordo com a estação do ano. Assim, o período de inverno foi considerado entre os meses de junho a agosto, a primavera de setembro a novembro, o verão de dezembro a fevereiro e o outono de março a maio.

A análise de variância (ANOVA) de duas vias foi utilizada, primeiramente, para verificar se houve interação entre os pontos amostrais e as estações do ano. No entanto, para todos os parâmetros analisados nenhuma interação foi observada. Assim, a análise de variância (ANOVA) de 1 via foi utilizada para verificar se houve diferenças significativas entre os diferentes pontos amostrais para cada parâmetro analisado considerando cada estação do ano. Para avaliar se houve diferenças significativas para os parâmetros analisados em cada ponto amostral ao longo das estações do ano, a análise de variância (ANOVA) de 1 via também foi utilizada. Quando as diferenças foram significativas, o teste de Tukey HSD para múltiplas comparações foi utilizado. Quando necessário à função logarítmica foi usada para transformar os valores com a finalidade de normalizar os dados.

As diferenças foram consideradas significativas quando $P < 0,05$. Os dados estão expressos como média \pm erro padrão da média.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Parâmetros físicos da qualidade de água

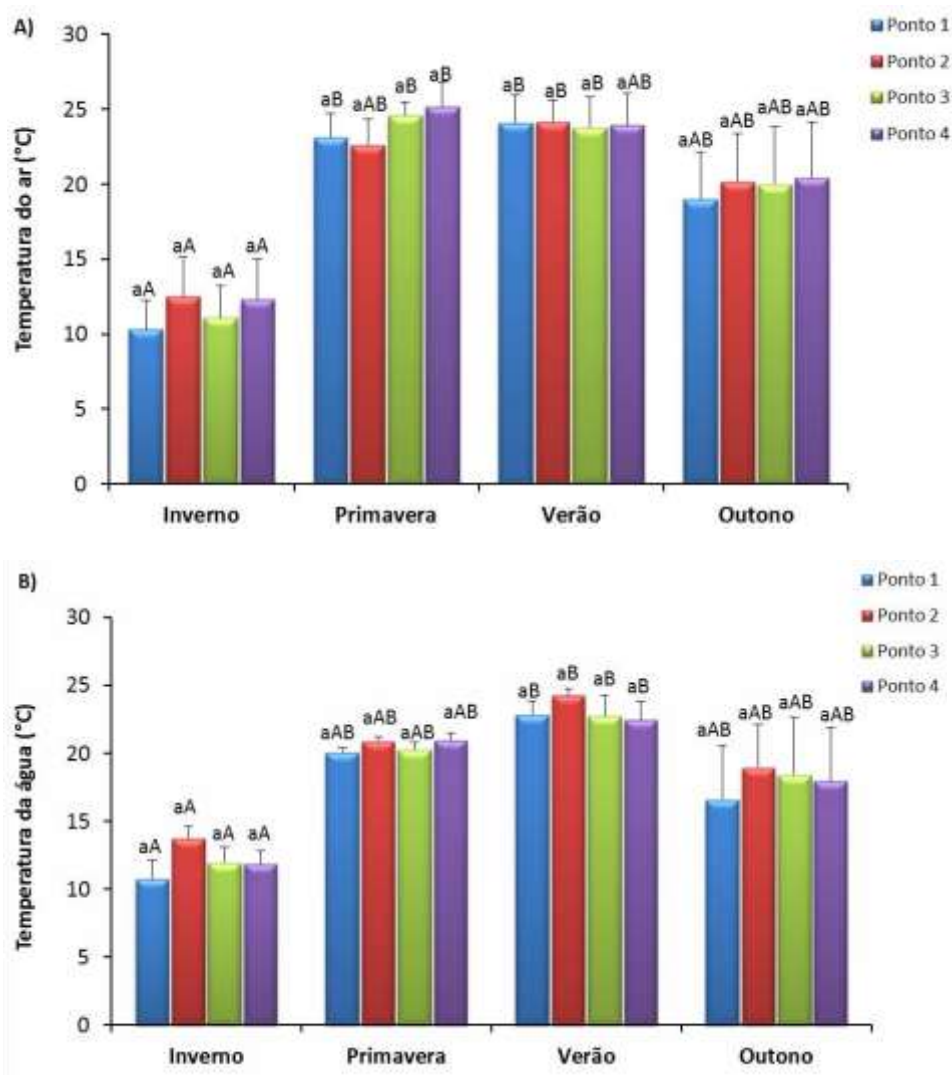
A menor temperatura do ar foi encontrada no P01 no inverno de $10,33 \pm 1,94^{\circ}\text{C}$, e a máxima no P03 na primavera de $24,6 \pm 0,87^{\circ}\text{C}$ (Figura 4A). Com exceção do ponto P04, todos os demais pontos obtiveram diferenças estatísticas ao longo das estações entre inverno e verão (Figura 4A). No entanto, nenhuma diferença estatística foi observada entre os pontos na mesma estação (Figura 4A). De acordo com os dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) durante o mesmo período em que o estudo foi realizado a mínima foi de 0°C em julho (inverno) e a máxima em dezembro (verão) de 38°C . Levando em consideração que as análises foram realizadas no período da manhã entre às 8:00 e 10:00h e que a temperatura oscila durante o dia, os valores encontrados estão dentro da faixa observada para o município (Figura 4A).

Durante os doze meses analisados, a menor temperatura da água foi de $10,7 \pm 1,38^{\circ}\text{C}$ no inverno no P01, enquanto a maior temperatura foi de $24,2 \pm 0,49^{\circ}\text{C}$ no verão no P02, sendo que a temperatura média foi $18,4 \pm 1,04^{\circ}\text{C}$ para todo o período amostrado. Não foram observadas diferenças estatísticas entre os pontos na mesma estação do ano (Figura 4B). No entanto, como era de se esperar diferenças estatísticas foram observadas ao longo das estações do ano em cada ponto, especialmente entre inverno e verão como pode ser observado na Figura 4B. Nunes (2014) durante os períodos de verão e inverno encontrou no córrego Felizardo uma variação da temperatura média da água de 13° a 27°C , valores semelhantes aos observados no presente estudo.

A vazão é o volume de água que passa numa determinada seção do canal por unidade de tempo, sendo influenciada diretamente pelo clima, aumentando em períodos chuvosos, e diminuindo em períodos de estiagem (BONIFÁCIO; FREIRE, 2013). No presente trabalho, durante o verão e o outono não foram observadas vazão nos pontos P01, P03 e P04 (Figura 5A). Além disso, a vazão não foi estatisticamente diferente entre os pontos no inverno e na primavera (Figura 5A). Os maiores valores de vazão foram observados nos pontos P03 ($136,93 \pm 60,22\text{ L/s}$) e P04 ($74,76 \pm 42,01\text{ L/s}$) durante o inverno. Esses maiores valores de vazão durante o inverno coincidem com os maiores índices pluviométricos observados na região de acordo os dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) em que o acumulado de chuva de maio a agosto de 2017

atingiu 517 mm no município de Uruguaiana. Enquanto que no verão (dezembro a fevereiro) o acumulado de chuva foi de 219 mm.

Figura 4. Variação da temperatura do ar (A) e da água (B) nos diferentes pontos amostrais localizados ao longo do córrego Felizardo, Uruguaiana-RS durante as quatro estações do ano. As barras representam média \pm erro padrão.



Letras minúsculas diferentes na mesma estação do ano indicam que há diferenças estatísticas entre os pontos amostrais através do teste de Tukey ($P < 0,05$). Letras maiúsculas diferentes para o mesmo ponto amostral ao longo das estações do ano indicam que há diferença estatística pelo teste de Tukey ($P < 0,05$). Letras iguais não diferem entre si.

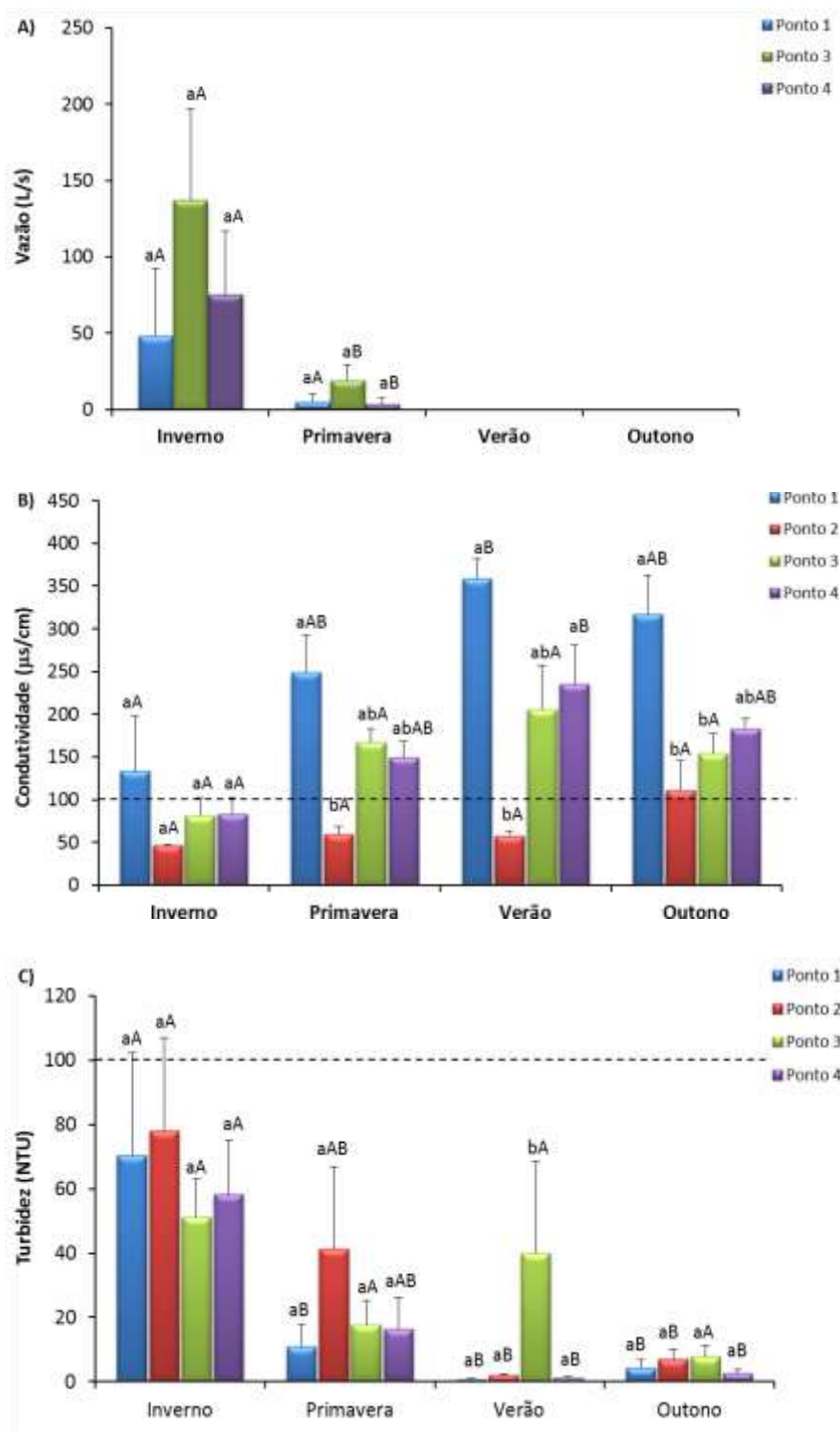
A condutividade elétrica indica a quantidade de íons dissolvidos na água e de acordo com a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2018), níveis

superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicam ambientes impactados. No presente estudo, os níveis de condutividade não estiveram acima de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ somente no P02 (inverno, primavera e verão) e no P03 (inverno) e P04 (inverno), enquanto que no P01 valores acima de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ foram observados em todas as estações do ano (Figura 5B), indicando que o córrego Felizardo já sofre impacto antes de receber os efluentes do CTPA. Com exceção do inverno, em que não foram observadas diferenças significativas entre os pontos, nas demais estações do ano, o ponto P01 sempre apresentou valores significativamente maiores ($P < 0.05$) do que o P02 (Figura 5B). É possível, que o barramento realizado no córrego Felizardo para abastecer o CTPA sirva como uma bacia de sedimentação em que os microrganismos e macrófitas aquáticas presentes na barragem assimilem e metabolizem os íons disponíveis, diminuindo o valor da condutividade no P02, assim a barragem acaba servindo como um sumidouro de nutrientes. De acordo com Wood (1995), alagados artificiais podem ser considerados filtros biológicos nos quais os microrganismos (aeróbios e anaeróbios) e as macrófitas aquáticas são os principais responsáveis pela purificação da água.

Os valores de condutividade no P02 e P03 permaneceram praticamente constantes ao longo de todo o período, já que não apresentaram nenhuma diferença estatística durante as quatro estações do ano (Figura 5B). No entanto, para P01 e P04 houve mudanças nos valores de condutividade ao longo das estações do ano. Para ambos os pontos (P01 e P04), valores significativamente maiores foram observados no verão em comparação ao inverno (Figura 5B). Os menores valores de condutividade durante o inverno devem estar relacionados à alta pluviosidade durante o período conforme os dados do INMET, assim como, pelos dados de vazão observados no presente estudo. De acordo com Nunes et al. (2014), a alta precipitação deve diminuir a concentração de íons dissolvidos e ocasionar, conseqüentemente, uma diminuição na condutividade elétrica.

A turbidez de um líquido é a medida da interferência à passagem da luz através do meio, sendo proporcionada pela presença de partículas em suspensão (BRASIL, 2014). De acordo com a resolução do CONAMA 357, a classe II, a qual o arroio se enquadra segundo Nunes (2014), a turbidez não deve ultrapassar 100 NTU. No presente estudo em nenhum dos pontos encontraram-se medidas que chegassem a esse valor (Figura 5C). O valor máximo encontrado foi no inverno no P02 com $78,03 \pm 28,82$ NTU e mínimo no verão no P01 com $0,86 \pm 0,19$ NTU (Figura 5C).

Figura 5. Variação da vazão (A), condutividade (B) e turbidez (C) nos diferentes pontos amostrais localizados ao longo do córrego Felizardo, Uruguaiana-RS durante as quatro estações do ano. As barras representam média \pm erro padrão.



Letras minúsculas diferentes na mesma estação do ano indicam que há diferenças estatísticas entre os pontos amostrais através do teste de Tukey ($P < 0,05$). Letras maiúsculas diferentes para o mesmo ponto amostral ao longo das estações do ano indicam que há diferença estatística pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

Letras iguais não diferem entre si. Linhas tracejadas nos gráficos da condutividade elétrica (B) e turbidez (C) indicam o máximo conforme a CETESB (2018) e pelo CONAMA (2005) para classe II, respectivamente.

Durante o período de inverno, primavera e outono não houve diferenças estatísticas entre os pontos. No entanto, no verão o P03 ($40,01 \pm 28,53$ NTU) apresentou valores significativamente maiores do que os demais pontos. Esse maior valor de turbidez no P03 deve estar relacionado ao manejo dos tanques que foram realizados durante o período de verão no CTPA. A coleta de dezembro foi realizada um dia após a despesca e a coleta do mês de janeiro foi realizada no mesmo dia que estava sendo despescado outro tanque. O aumento da turbidez devido às atividades de despesca e drenagem de viveiros de piscicultura já foi relatado em outros estudos (LIMA, 2010; BOYD, 1994). É importante mencionar que o impacto dos efluentes do CTPA relacionados à turbidez foi observado apenas no P03, já que os valores foram reduzidos no P04, indicando um impacto apenas local.

Variações sazonais na turbidez foram observadas nos pontos P01, P02 e P04. Para esses pontos, os valores foram significativamente maiores no inverno do que no verão e outono (Figura 5C). Já o P03 não apresentou nenhuma variação ao longo das estações do ano, possivelmente devido ao impacto dos efluentes do CTPA durante o verão. Segundo os dados do INMET durante o inverno obteve-se índices mais elevados de pluviosidade na região, com isso eleva-se as partículas em suspensão devido o carreamento do material particulado, ocasionando o aumento dos valores de turbidez dos corpos d'água (RICHTER, 2009).

4.2 Parâmetros químicos de qualidade da água

De acordo com o CONAMA, para a classe II, os níveis de oxigênio não devem ser inferiores a 5 mg/L. No presente estudo, valores inferiores a 5 mg/L de oxigênio dissolvido foram observados especialmente no P01 (primavera, no verão e no outono) e P02 em todas as estações do ano (Figura 6). Já no P03 e P04 somente no verão foram observados valores inferiores a 5 mg/L. Com base nos resultados de oxigênio dissolvido, o córrego Felizardo parece não estar sendo impactado pelos efluentes do CTPA. No entanto, é importante mencionar que os valores elevados encontrados nos pontos P03 e P04 possivelmente são ocasionados pelo excesso de água que extravasa

pelo vertedouro da barragem durante períodos chuvosos, aumentando assim, os níveis de oxigênio nos pontos P03 e P04.

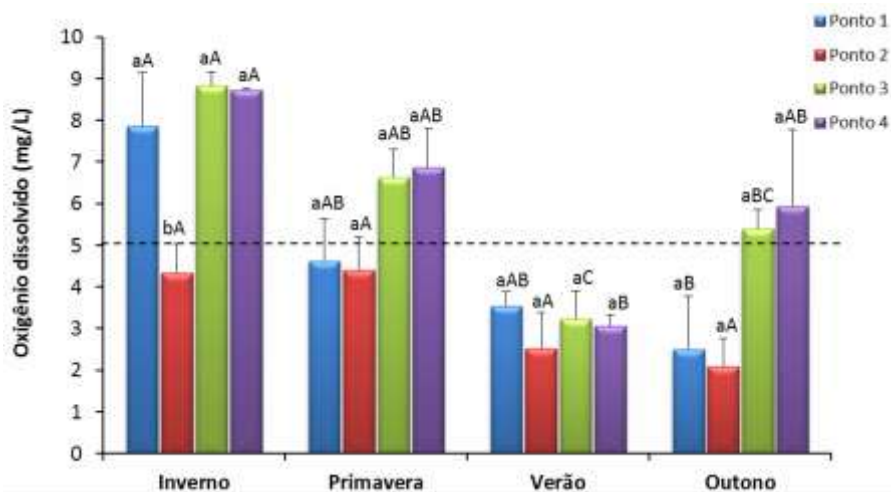
No inverno, a concentração de oxigênio dissolvido foi significativamente menor no P02 ($4,33 \pm 0,69$ mg/L) quando comparado com os demais pontos (Figura 6). O menor nível de oxigênio observado no inverno no P02 deve estar relacionado à presença excessiva de macrófitas aquáticas e pelo acúmulo exagerado de matéria orgânica que são carregados pelo córrego Felizardo até a barragem. De acordo com Sipaúba-tavares et al. (1999), o excesso de matéria orgânica pode gerar um aumento da produção bacteriana, ocasionando o consumo de oxigênio. Segundo Beanti et al. (2003), a matéria orgânica suspensa é retida no sedimento sendo assimilada por microrganismos aeróbicos, que utilizam o oxigênio dissolvido como veículo para decomposição da mesma. Este comportamento está em concordância com o valor de oxigênio dissolvido encontrado nas análises no P02, que se encontrou muito baixo.

Variações sazonais nos níveis de oxigênio foram observadas nos pontos P01, P03 e P04. Para esses três pontos, os maiores níveis de oxigênio foram encontrados no período de inverno (Figura 6). Por outro lado, para o P02 não foram observadas alterações nos níveis de oxigênio ao longo das estações do ano (Figura 6). De acordo com Arana (1997), a concentração de oxigênio é inversamente proporcional à temperatura, sendo assim, quanto maior a temperatura menor será a concentração do oxigênio. Nunes (2014) também mensurou oxigênio no Arroio Felizardo, encontrando valores parecidos ao do presente estudo, sendo que no inverno uma média de 8.0 mg/L e no verão 4.1 mg/L.

O pH é o parâmetro que indica se a água está ácida, neutra ou alcalina, condições que dependem da relação entre os íons H^+ e OH^- . O pH para a classe II conforme o CONAMA deve estar entre 6 a 9. No presente estudo, todas as análises dos níveis de pH apresentaram níveis dentro dos limites estipulados pelo CONAMA, sendo o valor mínimo encontrado no P02 durante o inverno ($6,25 \pm 0,2$) e máximo no P04 ($7,84 \pm 0,1$) durante a primavera (Figura 7A). Valores significativamente mais baixos foram sempre encontrados no P02 quando comparado com os demais pontos, com exceção do verão (Figura 7A). Esses valores mais baixos no P02, possivelmente, estão relacionados ao acúmulo de matéria orgânica na barragem. De acordo com Esteves (1998) quanto maior a presença de matéria orgânica mais ácida é a água, pois as

bactérias decompõem a matéria orgânica liberando CO_2 e aumentando o H^+ , consequentemente diminuindo o pH.

Figura 6. Variação do oxigênio dissolvido nos diferentes pontos amostrais localizados ao longo do córrego Felizardo, Uruguaiana-RS durante as quatro estações do ano. As barras representam média \pm erro padrão.



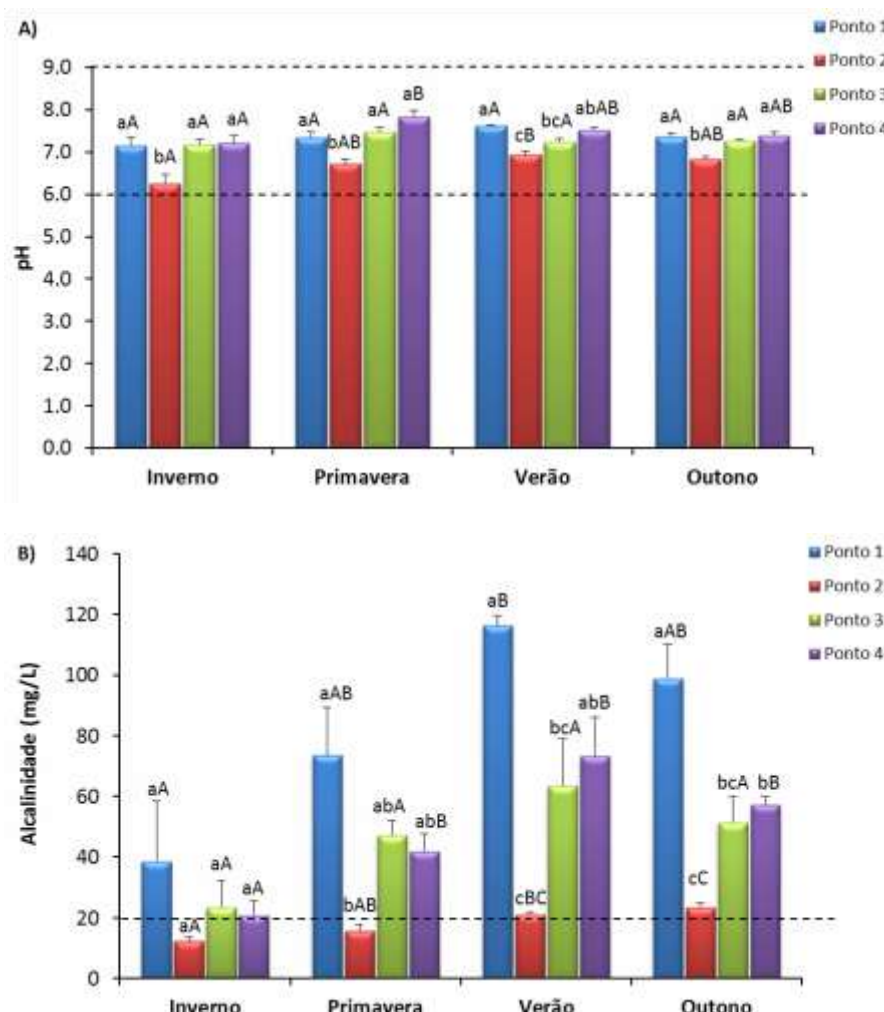
Letras minúsculas diferentes na mesma estação do ano indicam que há diferenças estatísticas entre os pontos amostrais através do teste de Tukey ($P < 0,05$). Letras maiúsculas diferentes para o mesmo ponto amostral ao longo das estações do ano indicam que há diferença estatística pelo teste de Tukey ($P < 0,05$). Letras iguais não diferem entre si. Linha tracejada indica o valor mínimo estipulado pelo CONAMA (2005) para a classe II.

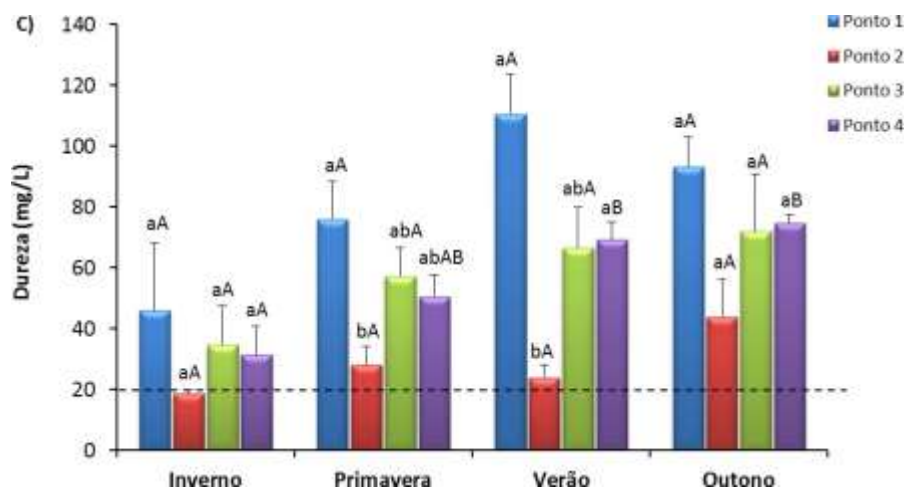
Durante o verão, o pH no P03 ($7,23 \pm 0,09$) foi significativamente mais baixo do que P01 ($7,61 \pm 0,03$), possivelmente devido aos efluentes do CTPA (Figura 7A). Em efluentes oriundos da produção de camarão *Litopenaeus vannamei* em um cultivo semi-intensivo, Canary et al., (2009) também observou uma diminuição do pH. De acordo com Canary et al., (2009) essa diminuição do pH pode ter sido dada pela provável presença de amônia no efluente, pelo caráter ácido provocado pelas fezes e respiração dos animais, e resíduos da ração.

Nenhuma variação sazonal do pH foi observada para os pontos P01 e P03 (Figura 7A). No entanto, para o P02 ($6,93 \pm 0,08$) o maior valor de pH foi observado durante o verão, enquanto que para o P04 ($7,84 \pm 0,13$) o maior valor foi observado durante a primavera (Figura 7A). Nunes (2014) também avaliou o pH no córrego Felizardo e encontrou valores e variações sazonais parecidas ao do presente estudo,

sendo que no verão valores mais altos (8,28) e no inverno valores mais baixos (7,75). Azevedo et al., (2003) estudando a interferência das variações climáticas na ictiofauna do córrego Felizardo, obteve uma média anual do pH de 7,0, valor também parecido aos observados para aos diferentes pontos amostrais no presente estudo.

Figura 7. Variação do pH (A), alcalinidade (B) e dureza (C) nos diferentes pontos amostrais localizados ao longo do córrego Felizardo, Uruguiana-RS durante as quatro estações do ano. As barras representam média \pm erro padrão.





Letras minúsculas diferentes na mesma estação do ano indicam que há diferenças estatísticas entre os pontos amostrais através do teste de Tukey ($P < 0,05$). Letras maiúsculas diferentes para o mesmo ponto amostral ao longo das estações do ano indicam que há diferença estatística pelo teste de Tukey ($P < 0,05$). Letras iguais não diferem entre si. Linhas tracejadas indicam valores mínimos e máximos estipulados pelo CONAMA (2005) para a classe II para o pH (A). Linhas tracejadas para alcalinidade (B) e dureza (C) indicam os valores mínimos ideais para serem usados na criação de organismos aquáticos conforme recomendado por Boyd; Tucker (1998).

A alcalinidade é a capacidade que um sistema aquoso tem de neutralizar (tamponar) ácidos, sendo de extrema importância quando se trata de controlar o pH. Levando em consideração que o CONAMA não estabelece valores mínimos nem máximos para esse parâmetro, vale ressaltar que o mesmo é de suma importância para a atividade de piscicultura, impedindo oscilações bruscas no pH durante o cultivo. Segundo Boyd; Tucker (1998) as águas para o cultivo de organismos aquáticos devem conter uma alcalinidade maior do que 20 mg/L de CaCO_3 . No presente estudo, o P02 apresentou valores inferiores a 20 mg/L em todas as estações do ano (Figura 7B). A baixa alcalinidade observada no P02 indica que nesse ponto a capacidade da água tamponar ácidos é muito pequena, corroborando os resultados de pH observados para esse mesmo ponto. Levando em consideração os dados de pH e alcalinidade do P02 e que a água proveniente desse ponto abastece o CTPA, cuidados devem ser tomados no preenchimento dos viveiros para o início de um novo ciclo. Assim, é essencial que o pH dos solos dos viveiros seja mensurado, para que uma calagem apropriada seja realizada com a finalidade da água da barragem não prejudicar o ciclo produtivo. Segundo Boyd; Scarsbrook (1974) se a alcalinidade for menor que 20 mg/L é necessário realizar a calagem dos viveiros, pois quando o sedimento do fundo for ácido ele absorve

parcialmente o fósforo adicionado através dos fertilizantes. Com o aumento do pH, o fósforo torna-se disponível e aumenta também a disponibilidade de carbono para a realização da fotossíntese através da elevação da concentração dos íons de bicarbonato na água.

Variações sazonais de alcalinidade foram observadas nos pontos P01, P02 e P04 (Figura 7B). No P01 o maior valor foi observado no verão (Figura 7B). No P02 os maiores valores foram observados no verão e outono e no P04 na primavera, verão e outono (Figura 7B). Com o aumento dos índices pluviométricos observados na região de acordo com os dados do (INMET) no inverno observa-se uma diminuição da alcalinidade na mesma estação, provavelmente em consequência da diluição da concentração dos íons bicarbonatos e carbonatos. Fraga (2012) avaliou a possível existência de relação entre a precipitação e os parâmetros de qualidade da água em 14 fontes de captação usadas para irrigação do morangueiro, com o aumento da precipitação observou-se uma tendência de queda nos valores de alcalinidade na maioria das fontes de captação. Fraga ainda explica que possivelmente essa queda se teve em consequência da diluição da concentração dos íons bicarbonatos e carbonatos.

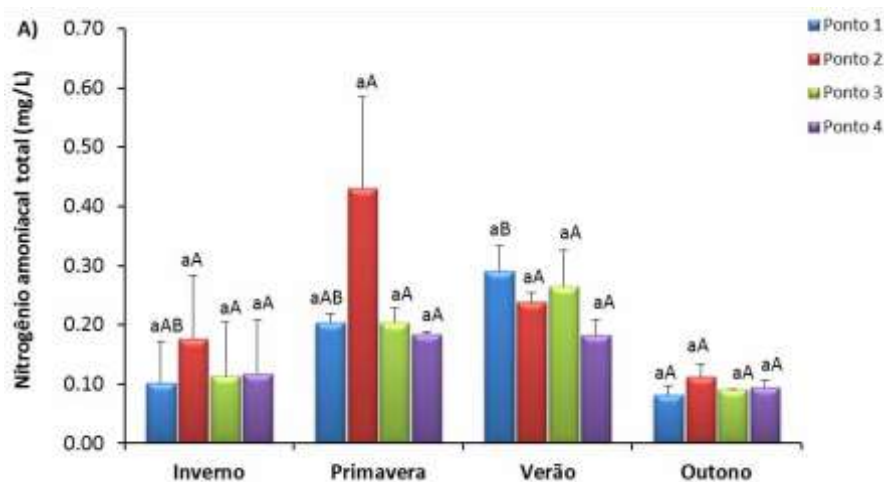
Dureza total refere-se à concentração de íons metálicos presentes na água, em particular o cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}). Assim como a alcalinidade, o CONAMA não estabelece valores mínimos e máximos para esse parâmetro, porém é importante para a produção dos organismos aquáticos. Segundo Boyd; Tucker (1998) as águas para o cultivo de organismos aquáticos devem conter uma dureza maior do que 20 mg/L de CaCO_3 . Os valores de dureza sempre foram próximos a 20 mg/L no P02, com exceção do outono em que o valor de dureza atingiu 44 ± 12 mg/L (Figura 7C). Além disso, o P02 apresentou valores significativamente menores do que os demais pontos durante a primavera e o verão (Figura 7C). De maneira geral, os valores de dureza encontrados no presente estudo seguiram um comportamento semelhante ao da alcalinidade. De acordo com Queiroz (2006) na maioria das águas as concentrações de dureza e alcalinidade são aproximadamente iguais, o que fica evidente no presente estudo.

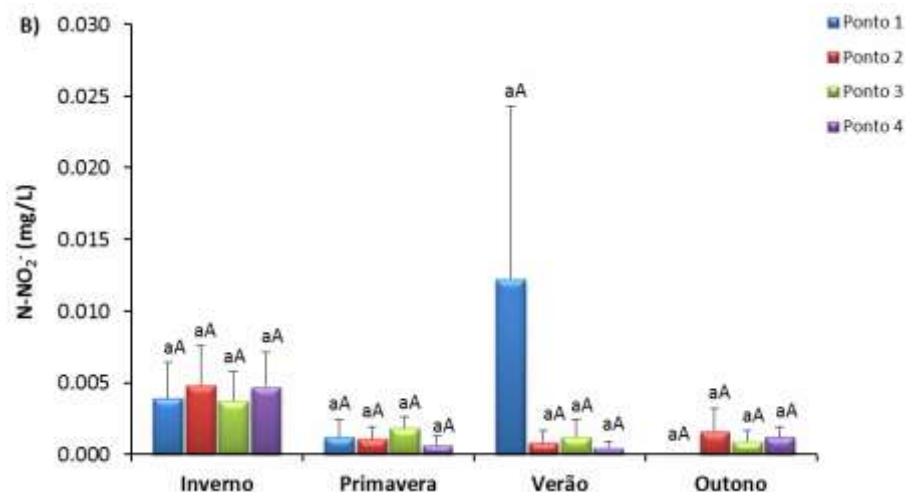
De acordo com a classificação de Esteves (1998) as águas do arroio podem ser classificadas como “branda” com exceção do P01 no verão, primavera e outono onde conforme a classificação é considerada “moderadamente dura”.

4.3 Nutrientes dissolvidos

Segundo a legislação do CONAMA (2005), os níveis de nitrogênio amoniacal total para ambientes com pH menor ou igual a 7,5 como é o caso da maior parte dos valores observados no presente estudo, a concentração máxima para que o ambiente não seja considerado impactado é de até 3,7 mg/L. A máxima encontrada no arroio Felizardo foi de $0,43 \pm 0,1$ mg/L no P02 durante a primavera e a mínima foi de $0,09 \pm 0,00$ mg/L no P03 durante o outono (Figura 8A). Além disso, nenhuma diferença estatística foi observada entre os pontos (Figura 8A). Esses dados indicam que o córrego Felizardo recebe um aporte muito baixo de nitrogênio amoniacal, mesmo no P03 onde os efluentes do CTPA são lançados. No período de realização do presente estudo somente alguns tanques estavam em funcionamento no CTPA, além disso, a densidade de estocagem estava baixa nos tanques, o que deve ter colaborado para os baixos níveis de nitrogênio amoniacal total encontrado, especialmente, no ponto P03.

Figura 8. Variação do nitrogênio amoniacal (A) e nitrito (B) nos diferentes pontos amostrais localizados ao longo do córrego Felizardo, Uruguaiana-RS durante as quatro estações do ano. As barras representam média \pm erro padrão.





Letras minúsculas diferentes na mesma estação do ano indicam que há diferenças estatísticas entre os pontos amostrais através do teste de Tukey ($P < 0,05$). Letras maiúsculas diferentes para o mesmo ponto amostral ao longo das estações do ano indicam que há diferença estatística pelo teste de Tukey ($P < 0,05$). Letras iguais não diferem entre si.

Com relação à variação sazonal do nitrogênio amoniacal total, somente para o P01 foi observado uma diferença significativa entre o verão ($0,290 \pm 0,04$ mg/L) e o outono ($0,082 \pm 0,01$ mg/L) (Figura 8A). Nos demais pontos, o nitrogênio amoniacal se manteve praticamente constante ao longo de todas as estações do ano. Vale ressaltar que de acordo com Ribeiro (1997) para o plantio de arroz geralmente é utilizado a adubação nitrogenada, a base de nitrogênio. Esses mesmos nutrientes utilizados para o plantio do arroz no município podem ter sido carregados por lixiviação até o córrego Felizardo, aumentando a concentração do mesmo durante o período observado no P01. Nunes (2014) também observou um aumento do nitrogênio amoniacal no córrego Felizardo durante o verão (1,0 mg/L) quando comparado ao inverno (de 0,125 a 0,365 mg/L) ao longo do córrego Felizardo.

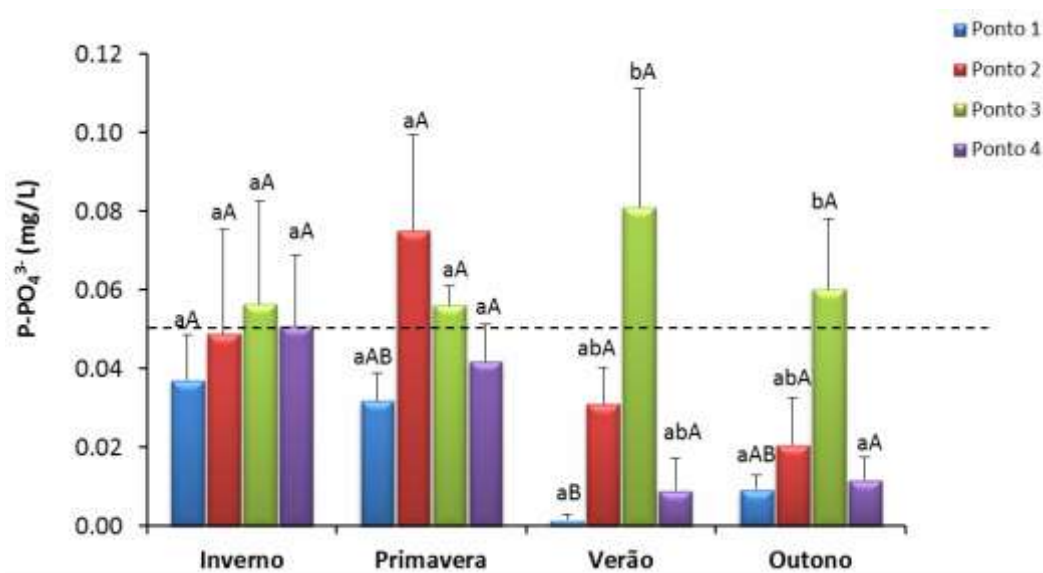
O nitrito é um composto intermediário do processo em que a amônia é transformada por bactérias em nitrato. De acordo com o CONAMA (2005) para as classes II, onde o córrego se enquadra, os níveis de nitrito não devem ultrapassar 1 mg/L. No presente estudo, os valores de nitrito foram baixos em todos os pontos amostrados, não ultrapassando 0,02 mg/L (Figura 8B). Além disso, nenhuma diferença estatística foi observada entre os pontos, assim como, nenhuma variação sazonal também foi verificada (Figura 8B). Sendo a fase intermediária de amônia e nitrato, o nitrito é encontrado em baixas concentrações quando comparado com os mesmos, somente em

corpos d'águas poluídos pode apresentar valores significativos (ESTEVES, 1998). Azevedo et al. (2003) encontrou valores próximos a do presente estudo (0,025mg/L) para o nitrito no córrego Felizardo. Porém, cabe ressaltar que as análises desse estudo foram realizadas por kits colorimétricos que não são tão precisos.

Na legislação CONAMA (2005) não há referência para ortofosfatos, mas sim para fósforo total, que representa o conjunto das formas fosfáticas dissolvidas somadas às em suspensão. De acordo com a legislação, sua concentração não deve ultrapassar 0,05 mg/L, levando em consideração que o arroio é um ambiente intermediário entre lântico e lótico. No presente estudo, o P03 sempre apresentou valores superiores a 0,05 mg/L de ortofosfatos (Figura 9). Além disso, durante o verão, o P03 apresentou valores significativamente maiores do que o P01 e no outono, os valores foram significativamente maiores do que o P01 e P04 (Figura 9). Os altos níveis de ortofosfatos no P03 devem estar diretamente relacionados aos efluentes dos tanques do CTPA que devem transportar altos níveis desse nutriente devido à presença de fósforo nas rações que são fornecidas para a criação dos animais. Além disso, durante o período de verão quando se intensificou a alimentação dos animais e o manejo dos tanques observou-se o maior valor de ortofosfato no P03 ($0,08 \pm 0,03$ mg/L). Lima (2010) avaliou a qualidade da água de viveiros de alevinagem da piaba *Astyanax lacustris* e de seus efluentes durante a despesca na estação de piscicultura de Paulo Afonso- EPPA, encontrando altos índices de fosfatados oriundos da produção de *A. lacustris*. Essas altas concentrações não se adequam às normas ambientais para serem lançadas no meio ambiente sem tratamento. Lima (2010) ainda explica que esses altos índices possivelmente são oriundos da matéria orgânica na forma de fertilizantes e da ração. Diferentemente dos compostos nitrogenados o impacto do fósforo foi visível nos efluentes do CTPA, embora esse não esteja atuando com sua capacidade máxima.

É importante mencionar que o córrego Felizardo entre os pontos P03 e P04 percorre cerca de 500 metros e ao longo desse trajeto o córrego apresenta nas margens vegetação aquática. Possivelmente, essa vegetação deve estar absorvendo o fósforo oriundo dos efluentes do CTPA, já que no P04 as concentrações de ortofosfato encontraram-se até 8 vezes mais baixas quando comparadas ao ponto P03. De acordo com Biudes; Camargo (2010) o uso de macrófitas aquáticas (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) no tratamento de efluentes da aquicultura tem a capacidade de reduzir a quantidade de fósforo em até 75%.

Figura 9. Variação do ortofosfato nos diferentes pontos amostrais localizados ao longo do córrego Felizardo, Uruguaiiana-RS durante as quatro estações do ano. As barras representam média \pm erro padrão.



Letras minúsculas diferentes na mesma estação do ano indicam que há diferenças estatísticas entre os pontos amostrais através do teste de Tukey ($P < 0,05$). Letras maiúsculas diferentes para o mesmo ponto amostral ao longo das estações do ano indicam que há diferença estatística pelo teste de Tukey ($P < 0,05$). Letras iguais não diferem entre si. Linhas tracejadas indicam valores máximos de fósforo estipulados pelo CONAMA (2005) para classe II.

Com os dados das análises das quatro estações ao longo de um ano, podemos observar que o CTPA contribui pontualmente para o aumento de fósforo no córrego Felizardo. No entanto, o nitrogênio amoniacal total e o nitrito apresentam-se dentro do estipulado pelo CONAMA. Para os parâmetros físicos, a turbidez teve valores mais baixos comparados com o que a legislação CONAMA n°357/05 estabelece para corpos hídricos da classe II, onde o córrego se enquadra conforme Nunes (2014). No entanto, para a condutividade elétrica a maioria dos pontos apresentam níveis mais elevados do que o recomendando pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2018), quando níveis superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicam ambientes impactados.

De acordo com a maioria dos parâmetros analisados no presente estudo, as águas do córrego Felizardo continuam pertencendo a classe II conforme a resolução do CONAMA 357 de 2005. No entanto, vale ressaltar que o CTPA ainda não está atuando com sua capacidade máxima e a continuação do monitoramento dos parâmetros é

essencial para uma melhor compreensão do real impacto ocasionado pelos efluentes do CTPA ao córrego Felizardo. Além disso, de acordo com os resultados obtidos de pH, alcalinidade, dureza para o P02, a água da barragem deve ser utilizada com cuidado para o abastecimento dos tanques do CTPA para evitar perdas na produção.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Estudos mais aprofundados devem ser realizados para analisar o sedimento do fundo de cada ponto, tipo de adubação, agrotóxico e herbicida que são utilizados na região, para um melhor entendimento da interferência dos mesmos no córrego Felizardo. Ao longo do seu trajeto, além dos efluentes do CTPA o arroio recebe inúmeros tipos de efluentes orgânicos, nos quais podem alterar a qualidade da água deste córrego. Como o CTPA ainda não está atuando com sua capacidade máxima, a continuação do monitoramento dos parâmetros físicos e químicos da água é essencial para uma melhor compreensão do impacto ocasionado pelos efluentes do CTPA no córrego Felizardo.

Conforme o estudo realizado através das análises físicas e químicas da água, as águas do Arroio Felizardo continuam pertencendo a classe II conforme a resolução do CONAMA 357 de 2005. Porém, estudos futuros deveriam ser realizados para analisar outros parâmetros além dos analisados no presente estudo tais como: DBO, clorofila e metais pesados, pois podem indicar níveis de poluição que não são determinados somente pelas variáveis utilizadas nesse estudo, assim tendo um melhor entendimento do córrego. Quando as atividades no CTPA forem intensificadas vale uma maior atenção para o córrego Felizardo, já que a água oriunda da piscicultura não passa por nenhum tipo de tratamento ao ser lançada no mesmo. Um manejo mais racional, análises prévias da água de abastecimento, e do solo dos viveiros, arraçoamento corretos, aliados a um monitoramento contínuo dos efluentes e do corpo receptor serão indispensáveis.

REFERÊNCIAS

- ADAD, J.M.T. **Controle Químico de Qualidade**. 1 ed. Rio de Janeiro: Guanabara, 1982. 203p.
- ALBANEZ, J.R.; ALBANEZ, A.C.M.P. **Legislação ambiental aplicada à piscicultura**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2000. 22p.
- ALVARADO JJ, AGUILAR JF. BATIMETRIA.; **Salinidade, temperatura y oxígeno disuelto em aguas del Parque Nacional Marino Ballena, Pacífico, Costa Rica**. *Revista Biología Tropical*. 2009; 57(1): 19-29.
- AMINOT, Alain; CHAUSSEPIED, Marcel. *Manuel des analyses chimiques en milieu marin*. 1983.
- ANA- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil) < <http://www3.ana.gov.br/>> acessado em: 25.10.2018.
- ANUÁRIO PEIXE BR. 2018. Disponível em: <https://www.peixebr.com.br/anuario-peixebr2018/> Acesso em: 06.09.2018 as 12:44h
- ARANA, L. V. **Princípios químicos de qualidade da água em aquicultura**. Florianópolis: Editora da UFSC, 1997, 166p
- AZEVEDO, C. L. O., et al. Diversidade específica, densidade e biomassa da ictiofauna da nascente do arroio Felizardo, bacia do rio Uruguai Médio, Uruguaiana, RS, Brasil. *Biodiversidade Pampeana*, 1.1: 35-45.2003
- BACCARIN, A.E.; CAMARGO, A.F.M. Characterization and evaluation of the impact of feed management on the effluents of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Culture Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.48, n.1, p.81-90, 2005.
- BAUMGARTEN, M. G. Z.; ROCHA, J. M. B.; NIENCHESKI, L. F. H. **Manual de análises em oceanografia química**. Rio Grande: Editora da FURG, 1996. 132p.
- BIUDES, J. F. V., & CAMARGO, A. F. M. (2010). **Uso de macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes de aquicultura**. *Boletim Ablimno*, 38, 1-10.

BRASIL_____. (2014) Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS. Brasília: FUNASA. 112 pg.

BOYD,C.E Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. *Aquaculture*, 2003, 226.1-4: 101-112.

BOYD, C.E & TUCKER, C.S. **Water quality and pond soil analyses for aquaculture**. Alabama, Auburn University Press. 183p.,1990.

BOYD, C. E.; TUCKER, C. S. **Pond aquaculture water quality managenente**. Boston: Kluwer Academic, 1998. 700 p..

BOYD, C.E; SCARBROOKK, E. 1974 **Effects od agricultura limestone on phytoplankton comunitiens of fish ponds**. Arch Hydrobiol. Berlin, 74(3): 336-346.

BOYD, C.E.; TUCKER, C.S. **Water quality and pond soil analysis for aquaculture**. Alabama Agricultural Experiment Station, 1992. 183p.

BOSCOLO, W. R.; HAYASHI, C.; MEURER, F. Digestibilidade aparente da energia e nutrientes de alimentos convencionais e alternativos para a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*, L.). **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 31, n. 2, p. 539-545, 2002.

BONIFÁCIO, C. M.; FREIRE, R. Comparação de três métodos para amediação da vazão e velocidade aplicados em dois cursos d'água da bacia do Ribeirão Maringá . Periódico Eletrônico. **Fórum ambiental da Alta Paulista**, v. 9, n 2, p. 406-415, 2013.

BUENO,L.F.;GALBI ATTL,J.A.;BORGES,M .J. Monitoramento de variáveis de qualidade da água do Horto OuroVerde- ConchalSP. **Revista Engenharia Agrícola, Jaboticabal**, v.25,n.3,p.742-748, set./ dez.2005

CANARY, Ana Carolina Cotta de Mello; POERSCH, Luís Henrique da Silva; WASIELESKY JUNIOR, Wilson Francisco Britto. **Impacto dos efluentes de cultivo semi-intensivo de camarão sobre a fauna bentônica no sul do Brasil**. 2009.

CASTELLANI, D.; BARRELLA, W. **Impactos da atividade de piscicultura na bacia do rio Ribeira de Iguape, SP–Brasil**. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 32, n. 2, p. 161-171, 2006.

CETESB, Variáveis de qualidade das águas. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp>. Acesso em 16/11/2018

CYRINO, José Eurico Possebon, et al. A piscicultura e o ambiente: o uso de alimentos ambientalmente corretos em piscicultura. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 2010, 39.suppl spe: 68-87.

COCHAVA, M.; DIAB, S.; AVNIMELECH, Y. MIRES, D.; AMIT, Y. **Intensive growth of fish with minimal water exchange**. *Fish-breeding Israel*, 23(4): 174-181, 1990.

CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Diário oficial da União, 2005.

CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente). **Resolução nº 410, de 4 de maio de 2009**. Diário oficial da União, 2009.

CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente). **Resolução nº 431, de 24 de maio de 2011**. Diário oficial da União, 2011.

CONSEMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) **Resolução CONSEMA nº 355/2017**

CREPALD, D.V. **Sistemas de produção na piscicultura**. v.30, n.3/4, p.86-99, jul./dez. 2006.

DIAZ, R.O.R. **Remoção de matéria orgânica e inorgânica de efluentes da carcinicultura marinha utilizando processos integrados: sedimentação, filtração por moluscos bivalves e absorção por macroalgas**. Tese de Doutorado, UFSC, 2007.

ESTEVES, F. de A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: 1998.

FEE. Estimativas Populacionais (Revisão 2018). Disponível em <<https://www.fee.rs.gov.br/indicadores/populacao/estimativas-populacionais-revisao-2018/>> Acesso em 31 de outubro de 2018.

FIRPO, Mári Ândrea Feldman; SANSIGOLO, Clóvis Angeli; DE ASSIS, Simone Vieira. Climatologia e variabilidade sazonal do número de ondas de calor e de frio no Rio Grande do Sul associadas ao ENOS. *Revista Brasileira de Meteorologia*,

2012, 27.1.

FRAGA D.S, Rosiméri, et al. Influência da precipitação sobre parâmetros de qualidade da água utilizada para irrigação do morangueiro no município de Turuçu-RS. *Current Agricultural Science and Technology*, 18.1.2012

IBGE (2017) <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/uruguaiana/pesquisa/18/0>. Acessado em 31/10/18.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia .Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/> Acesso em: 13.09.2018 às 21:22

KUBITZA, F. Principais espécies, áreas de cultivo, rações, fatores limitantes e desafios. **Panorama da Aquicultura**. vol.25, n° 150, 2015.

KUBITZA , F. Sistemas de Recirculação: sistemas fechados com tratamento e reuso da água. **Panorama da Aquicultura**. Roma, n. 38, nov. 2006

LIMA, Elvídio Landim do Rêgo. Qualidade da água e dos efluentes em viveiros de reprodução de *Astyanax lacustris* (Reinhardt, 1874) na **Estação de Piscicultura de Paulo Afonso-BA**. 2010.

LOURES, A.P.S. et al. Remoção de fósforo em sistema de tratamento de esgoto doméstico, por escoamento superficial. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 706-714, 2006.

MACEDO, C.F.; SIPAUBA-TAVARES, L.H. **Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: consequências e recomendações**. Boletim do. Instituto. Pesca, v. 36, n. 2, p. 149-163, 2010.

MACHADO, B.C. **Avaliação da qualidade dos efluentes das lagoas de estabilização em série da Estação de Tratamento de Esgoto de Samambaia**, DF para o cultivo de tilápia (*Oreochromis niloticus*) 126 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia, Brasília, DF.2006.

MARISCAL-LAGARDA, R.; PÁEZ-OSUNA, F.; ESQUER-MÉNDEZ, J.L.; GUERRERO-MONROY, I.; DEL VIVAR, A.R.; FÉLIX-GASTELUM, R. **Integrated culture of white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) and tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill) with low salinity groundwater: management and production**. *Aquaculture*, Amsterdam, v. 366-367, p. 76-84, 2012.

MAROTTA, Humberto; OLIVERA DOS SANTOS, Roselaine; ENRICH-PRAST, Alex. Monitoramento limnológico: um instrumento para a conservação dos recursos hídricos no planejamento e na gestão urbano-ambientais. *Ambiente & sociedade*, 2008, 11.1.

NEU, Dacley Hertes, et al. Qualidade da Água em um Reservatório Neotropical Associado à Criação de Peixes em Tanques Rede: Reservatório de Itaipu. *Agrarian*, 7.23: 139-146.2014

NUNES, Paulo Roberto Alves. **Insetos aquáticos bioindicadores: influência de efluentes de piscicultura sobre um córrego pampeano, Uruguaiana, Brasil.** 2014.

PARRON, Lucilia Maria; MUNIZ, DH de F.; PEREIRA, Claudia Mara. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água.** Colombo: Embrapa Florestas, 2011.

PENG, KW, SF CHEW, CB LIM, SSL KUAH, WK KOK & YK IP. 1998. The mudskippers *Periophthalmodon schlosseri* and *Boleophthalmus bossaerti* can tolerate environmental NH₃ concentrations of 446 and 361 M, respectively. *Fish Physiology. Biochemistry.*, 19:59-69.

QUEIROZ, J.F; BOEIRA, R.C.; SILVEIRA, M.P. **Amostragem de sedimento do fundo de lagos, represas e viveiros de aqüicultura para análises físico-químicas. In Manual de Procedimentos de Coleta de Amostras em áreas Agrícolas para Análise da Qualidade Ambiental: Solo, Água e Sedimentos.** Embrapa meio ambiente, Jaguariúna, SP, 2006. 137-151.

RAVEN P.; EVERT, R.E **Biologia Vegetal.** 6 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1999.

RANDALL, DJ & YK IP. **Ammonia as respiratory gas in water na air breathing fishes.** *Respiratory Physiology & Neurobiology*, 154: 216-225.2006

RANDALL, DJ & TKN TSUI. 2002. **Ammonia toxicity in fish.** *Mar Pollut Bull.*, 45:17-23

RIBEIRO, M. A. G.; KUBO, E.; MAINARDES-PINTO, C. S. R. **Efeito do adubo orgânico e das dosagens do fertilizante químico no aumento do fitoplâncton e do zooplâncton.** *Boletim do Instituto Pesca*, 1997, 24: 57-64.

RICHTER, C.A.. **Água-métodos e tecnologia de tratamento**. São Paulo-SP: Blucher, 2009. 340p.

RUSSO RC. **Ammonia, nitrite and nitrate**. In: **Rand G, Petrocelli S, editors. Fundamentals of Aquatic Toxicology**. Washington (DC): Hemisphere Publishing Corporation; 1985. p. 455-71.

SEREDIAK, N. A.; PREPAS, E. E. **Eutrophication of Freshwater Systems. Reference Module In: Earth Systems and Environmental Sciences**. Treatise on Geochemistry (Second Edition), v. 11, p. 305–323, 2014.

SHILO, M.; RIMON, A. **Factors which effect the intensification of fish breeding in Israel. 2. Ammonia transformation in intensive fish ponds**. *Bamidgeh*, 34(3): 101-114, 1982.

SILVERT, W. Assessing environmental impact of finfish aquaculture in marine waters. *Aquaculture*, 107: 67-79, 1992.

SIPAÚBA-TAVARES, L. **Efeito de cinco tratamentos alimentares na sobrevivência e desenvolvimento de larvas de matrinxã *Brycon cephalus* em cultivo intensivo**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGÍA. p. 18-22, 1999.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H. **Influência da luz, manejo e tempo de residência sobre algumas variáveis limnológicas em um viveiro de piscicultura**. v,8. n.1 P.61-71, 1995.

SOLORZANO, L. Determination of ammonia in natural waters by the phenolhypochlorite method. *Limnology and Oceanography*, 14: 799-801. 1969

SOUSA, J.T. de; VAN HAANDEL, A.C.; GUIMARÃES, A.V.A. **Performance of constructed wetland systems treating anaerobic effluents**. *Water Science and Technology*, Oxford, v. 48, n. 6, p. 295-299, 2004.

SOUZA, *Piscicultura em Uruguaiana*, Prefeitura Municipal de Uruguaiana. 2012. Disponível em: http://www.uruguaiana.rs.gov.br/pmu_novo/veiw_noticias/16

SPOTTE, S. **Fish and invertebrate culture**. New York, JohnWiley and Sons, 179p.1979.

TACON, Albert GJ; FORSTER, Ian P. Aquafeeds and the ium salicylate. environment: policy implications. *Aquaculture*, 226.1-4: 181-189. 2003

VERDOUW, H; VAN ECHELD, C.J.A; DEKKERS, E.M.J. Ammonia determination based on indophenol foration with sodium salicylate. **Water Research**, v.12,p.399-402,1978.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Editora UFMG, 1996.

WHITFIELDM, The hydrolysis of amrnonium ions in sea water- A theoretical study, J, **Marine biologia**. Ass. U.K., 54: 565-580.1974

WOOD, A. Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their understanding. **Water Science and Technology**, 32(3):21-29. 1995

ANEXO 1

De acordo com a resolução do CONAMA 357 de 2005 as águas doces enquadradas na classe II devem apresentar as seguintes condições e padrões:

I – Condições de qualidade de água:

- a) não verificação de efeito tóxico crônico a organismos, de acordo com os critérios estabelecidos pelo órgão ambiental competente, ou, na sua ausência, por instituições nacionais ou internacionais renomadas, comprovado pela realização de ensaio ecotoxicológico padronizado ou outro método cientificamente reconhecido.
- b) materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais: virtualmente ausentes;
- c) óleos e graxas: virtualmente ausentes;
- d) substâncias que comuniquem gosto ou odor: virtualmente ausentes;
- e) não será permitida a presença de corantes provenientes de fontes antrópicas que não sejam removíveis por processo de coagulação, sedimentação e filtração convencionais;
- f) resíduos sólidos objetáveis: virtualmente ausentes;
- g) 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;
- h) DBO 5 dias a 20°C até 5 mg/L O₂;
- i) OD, em qualquer amostra, não inferior a 5 mg/L O₂;
- j) turbidez até 100 unidades nefelométrica de turbidez (UNT);
- l) cor verdadeira: até 75 mg Pt/L;
- m) pH: 6,0 a 9,0.

II - Padrões de qualidade de água:

PARÂMETROS	VALOR MÁXIMO
Clorofila a	30 µg/L
Densidade de cianobactérias	50.000 cel/mL ou 5 mm ³ /L
Sólidos dissolvidos totais	500 mg/L
PARÂMETROS INORGÂNICOS	VALOR MÁXIMO
Alumínio dissolvido	0,1 mg/L Al
Al Antimônio	0,005mg/L Sb
Arsênio total	0,01 mg/L As
Bário total	0,7 mg/L Ba
Berílio total	0,04 mg/L Be
Boro total	0,5 mg/L B
Cádmio total	0,001 mg/L Cd
Chumbo total	0,01mg/L Pb
Cianeto livre	0,005 mg/L CN
Cloreto total	250 mg/L Cl

Cloro residual total (combinado + livre)	0,01 mg/L Cl
Cobalto total	0,05 mg/L Co
Cobre dissolvido	0,009 mg/L Cu
Cromo total	0,05 mg/L Cr
Ferro dissolvido	0,3 mg/L Fe
Fluoreto total	1,4 mg/L F
Fósforo total (ambiente lêntico)	0,020 mg/L P
Fósforo total (ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico)	a) até 0,030 mg/L, em ambientes lênticos; e, b) até 0,050 mg/L, em ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico.
Fósforo total (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)	0,1 mg/L P
Lítio total	2,5 mg/L Li
Manganês total	0,1 mg/L Mn
Mercúrio total	0,0002 mg/L Hg
Níquel total	0,025 mg/L Ni
Nitrato	10,0 mg/L N
Nitrito	1,0 mg/L N
Nitrogênio amoniacal total	3,7mg/L N para pH ≤ 7,5 2,0 mg/L N, para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 mg/L N, para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 mg/L N, para pH > 8,5
Prata total	0,01 mg/L Ag
Selênio total	0,01 mg/L Se
Sulfato total	250 mg/L SO ⁴
Sulfeto (H ₂ S não dissociado)	0,002 mg/L S
Urânio total	0,02 mg/L U
Vanádio total	0,1 mg/L V
Zinco total	0,18 mg/L Zn
PARÂMETROS ORGÂNICOS	VALOR MÁXIMO
Acrilamida	0,5 µg/L
Alacloro	20 µg/L
Aldrin + Dieldrin	0,005 µg/L
Atrazina	2 µg/L
Benzeno	0,005 mg/L
Benzidina	0,001 µg/L
Benzo(a)antraceno	0,05 µg/L
Benzo(a)pireno	0,05 µg/L
Benzo(b)fluoranteno	0,05 µg/L
Benzo(k)fluoranteno	0,05 µg/L
Carbaril	0,02 µg/L
Clordano (cis + trans)	0,04 µg/L
2-Clorofenol	0,1 µg/L
Criseno	0,05 µg/L
2,4-D	4,0 µg/L

Demeton (Demeton-O + Demeton-S)	0,1 µg/L
Dibenzo(a,h)antraceno	0,05 µg/L
1,2-Dicloroetano	0,01 mg/L
1,1-Dicloroetano	0,003 mg/L
2,4-Diclorofenol	0,3 µg
Diclorometano	0,02 mg/L
DDT (p,p'-DDT + p,p'-DDE + p,p'-DDD)	0,002 µg/L
Dodecacloro pentaciclodecano	0,001 µg/L
Endossulfan (α + β + sulfato)	0,056 µg/L
Endrin	0,004 µg/L
Estireno	0,02 mg/L
Etilbenzeno	90,0 µg/L
Fenóis totais (substâncias que reagem com 4- aminoantipirina)	0,003 mg/L C ₆ H ₅ OH
Glifosato	65 µg/L
Gution	0,005 µg/L
Heptacloro epóxido + Heptacloro	0,01 µg/L
Hexaclorobenzeno	0,0065 µg
Indeno(1,2,3-cd)pireno	0,05 µg/L
Lindano (γ-HCH)	0,02 µg/L
Malation	0,1 µg/L
Metolacloro	10 µg/L
Metoxicloro	0,03 µg/L
Paration	0,04 µg/L
PCBs - Bifenilas policloradas	0,001 µg/L
Pentaclorofenol	0,009 mg/L
Simazina	2,0 µg/L
Substâncias tensoativas que reagem com o azul de metileno	0,5 mg/L LAS
2,4,5-T	2,0 µg/L
Tetracloroeto de carbono	0,002 mg/L
Tetracloroetano	0,01 mg/L
Tolueno	2,0 µg/L
Toxafeno	0,01 µg/L
2,4,5-TP	10,0 µg/L
Tributilestanho TBT 2,4,6	0,063 µg/L
Triclorobenzeno (1,2,3-TCB + 1,2,4-TCB)	0,02 mg/L
Tricloroetano	0,03 mg/L
Triclorofenol	0,01 mg/L
Trifluralina	0,2 µg/L
Xileno	300 µg/L

III - Nas águas doces onde ocorrer pesca ou cultivo de organismos, para fins de consumo intensivo, além dos padrões estabelecidos anteriormente, aplicam-se os seguintes padrões em substituição ou adicionalmente:

PADRÕES PARA CORPOS DE ÁGUA ONDE HAJA PESCA OU CULTIVO DE ORGANISMOS PARA FINS DE CONSUMO INTENSIVO	
PARÂMETROS INORGÂNICOS	VALOR MÁXIMO
Arsênio total	0,14 µg/L As
PARÂMETROS ORGÂNICOS	VALOR MÁXIMO
Benzidina	0,0002 µg/L
Benzo(a)antraceno	0,018 µg/L
Benzo(a)pireno	0,018 µg/L
Benzo(b)fluoranteno	0,018 µg/L
Benzo(k)fluoranteno	0,018 µg/L
Criseno	0,018 µg/L
Dibenzo(a,h)antraceno	0,018 µg/L
3,3-Diclorobenzidina	0,028 µg/L
Heptacloro epóxido + Heptacloro	0,000039 µg/L
Hexaclorobenzeno	0,00029 µg/L
Indeno(1,2,3-cd)pireno	0,018 µg/L
PCBs -Bifenilas policloradas	0,000064 µg/L
Pentaclorofenol	3,0 µg/L
Tetracloroeto de carbono	1,6 µg/L
Tetracloroeteno	3,3 µg/L
Toxafeno	0,00028 µg/L
2,4,6-triclorofenol	2,4 µg/L