



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ-UFC**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS**  
**DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS**

**MARIA RITA NASCIMENTO DUARTE**

**EFEITO DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO SOBRE AS VARIÁVEIS  
LIMNOLÓGICAS E A COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE EM UM RIO  
INTERMITENTE**

**FORTALEZA**

**2022**

MARIA RITA NASCIMENTO DUARTE

EFEITO DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO SOBRE AS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS  
E A COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE EM UM RIO INTERMITENTE

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Ecologia e Recursos Naturais. Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

Orientadora: Prof<sup>ª</sup>. Dra. Carla Ferreira Rezende  
Coorientador: Prof. Dr. Fernando Bezerra Lopes

FORTALEZA

2022

MARIA RITA NASCIMENTO DUARTE

EFEITO DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO SOBRE AS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS  
E A COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE EM UM RIO INTERMITENTE

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Ecologia e Recursos Naturais. Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

Avaliada em: 31/08/2022

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dra. Carla Ferreira Rezende (Orientadora)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Carlos Alexandre Gomes Costa  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. José Carlos de Araújo  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Jean- François Raymond Marie Mas Causse  
Universidade Nacional Autónoma do México (UNAM)

---

Prof. Dra. Luisa Resende Manna  
Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ)

---

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por estar presente em todos os momentos da minha vida, especialmente nos que me faltava forças para continuar.

Ao Programa de Apoio a Núcleos Emergentes PRONEM/FUNCAP/CNPq – EDITAL PRONEM 01/2016 PROCESSO No.:PNE-0112-00026.01.00/16, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo financiamento para a realização desse estudo.

Aos meus pais, obrigada pelas orações e por vocês nunca mediram esforços para realizar meus sonhos e vontades, e ao meu esposo, por todo apoio e incentivo.

A minha orientadora Profa. Dra. Carla Ferreira Rezende, por me receber como aluna de doutorado no seu laboratório. Obrigada pela confiança no meu trabalho, pelo respeito, por me ensinar, e pela compreensão durante esse período.

Ao meu coorientador, Prof. Dr. Fernando Bezerra Lopes, pela orientação, confiança, pela paciência e por prontamente me ajudar sempre que o procurei. Obrigada por me permitir participar um pouco da rotina do seu grupo de pesquisa, com o qual muito aprendi.

Muito obrigada aos membros do Laboratório de Ecologia de Ecossistemas aquáticos- LEEA pelo suporte, em especial a minha equipe de campo (Tamara Maciel, Daniel Pontes e Sérgio Lucas) por todo companheirismo e amizade ao longo desse percurso.

Ao Grupo de Pesquisa e Extensão Manejo de Água e Solo do Semiárido- MASSA, por me receberem de braços abertos, e sempre com boa vontade em me ajudar, em especial ao Erich Braga, meu anjinho do geoprocessamento.

Agradeço aos membros da banca examinadora, pelo interesse e disponibilidade.

**Muito obrigada!**

É preciso educar, é preciso informar, que a caatinga temos que preservar, não é necessário ser doutor, cantor, poeta ou pintor, basta apenas observar que nesta biodiversidade, cada vegetação, cada animal, tem o seu valor. deixe livre a seriema, o papagaio, o periquito e a sabiá, deixe livre a ema, o tatu-bola, o tamanduá. há tantas belezas, como a flor do mandacaru, o pôr do sol e o luar; quantos sabores inesquecíveis como o fruto da palma, o umbu e o juá. e por vasta riqueza, vamos preservar? vamos caatingar? caatingar é um verbo que acabei de inventar. Autor: Leidinar Oliveira (Curaçá-BA)

## RESUMO

As consequências das atividades antrópicas sobre os recursos hídricos têm repercutido sobre a maneira e a qualidade de vida das populações e comunidades de organismos aquáticos, afetando o equilíbrio ambiental das áreas drenadas por bacias hidrográficas, dessa forma, contribuindo para mudar suas paisagens em escalas locais, regionais e globais. Os rios intermitentes são característicos por sua variabilidade de fluxo, devido a alternâncias entre os dois extremos de fluxo, inundação e secagem, que criam mosaicos complexos de canais secos e águas lênticas. O uso intensivo do solo levanta preocupações sobre as ameaças colocadas pelas alterações hidrológicas antropogênicas à integridade ecológica dos rios intermitentes. Diante do contexto, nosso estudo objetiva avaliar como o uso e ocupação do solo influencia as variáveis limnológicas e a composição das comunidades em um rio Intermitente. No capítulo 1, avaliamos a dinâmica das variáveis físicas, químicas e biológicas das águas de rio intermitente e de reservatório superficial artificial por meio da análise multivariada e em resposta ao uso e ocupação dos solos de sua bacia hidrográfica. O estudo foi realizado na bacia hidrográfica do rio Cruxati em quatro áreas de estudo (três áreas de rio e um reservatório artificial) e as imagens foram obtidas do sensor OLI do satélite Landsat-8. As variáveis limnológicas mensuradas foram: pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, turbidez, nutrientes (nitrogênio total e fósforo total) e clorofila *a*. As variáveis limnológicas foram analisadas através da Análise de Componentes Principais - ACP, teste de Tukey e Análise de Agrupamento. A eutrofização das áreas estudadas foi calculada através do Índice do Estado Trófico. A ACP permitiu a seleção de três componentes indicadoras da qualidade das águas superficiais, rio e reservatório artificial, explicando 88,57% da variância total. As variáveis limnológicas responsáveis pelo agrupamento foram: condutividade elétrica; oxigênio dissolvido e a turbidez. O uso e ocupação do solo influenciou na qualidade da água dos trechos de rio. A antropização teve influência sobre o teor de oxigênio dissolvido e a presença de áreas agriculturáveis causou o aumento da turbidez. Porém, a paisagem mais conservada (reservatório artificial) foi a que apresentou maior grau de eutrofização devido a diferença na dinâmica hidrológica entre ambientes lênticos e lóticos. No capítulo 2, avaliamos os efeitos histórico do uso e ocupação do solo sob as variáveis limnológicas e a composição de macroinvertebrados aquáticos e peixes em seis microbacias Intermitentes. Para isto, foram feitos os mapas de uso e cobertura do solo, as microbacias 4, 5 e 6 vêm passando por um processo de desmatamento intenso e

aumento de áreas não vegetadas e agropecuária, adicionando um alerta para o comprometimento da qualidade ambiental e para a gestão dos recursos hídricos no semiárido.

**Palavras-chave:** ações antrópicas; variáveis físicas e químicas; macrofauna; ictiofauna; rio intermitente.

## ABSTRACT

The consequences of human activities on water resources have had repercussions on the way and quality of life of populations and communities of aquatic organisms, affecting the environmental balance of areas drained by hydrographic basins, thus contributing to change their landscapes at local scales, regional and global. The Intermittent rivers are characteristic for their flow variability, due to alternations between the two extremes of flow, flooding and drying, which create complex mosaics of dry channels and lentic waters. Intensive land use raises concerns about the threats posed by anthropogenic hydrological changes to the ecological integrity of intermittent rivers. Given the context, our study aims to assess how land use and occupation influence limnological variables and the composition of communities in an Intermittent River. In chapter 1, we evaluated the dynamics of the physical, chemical and biological variables of the waters of an intermittent river and of an artificial surface reservoir through multivariate analysis and in response to the use and occupation of the soils of its hydrographic basin. The study was carried out in the Cruxati River watershed in four study areas (three river areas and one artificial reservoir) and the images were obtained from the Landsat-8 satellite OLI sensor. The limnological variables measured were: pH, electrical conductivity, dissolved oxygen, turbidity, nutrients (total nitrogen and total phosphorus) and chlorophyll a. Limnological variables were analyzed using Principal Component Analysis - PCA, Tukey's test and Cluster Analysis. The eutrophication of the studied areas was calculated using the Trophic State Index. The PCA allowed the selection of three components indicating the quality of surface water, river and artificial reservoir, explaining 88.57% of the total variance. The limnological variables responsible for the grouping were: electrical conductivity; dissolved oxygen and turbidity. The use and occupation of the soil influenced the water quality of the river stretches. Anthropization influenced the dissolved oxygen content and the presence of arable areas caused an increase in turbidity. However, the most conserved landscape (artificial reservoir) was the one with the highest degree of eutrophication due to the difference in hydrological dynamics between lentic and lotic environments. In chapter 2, evaluated the historical effects of land use and occupation on limnological variables and the composition of aquatic macroinvertebrates and fish in six Intermittent microbasins. For this purpose, land use and land cover maps were made, as watersheds 4, 5 and 6 have been going through a process of intense deforestation and an increase in non-

vegetated and agricultural areas, adding an alert to the compromise of environmental quality and to the management of water resources in the semi-arid region.

**Keywords:** anthropogenic actions; physical and chemical variables; macrofauna; ichthyofauna; intermittent river.

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>11</b>
<b>2</b>	<b>CAPÍTULO 1- DINÂMICA LIMNOLÓGICA EM RESERVATÓRIO ARTIFICIAL E RIO INTERMITENTE NA REGIÃO SEMIÁRIDA EM FUNÇÃO DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO.....</b>	<b>14</b>
<b>2.1</b>	<b>Introdução.....</b>	<b>15</b>
<b>2.2</b>	<b>Material e métodos.....</b>	<b>16</b>
<b>2.2.1</b>	<i>Análise de dados.....</i>	<b>19</b>
<b>2.3</b>	<b>Resultados e Discussão.....</b>	<b>20</b>
<b>2.4</b>	<b>Conclusão.....</b>	<b>28</b>
<b>2.5</b>	<b>Agradecimentos.....</b>	<b>29</b>
<b>2.6</b>	<b>Referências.....</b>	<b>29</b>
<b>3</b>	<b>CAPÍTULO 2- COMO A DINÂMICA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO AFETA AS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS, A COMPOSIÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS E DA ICTIOFAUNA EM RIOS INTERMITENTES?.....</b>	<b>33</b>
<b>3.1</b>	<b>Introdução.....</b>	<b>34</b>
<b>3.2</b>	<b>Material e métodos.....</b>	<b>35</b>
<b>3.2.1</b>	<i>Área de estudo.....</i>	<b>36</b>
<b>3.2.2</b>	<i>Histórico de uso e ocupação do solo.....</i>	<b>37</b>
<b>3.2.3</b>	<i>Variáveis limnológicas.....</i>	<b>37</b>
<b>3.2.4</b>	<i>Amostragem de macroinvertebrados e peixes.....</i>	<b>37</b>
<b>3.2.5</b>	<i>Análise de dados.....</i>	<b>39</b>
<b>3.3</b>	<b>Resultados.....</b>	<b>39</b>
<b>3.3.1</b>	<i>Histórico de uso e ocupação do solo.....</i>	<b>39</b>
<b>3.3.2</b>	<i>Variáveis limnológicas.....</i>	<b>40</b>
<b>3.3.3</b>	<i>Macroinvertebrados e peixes.....</i>	<b>42</b>
<b>2.4</b>	<b>Discussão.....</b>	<b>45</b>
<b>3.5</b>	<b>Conclusão.....</b>	<b>48</b>
<b>3.6</b>	<b>Agradecimentos.....</b>	<b>49</b>
<b>3.7</b>	<b>Referências.....</b>	<b>49</b>

<b>3.8</b>	<b>Material complementar.....</b>	<b>55</b>
<b>4</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>60</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>61</b>

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

O Brasil tem uma das mais extensas e densas redes hidrográficas do mundo, com descarga média total da ordem de 5.619 km<sup>3</sup>/ano, ou seja, aproximadamente 14% dos 41 mil km<sup>3</sup>/ano de deflúvio dos rios no mundo. No entanto, esse montante chega a ser reduzido, na região Nordeste (CUNHA, 2001), com rios efêmeros e temporários que nascem no domínio cristalino-aflorante no semiárido, em uma superfície aproximada de 400.000 km<sup>2</sup> (REBOUÇAS, 2002; NASCIMENTO, 2013).

Com a intensificação do uso e ocupação do solo o número de rios intermitentes vem aumentando, onde, rios antes perenes são transformados em intermitentes acarretando altos custos ambientais, que comprometem a sustentabilidade em longo prazo destes ecossistemas (DATRY, *et al.*, 2016).

Os rios intermitentes são característicos por sua variabilidade de fluxo (DAVIES, *et al.*, 1994; PUCKRIDGE, *et al.*, 1998; POFF, *et al.*, 2006), devido a alternâncias entre os dois extremos de fluxo, inundação e secagem, que criam mosaicos complexos de canais secos e águas lânticas. (GALLART, *et al.*, 2012; DATRY, *et al.*, 2016). A importância dessa variabilidade de fluxo natural para a ecologia dos sistemas fluviais, incluindo o rio intermitente, foi reconhecida há muitos anos (WALKER, *et al.*, 1995; POFF & WARD, 1989). Dessa forma, os cientistas levantaram preocupações sobre as ameaças colocadas pelas alterações hidrológicas antropogênicas à integridade ecológica dos rios intermitentes (WALKER, *et al.*, 1997; BOULTON, *et al.*, 2000).

De acordo com Nascimento, *et al.*, 2005 as consequências das maiorias das atividades humanas sobre os recursos hídricos têm repercutido sobre a qualidade das variáveis limológicas e sobre a vida das populações e comunidades de organismos aquáticos, afetando o equilíbrio ambiental das áreas drenadas por bacias hidrográficas, dessa forma, contribuindo para mudar radicalmente suas paisagens em escalas locais, regionais e globais.

Alterações na qualidade da água são consequências das atividades humanas que de forma direta ou indireta, têm contato com a água. Nas regiões do semiárido nordestino o avanço da agricultura e conseqüentemente o aumento da utilização do solo de forma não planejada, com a retirada da cobertura vegetal seguido da exposição do solo promovem alterações no meio natural, responsáveis por provocar um aceleração no processo de erosão do solo, alterações das variáveis físicas e químicas da água e causar impactos negativos na qualidade da água (VAZHEMIN, 1972; PEREIRA, 1997, POLETO *et al.*, 2006).

Nesses ecossistemas alterados a biota pode ser impulsionado além de seus limites de adaptação devido as atividades antropogênicas, que alteram os regimes de fluxo natural, a

geomorfologia e a qualidade da água, e até mesmo a composição das populações e comunidades (DATRY, *et al.*, 2014). Alterações na dinâmica e a desestruturação do ambiente físico e químico resultam na redução da biodiversidade aquática (BONADA, 2006; CALISTO *et al.*, 2001). As comunidades aquáticas respondem de diferentes formas as pressões ambientais, abrangendo alterações na composição, na estrutura e nas características funcionais das espécies (HEINO *et al.*, 2003; BUENO *et al.*, 2003). De acordo com Araújo (1998), ambientes com uma menor alteração antropogênica apresentam organismos sensíveis. Os macroinvertebrados bentônicos e os peixes são sensíveis as mudanças do ambiente, por isso são os principais organismo utilizados para estudos de avaliação de impactos ambientais (ROSENBERG & RESH, 1993; CALLISTO, 2001; BONADA, 2006, GOMES, *et al.*, 2021)

Os rios intermitentes enfrentam os mesmos impactos por atividades humanas que os riachos e rios perenes. No entanto, eles apresentam uma menor proteção legal quando são equiparados aos rios perenes (NIKOLAIDIS *et al.*, 2013; ACUÑA *et al.*, 2014), refletindo o baixo valor que a sociedade coloca em seus atributos ecológicos e serviços ecossistêmicos. Dada essa falta de análise, os rios intermitentes se encontram provavelmente sob maior ameaça de degradação do que os sistemas perenes. Armstrong *et al.*, (2012), entrevistaram proprietários de terras que vivem ao longo de rios perenes e rios intermitentes em uma pequena bacia da Pensilvânia, concluiu que “As percepções e atitudes dos proprietários revelam uma falta de preocupação com fluxos efêmeros ou intermitentes.”

No século XX para suprir a necessidade de estudos que integrassem o ser humano, a sociedade e o meio físico como um conjunto, surgiu a ecologia da paisagem (NUCCI, 2007). No ano de 1939 ao estudar questões relacionadas ao uso da terra por meio de fotografias aéreas e interpretação das paisagens Troll cunhou o termo ecologia da paisagem como disciplina científica, a partir desse momento, incentivou uma colaboração entre a Geografia e a Ecologia, combinando, assim, na prática, a aproximação “horizontal” do geógrafo examinando a interação espacial dos fenômenos, com a aproximação “vertical” dos ecólogos, no estudo das interações funcionais de um dado lugar, ou “ecótopo” (NAVEH & LIEBERMAN, 1984).

A realização de estudos por meio de técnicas de geoprocessamento e utilização da ferramenta SIGs atingiu uma relativa maturidade em termos de funcionalidade e capacidade de análise, e traz grandes contribuições ao estudo de sistemas ambientais, tendo como papel principal o enfoque da heterogeneidade espacial como força motriz dos padrões e processos ecológicos, buscando a compreensão da dinâmica da heterogeneidade espacial e do efeito da atividade humana como um fator de organização da paisagem (SANTOS & PENA, 2011).

Estudo do uso e ocupação do solo tem sido usado como ferramentas para gestão de recursos hídricos (ALLAN, 1995; ALLAN, 2004; MOORE & PALMER, 2005; TROLLE *et al.*, 2019). A ecologia da paisagem passou a dar ênfase a heterogeneidade de habitats, conectividade e escala, que têm recebido atenção considerável na gestão das águas (ALLAN, 1995). Segundo Gergel *et al.*, (2002) a quantidade de habitat alterado pode ser descrita através de simples métricas de paisagens, assim, sendo considerados indicadores úteis das variáveis químicas, bióticas e hidrológicas.

A região semiárida nordestina é marcada pelo permanente fenômeno das secas e pelos processos de degradação ambiental associados ao domínio das Caatingas. Nessa região os processos histórico-geográfico de ocupações e modificações resultam em problemas ambientais, que estão correlacionadas com as condições naturais, as formas de uso e ocupação do solo e o manejo dos recursos naturais (SILVA & PEREIRA, 2007). Diante desse contexto, a bacia hidrográfica do rio Cruxati foi selecionada para essa pesquisa, é importante destacar que a maioria dos estudos envolvendo esta bacia ela é denominada rio Mundaú, fazendo com que os pesquisadores voltassem seus estudos apenas para esta área, não incluindo, também, suas pesquisas para o rio Cruxati. Nesse contexto, essa tese é um ponto de partida para o entendimento da dinâmica desse ecossistema, tendo em vista, que apenas um estudo de cunho sistêmico será capaz de possibilitar essas respostas. E assim colaborar para uma mudança de interpretação pela sociedade, de modo a propiciar uma elevação da qualidade dos atributos ecológicos dos sistemas aquáticos intermitentes. Além de ser imprescindível para compreender os efeitos do uso e ocupação do solo sob as variáveis limnológicas e comunidades em rios intermitentes.

Este estudo objetiva analisar o efeito do uso e ocupação do solo sob microbacias do rio Cruxati, mas com abordagens distintas. A primeira (Capítulo 1) é analisar a relação do uso e ocupação do solo com a dinâmica limnológica de um ambiente lótico e lentic. A segunda (Capítulo 2) é estimar o efeito do uso e ocupação do solo ao longo de 34 anos sobre as variáveis limnológicas, a composição de macroinvertebrados e a ictiofauna.

## 2 CAPÍTULO 1-DINÂMICA LIMNOLÓGICA EM RESERVATÓRIO ARTIFICIAL E RIO INTERMITENTE NA REGIÃO SEMIÁRIDA EM FUNÇÃO DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

Maria Rita Nascimento Duarte, Tamara Maciel Pereira, Paulo de Freitas Lima, Erich Celestino Braga Pereira, Fernando Bezerra Lopes and Carla Ferreira Rezende

Capítulo apresentado na forma de artigo segundo as normas da Revista Ciência Agronômica (ISSN: 0045-6888; Fator de Impacto:0.760).

**ABSTRACT:** Remote sensing coupled with the measurement of physical and chemical variables are important tools for the management of water resources. Therefore, the objective was to evaluate the dynamics of the physical, chemical and biological variables of intermittent river waters and artificial surface reservoirs through multivariate analysis and in response to the use and occupation of the soil in its hydrographic basin. The study was carried out in the hydrographic basin of the Cruxati river in four study areas (three river areas and an artificial reservoir) and the images were obtained from the Landsat-8 satellite OLI sensor. The limnological variables measured were: pH, electrical conductivity, dissolved oxygen, turbidity and nutrients (total nitrogen, total phosphorus and chlorophyll *a*). Limnological variables were analyzed using Principal Component Analysis, Tukey's test and Cluster Analysis. The eutrophication of the studied areas was calculated using the Trophic State Index. The turbidity values explained the similarity between Group 2 and Group 1, while the formation of group 3 was explained by electrical conductivity. Land use has influenced the water quality of river areas. Anthropization had an influence on the dissolved oxygen content and the presence of agricultural areas accompanied the increase in turbidity. However, the most conserved landscape (artificial reservoir) was the one with the highest degree of eutrophication due to different hydrological dynamics between lentic and lotic environments.

**Key words:** Water quality. Eutrophication. Remote sensing. Multivariate analysis.

**RESUMO:** O sensoriamento remoto atrelado a mensuração de variáveis físicas, químicas e biológicas são importantes ferramentas para a gestão de recursos hídricos. Portanto, objetivou-se avaliar a dinâmica das variáveis físicas, químicas e biológicas das águas de rio intermitente e de reservatório superficial artificial por meio da análise multivariada e em resposta ao uso e

ocupação dos solos de sua bacia hidrográfica. O estudo foi realizado na bacia hidrográfica do rio Cruxati em quatro áreas de estudo (três áreas de rio e um reservatório artificial) e as imagens foram obtidas do sensor OLI do satélite Landsat-8. As variáveis limnológicas mensuradas foram: pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, turbidez, nutrientes (nitrogênio total e fósforo total) e clorofila *a*. As variáveis limnológicas foram analisadas através da Análise de Componentes Principais, teste de Tukey e Análise de Agrupamento. A eutrofização das áreas estudadas foi calculada através do Índice do Estado Trófico. Os valores de turbidez explicaram a similaridade entre o Grupo 2 e Grupo 1, enquanto, a formação do grupo 3 foi explicada pela condutividade elétrica. O uso do solo influenciou na qualidade da água dos trechos de rio. A antropização teve influência sobre o teor de oxigênio dissolvido e a presença de áreas agriculturáveis causou o aumento da turbidez. Porém, a paisagem mais conservada (reservatório artificial) foi a que apresentou maior grau de eutrofização devido a diferença na dinâmica hidrológica entre ambientes lênticos e lóticos.

**Palavras-chave:** Qualidade da água. Eutrofização. Sensoriamento remoto. Análise multivariada.

## 2.1. Introdução

O estudo da qualidade da água dos corpos hídricos é de fundamental importância para determinar a saúde do ambiente e conseqüentemente a saúde pública (MEDEIROS *et al.*, 2016). No semiárido brasileiro esses estudos possuem um papel crucial para a garantia do desenvolvimento econômico e social, visto que nessa região a água é um recurso limitante devido a sua constante escassez e intermitência de quase toda a área hidrográfica (ARAÚJO NETO *et al.*, 2017). Dessa forma, torna-se indispensável o monitoramento da qualidade da água, a fim de evitar a inutilização das escassas fontes de água presentes nessa região.

A qualidade da água pode ser mensurada através de variáveis físicas, químicas e biológicas. Essas variáveis são submetidas, constantemente, a interferências de ordem natural, do próprio ecossistema, e antrópica, ocasionadas pelas atividades de uso e ocupação do solo (MEDEIROS *et al.*, 2016). No nordeste brasileiro as principais modificações no uso e ocupação do solo tem sido ocasionada pela agricultura e pecuária. Essas quando realizadas de maneira inadequada geram perda da biodiversidade, queda na fertilidade do solo e intensificação dos processos erosivos (VANZELA; HERNANDEZ; FRANCO, 2010). Além disso, padrões de uso e ocupação do solo modificam os cursos d'água, influenciam na qualidade do ambiente,

assim como na qualidade e quantidade das águas superficiais e subterrâneas, ainda que em longo prazo (SÁLY *et al.*, 2011).

Em ecossistemas aquáticos a saúde do ambiente pode ser inferida com base na caracterização da sua estrutura (elementos biológicos e sua interação com as variáveis físicas e químicas) e funcionamento (processos fundamentais à manutenção da biodiversidade como produção, consumo e decomposição da matéria orgânica) (ARAÚJO *et al.*, 2011). Nesse sentido, diversos estudos têm utilizado o sensoriamento remoto para quantificar os efeitos que diferentes usos da terra e mudanças temporais na estrutura da paisagem tem ocasionado a saúde dos corpos hídricos (ARAÚJO NETO *et al.*, 2017; CHAVES *et al.*, 2019; MENEZES *et al.*, 2016; VANZELA; HERNANDEZ; FRANCO, 2010).

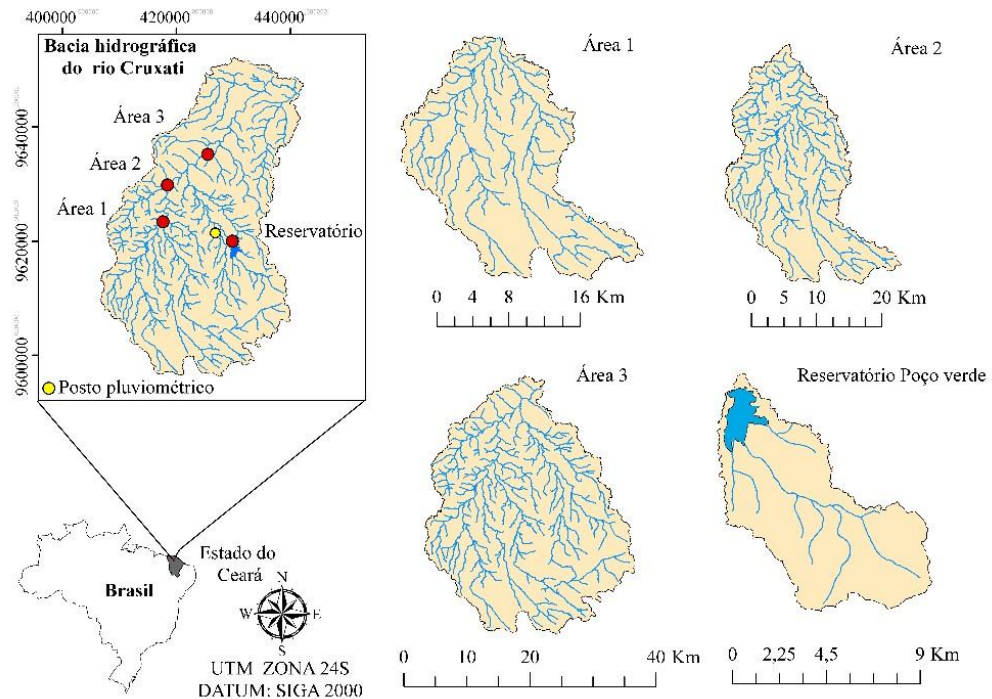
O sensoriamento remoto atrelado a mensuração de variáveis físicas, químicas e biológicas são importantes ferramentas para aperfeiçoar a gestão de recursos hídricos (LOPES *et al.*, 2014b). No semiárido brasileiro mudanças na qualidade da água nos reservatórios superficiais artificiais diante dos impactos antrópicos têm sido estudados com o auxílio do sensoriamento remoto (CHAVES *et al.*, 2019). Porém, ainda são escassos os estudos em regiões semiáridas do Brasil que fazem uso dessa ferramenta para compreender como mudanças no uso e ocupação do solo estão interferindo na qualidade da água de corpos hídricos artificiais e naturais.

Diante disso, objetivou-se avaliar a dinâmica das variáveis físicas, químicas e biológicas das águas de rio intermitente e de reservatório superficial artificial na região semiárida, por meio da estatística multivariada e em resposta ao uso e ocupação dos solos da bacia hidrográfica.

## 2.2 Material e Métodos

O estudo foi realizado na bacia hidrográfica do rio Cruxati, Ceará – Brasil, sendo que no município de Amontada-CE foram selecionadas duas áreas ao longo do canal do rio intermitente (rio Cruxati) localizados geograficamente área 01 (-3,406505; 39,740857) com extensão total de 381 km<sup>2</sup> e área 02 (-3,348007; -39,735144) com 504 km<sup>2</sup>. Já no município de Itapipoca, CE localiza-se a área 03 (-3,30029; -39,670841) correspondendo também ao rio intermitente com extensão de 884 km<sup>2</sup> e o reservatório Poço Verde (-3,439212; -39,6316720) com área de 60 km<sup>2</sup> conforme mostrado na Figura 1.

**Figura 1** - Localização das três áreas do rio e do reservatório Poço Verde inseridos na bacia hidrográfica do rio Cruxati, Ceará- Brasil

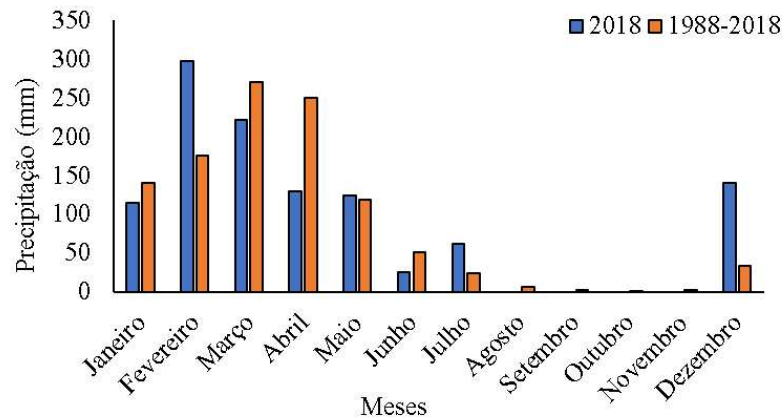


O clima local é semiárido com precipitação pluviométrica anual média de 1.110,6 mm e evaporação de 1.914,7 mm; temperaturas médias anuais entre 26°C e 28°C, e maiores precipitações pluviométricas ocorridas de janeiro a junho (FUNCEME, 2019). Ainda quanto à precipitação pluviométrica, verifica-se diferença entre os índices observados entre a parte alta, o terço médio e a parte baixa da bacia hidrográfica, tendendo à pluviometria ser mais elevada na parte mais baixa em razão do aumento da umidade relativa do ar e da proximidade com o litoral.

As principais classes de solos presentes na bacia hidrográfica do rio Cruxati são os Argissolos, Gleissolos, Neossolos, Planossolos e Plintossolos (EMBRAPA, 2018). A classe Gleissolo apresenta uma erodibilidade baixa devido ao caráter sódico dentro de 100 cm - zona de alagamento (EMBRAPA, 2018). De acordo com Pereira *et al.* (2017) a erodibilidade do Argissolo e Planossolo apresentam mediana susceptibilidade aos processos erosivos devido a localização da camada de acúmulo de argila em subsuperfície (Bt) e do horizonte B plânico. O Neossolo é classificado como altamente erodível, devido à baixa agregação das partículas do solo (PEREIRA *et al.*, 2017). De acordo com Raimo *et al.* (2019) a presença do horizonte subsuperficial plíntico ou petroplíntico acarreta uma reduzida capacidade de infiltração hídrica no perfil, o que favorece alta erodibilidade.

Nessa região, a precipitação pluviométrica é bastante característica de regiões semiáridas com os maiores índices de precipitações no primeiro semestre, entre os meses de fevereiro a maio (Figura 2).

**Figura 2-** Precipitação pluviométrica mensal no ano de 2018 e a média mensal entre os anos de 1988- 2018 no município de Itapipoca, Ceará, Brasil



**Fonte:** Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (2019)

Nas análises de interpretação de uso e ocupação do solo nas áreas de estudo foram usadas imagens multiespectrais do satélite Landsat-8 dos dias 13 de junho de 2019 com órbita 217 (path) e ponto 62 (row) com resolução espacial de 30 m, disponibilizadas na página do Earth Explorer (<http://earthexplorer.usgs.gov/>).

Aplicou-se o algoritmo Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Hypercubes – FLAASH, para fazer a correção atmosférica das imagens, esse algoritmo baseia-se no Modelo de Transferência Radioativa (MODTRAN). A correção atmosférica foi feita com o auxílio do software ENVI 5.3 e obteve como entrada os dados de radiância. A conversão das imagens de Número digital para radiância das bandas espectrais foi realizado através da equação  $L_{\lambda} = M_L Q_{cal} + A_L$ . Empregando o fator de escala (single scale factor) 10, altura de escala do aerossol (aerosol scale height) de 1,08 km e taxa de CO<sub>2</sub> de 400 ppm. O modelo atmosférico selecionado foi o tropical. Já a visibilidade pode ser estimada pela própria imagem, quando nela são detectados pixels escuros.

A classificação das imagens foi determinada no software ENVI 5.3 pelo algoritmo Maximun Likelihood. As bandas utilizadas foram 5, 4 e 3, pois elas configuram as imagens a cor verdadeira, isso aliado à utilização da banda infravermelho próximo, auxiliam na indicação de áreas com maior ou menor atividade vegetativa. As imagens foram classificadas quanto a porcentagem de: Vegetação densa, Vegetação ripária, Água, Agricultura e Área antropizada (Solo exposto e Área urbana).

Em junho de 2018, em cada área do rio, foram realizadas 20 medidas das variáveis físicas e químicas da água. Os dados de pH, condutividade elétrica (CE)

( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) e oxigênio dissolvido (OD) ( $\text{mg}/\text{L}$ ), foram obtidos por meio de sonda multiparamétrica (Yes Professional plus), enquanto os valores de turbidez (UNT) foram determinados com o auxílio de turbidímetro (Ap, 200).

Em cada área do rio foram coletadas 3 amostras de água. As amostras foram coletadas com garrafa de van Dorn e acondicionadas em frascos de polietileno de 2,0 L, envoltos com papel alumínio para restringir a atividade fotossintética. Com as amostras de água foram determinadas as suas concentrações: Nitrogênio total ( $\text{mg}/\text{L}$ ), Fósforo total ( $\text{mg}/\text{L}$ ) e Clorofila *a* ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ).

As amostras foram mantidas sob refrigeração abaixo de  $4^{\circ}\text{C}$  até a realização do procedimento analítico. As determinações analíticas do fósforo total, nitrogênio total e da clorofila *a* foram realizadas conforme os métodos descritos por Eaton *et al.* (2005): fósforo total – método de digestão com persulfato, seguido do método de ácido ascórbico; nitrogênio total - método de digestão com persulfato seguido do método de redução da coluna de cádmio e clorofila *a* – método espectrofotométrico/extração com acetona. Os procedimentos foram realizados no Laboratório de Saneamento Ambiental LABOSAM, do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará.

Foram determinados os mesmos teores para o reservatório Poço Verde nos meses de janeiro, abril, julho e outubro de 2018, porém os dados foram obtidos através do Portal Hidrológico do Ceará-COGERH, 2019.

### **2.2.1 Análise de dados**

A normalização (média igual a zero e desvio padrão igual a um) dos dados foi realizada para evitar os erros devido às escalas e unidades das variáveis limnológicas selecionadas. Em seguida, foi realizada análise dos componentes principais (ACP) com o intuito de identificar quais variáveis limnológicas que melhor explicam a diferença entre as áreas de estudo. Para minimizar o grau de dificuldade na identificação dos fatores significativos da matriz de variáveis limnológicas, foi utilizado o procedimento de transformação ortogonal Varimax ou uma simples rotação da matriz de cargas fatoriais. A rotação da matriz visa minimizar a contribuição de variáveis com menor significância no fator (HAIR JÚNIOR *et al.*, 2005).

Foi utilizado o método Kayser Mayer Olkim (KMO) para mensurar a consistência dos dados (HAIR JÚNIOR *et al.*, 2005; SILVEIRA; ANDRADE, 2002;). O KMO é considerado excelente quando maior ou igual a 0,90; adequado entre 0,70 e 0,90, admissível entre 0,50 e 0,70 e inaceitável quando inferior a 0,50 (SILVEIRA; ANDRADE, 2002). Para essa análise foi utilizado o software SPSS, v. 16.0.

Com o intuito de comparar as variáveis limnológicas que explicaram as componentes da ACP, entre as áreas de estudo, aplicou-se a Análise de variância (Teste de ANOVA one-way). Em seguida, foi aplicado o Teste de Tukey, a fim de realizar uma comparação de médias. Essas análises foram realizadas no software Rstudio 3.2.

Foi feito uma análise de agrupamento (AA) das áreas do estudo com o intuito de classificar as variáveis limnológicas em grupos semelhantes empregando o método aglomerativo. A similaridade foi estimada pelo uso da distância euclidiana ao quadrado. O algoritmo de agrupamento para definir os agregados foi o método de Ward.

A eutrofização dos ambientes, rio intermitente e reservatório superficial artificial, foi calculado através do Índice do Estado Trófico (IET) da água entre os grupos formados na AA, utilizando as equações ajustada por Lamparelli (2004). O IET foi calculado a partir dos valores de Fósforo total ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e Clorofila *a* ( $\mu\text{g/L}^{-1}$ ). Para os grupos compostos por áreas do rio foram utilizadas as equações:  $\text{IET (PT)} = 10 \times (6 -$

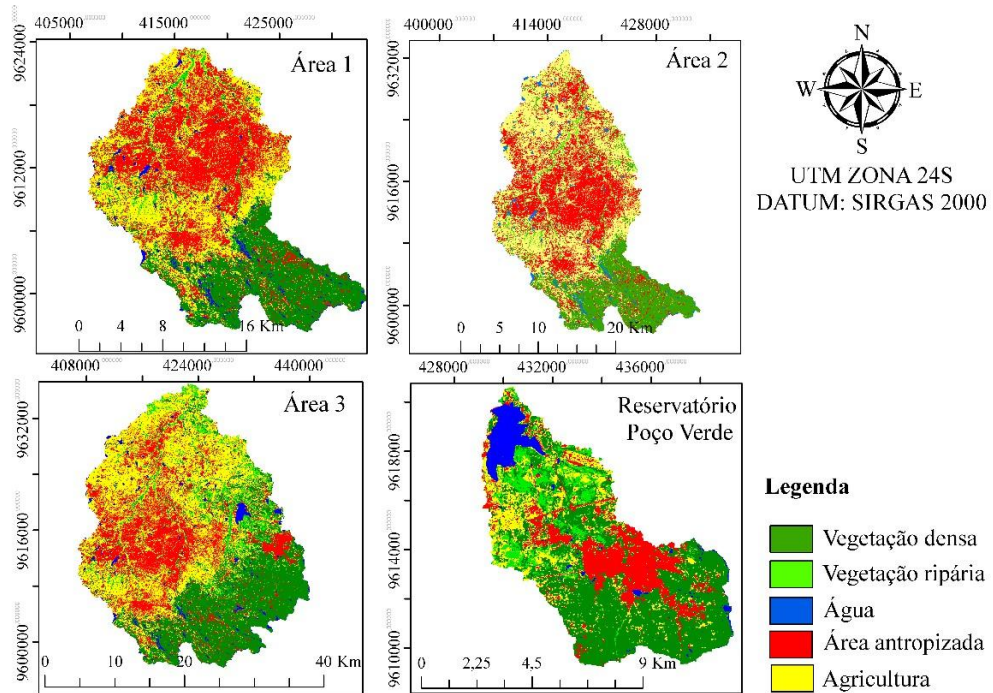
$((0,42 - 0,36 \cdot (\ln \cdot \text{PT}) / \ln 2)) - 20$  e  $\text{IET (CL)} = 10 \times (6 - ((0,7 - 0,6 \times (\ln \text{CL})) / \ln 2)) - 20$ , respectivamente. Já para o reservatório, as equações utilizadas foram:

$\text{IET(PT)} = 10 \times (6 - (1,77 - 0,42 \cdot (\ln \cdot \text{PT}) / \ln 2))$  e  $\text{IET (CL)} = 10 \times (6 - ((0,92 - 0,34 \times (\ln \text{CL})) / \ln 2))$ . O IET médio para cada grupo, foi calculado por meio das médias dos valores de IET do fósforo total e da Clorofila *a*.

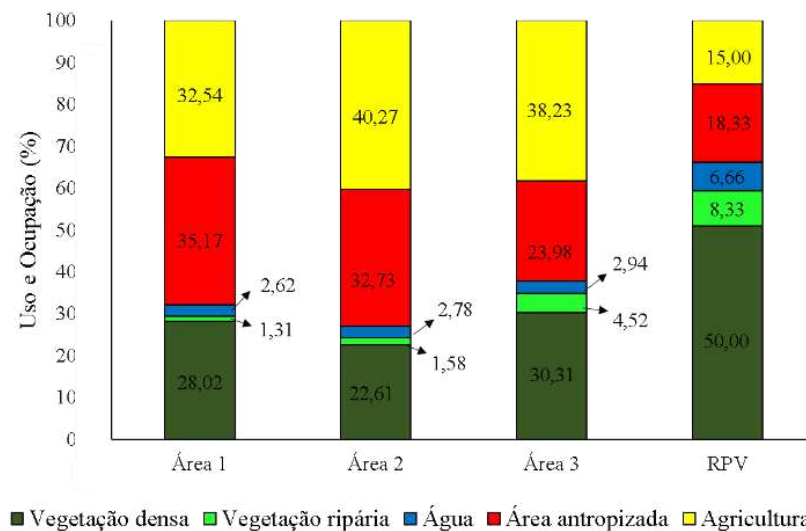
### 2.3 Resultados e Discussão

Por meio da classificação das imagens (Figura 3) observa-se que houve variações entre os percentuais de uso e ocupação do solo (Figura 4), destacando uma maior porcentagem de cobertura vegetal: vegetação densa (50,00%) e vegetação ripária (8,33%) no reservatório Poço verde. Nas demais áreas (1, 2 e 3) houve uma diminuição dessa porcentagem de cobertura vegetal (28,02%; 22,61%; 30,31% e 1,31%; 1,58%; 4,52%) respectivamente, e um aumento nas porcentagens de agricultura (32,54%; 40,27%; 38,23%) e áreas antropizadas (35,17%; 32,73%; 23,98%).

**Figura 3-** Uso e Ocupação do Solo das áreas de estudo no mês de junho de 2018, Ceará



**Figura 4-** Porcentagem do Uso e Ocupação do Solo entre as áreas de estudo no mês junho de 2018, rio Cruxati e reservatório Poço Verde, Ceará- Brasil



Ficou evidenciado que as áreas que obtiveram uma menor cobertura vegetal apresentaram um incremento na porcentagem das áreas agrícolas e antropizadas, ficando claro a substituição da vegetação nativa por áreas de cultivo intenso (Figuras 3 e 4). Analisando a dinâmica espaço-temporal da vegetação no semiárido brasileiro Cunha *et al.* (2012), verificaram que a vegetação da Caatinga diminuiu, mostrando que as áreas analisadas se encontram em processo de perda da vegetação. Segundo Fernandes *et al.* (2015) o aumento do desmatamento ocasiona uma redução da Caatinga preservada e capoeira apontando um acréscimo na área de pastagem e cultivo agrícola.

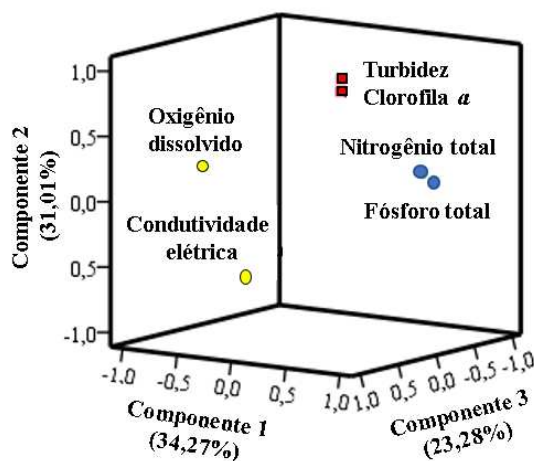
De acordo com Feitosa *et al.* (2010) o incremento das áreas agrícolas e de pastagens ocasionam uma diminuição da vegetação densa e ripária aumentando a degradação física e química do solo e a sedimentação, provocando alterações hidrográficas, oscilações de temperatura e concentrações de nutrientes e contaminantes, afetando diretamente a quantidade e a qualidade da água (alterações das variáveis físicas, químicas e biológicas).

Na análise da ACP, verifica-se que os três componentes explicaram conjuntamente 88,57% da variância total. O teste de suficiência Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) apresentou um índice igual a 0,55, sendo considerado admissível segundo Silveira e Andrade (2002). A primeira componente explicou 34,27% da variabilidade dos dados e as variáveis Nitrogênio total (mg/L) e Fósforo total (mg/L) apresentaram coeficientes elevados e positivos ( $> 0,935$ ) (Tabela 1, Figura 5).

**Tabela 1** - Matriz com os valores das variáveis limnológicas transformadas usando o algoritmo Varimax e seus respectivos pesos em relação aos componentes 1, 2 e 3

Número	Variáveis	Componentes		
		C1	C2	C3
1	Nitrogênio total (mg/L)	<b>0,944</b>	0,255	-0,057
2	Fósforo total (mg/L)	<b>0,935</b>	0,173	-0,221
3	Turbidez (NTU)	0,131	<b>0,885</b>	-0,150
4	Clorofila <i>a</i> (µg/L)	0,242	<b>0,825</b>	0,017
5	Condutividade elétrica (µS/cm)	0,001	-0,452	<b>0,856</b>
6	Oxigênio dissolvido (mg L)	-0,464	0,313	<b>0,768</b>
	Autovalor	2,05	1,86	1,39
	Variância (%)	34,27	31,01	23,28
	Variância acumulada (%)	34,27	65,28	88,57

**Figura 5-** ACP mostrando as variáveis que explicaram os componentes 1, 2 e 3



A componente 1 expressa a influência da poluição difusa, tais como o escoamento superficial das áreas agrícolas e pastoris da região e o uso extensivo dos fertilizantes nitrogenados e fosfatados nas áreas agrícolas (Figuras 3 e 4). Verifica-se a influência significativamente, nesta componente, da ação antrópica sobre a concentração de nutrientes nas águas superficiais. De acordo com Andrade *et al.* (2007) os nutrientes nitrogênio e fósforo são indicadores das atividades agropecuárias nos sistemas de produção. O nitrogênio e o fósforo são conhecidos como os principais causadores da eutrofização nos mananciais, o excesso desses nutrientes em ecossistemas aquáticos pode causar mudanças em lagos e reservatórios, prejudicando o uso ou função do corpo d'água (LOPES *et al.*, 2014a).

Durante a avaliação da qualidade das águas superficiais na região semiárida do Brasil observou-se alterações na qualidade das águas devido ao escoamento superficial das áreas agrícolas e ao emprego de fertilizantes (ANDRADE *et al.*, 2007; LOPES *et al.*, 2014a). Outra fonte de poluição que pode contribuir para esse grupo é o esgoto doméstico lançado nos cursos d'água ao longo da Bacia hidrográfica. Para as cidades de Amontadas e Itapipoca onde as áreas de estudo estão inseridas o percentual de esgotamento sanitário tratados são 7,61% e 56,61%, respectivamente (IPECE, 2019).

A segunda componente explicou 31,01% da variação total dos dados e apresentou Turbidez (NTU) e Clorofila *a* ( $\mu\text{g/L}$ ) como variáveis mais explicativas (Tabela 1, Figura 5). É uma componente que representa os sólidos suspensos. O alto peso ( $> 0,885$ ) atribuído à turbidez podem ser explicados pelas características climáticas das regiões semiáridas, baixa cobertura vegetal (Figuras 3 e 4) e chuvas de alta intensidade, (Figura 2), apresentando-se como um fator importante no processo erosivo e transporte de sedimentos. De acordo com Araújo (2003) a taxa média de assoreamento nos reservatórios do semiárido é de 1,85% a cada década.

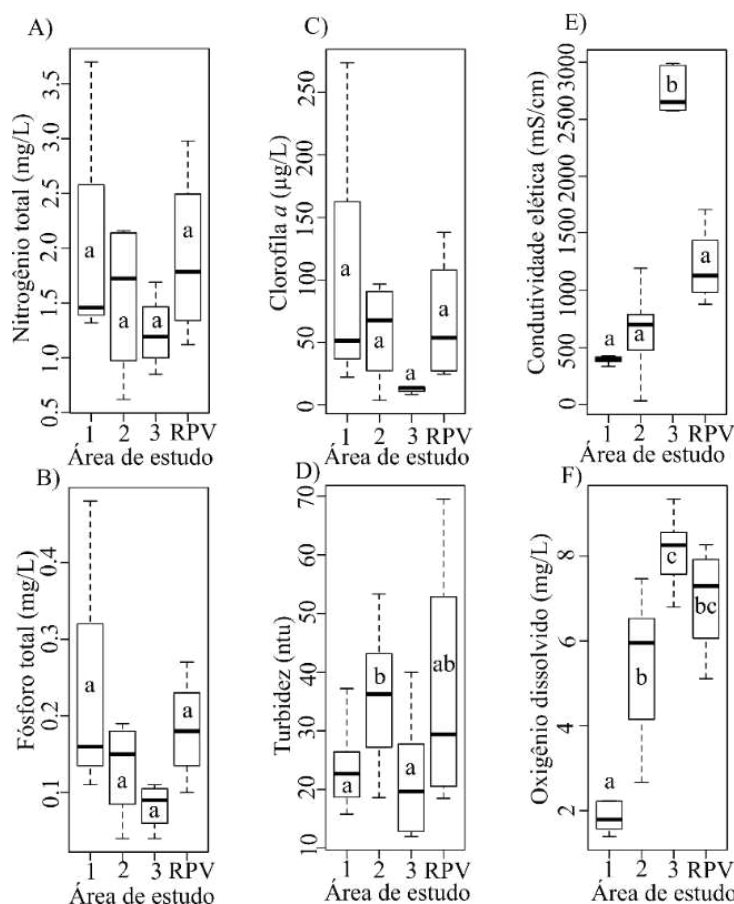
A variável clorofila *a* apresentou peso alto ( $> 0,825$ ), sendo considerado um indicativo da presença de nutriente, principalmente, fósforo e nitrogênio como verificado na componente 1. A presença de clorofila *a* nos sistemas aquáticos representa o efeito do processo de eutrofização, que é o fenômeno pelo qual um ecossistema se torna cada vez mais produtivo pelo enriquecimento por nutrientes (ANDRADE *et al.*, 2020; CHAVES *et al.*, 2019; LOPES *et al.*, 2014a). O processo de eutrofização tem se tornado um impacto ambiental de ordem global, sendo um dos mais graves problemas relacionados com a conservação da água (SCHINDLER, 2012). Segundo dados da Cogerh (2019), dos 140 reservatórios monitorados no estado do Ceará em agosto de 2018, 75,00% apresentaram elevado nível de nutrição (eutrofizados e hipereutrofizados).

A componente 3 foi composta pelas variáveis condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) e oxigênio dissolvido ( $\text{mg}/\text{L}$ ) que explicaram 23,28% (Tabela 1, Figura 5), expressando uma maior associação com as variáveis indicadoras do enriquecimento por íons solúveis (peso  $> 0,856$  para a condutividade elétrica) e da poluição orgânica (peso  $> 0,768$  para o oxigênio dissolvido).

A partir dos resultados do teste ANOVA e do teste de Tukey foram observadas diferenças significativas entre as áreas em relação à concentração de oxigênio dissolvido ( $\text{mg}/\text{L}$ ), condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) e turbidez (NTU) (Figura 6 - D, E e

F). Em relação à Nitrogênio total, Fósforo total e Clorofila *a* não houve diferença significativa entre as áreas de estudo (Figura 6 - A, B e C).

**Figura 6** - Variações de A- Nitrogênio total ( $\text{mg}/\text{L}$ ); B-Fósforo total ( $\text{mg}/\text{L}$ ); C- Clorofila *a* ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ); D-Turbidez (NTU), D- E- Condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) e F- Oxigênio dissolvido ( $\text{mg. L}^{-1}$ ), nas áreas (Área 1, 2 ,3 e RPV)



Letras iguais significam que não há diferença significativa das variáveis limnológicas entre as áreas e letras diferentes significam que há diferença estatística das variáveis limnológicas entre as áreas de estudo pelo Teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

Os baixos teores de oxigênio dissolvido observado na área 1 (Figura 6F) pode estar relacionado a maior porcentagem de área antropizada e a menor porcentagem de vegetação riparia. Esse conjunto de características aumenta a entrada de material alóctone no sistema

aquático e favorece a concentração de nutrientes. Esses nutrientes são decompostos e, devido ao metabolismo microbiano no meio, há redução dos teores de oxigênio dissolvido e formação de gás sulfídrico (WHITWORTH; BALDWIN; KERR, 2012).

Nas áreas 2 e 3 (Figura 6A) o aumento do teor de oxigênio pode ser explicado pela menor profundidade da lâmina d'água, facilitando as trocas gasosas. A área 3 está posicionada mais a jusante em relação às outras duas áreas (1 e 2) e ao RPV, o que segundo a teoria do rio contínuo (VANNOTE *et al.*, 1980) ocasiona um alargamento da calha e conseqüentemente diminuição na profundidade. Adicionalmente, a ação dos ventos favorece o processo de reaeração, esse fenômeno foi observado em experimento de laboratório por Chu e Jirka (2003).

Quanto aos valores de condutividade elétrica, a diferença observada entre as áreas (1, 2 e 3) reflete a porcentagem de área antropizadas. A perda de vegetação ripária e o aumento de áreas agrícolas podem induzir um maior carreamento de sedimentos associados aos nutrientes, oriundos de fertilizantes e dejetos de animais domésticos, para o leito do rio, favorecendo o aumento da condutividade elétrica, dinâmica já foi observada em outra bacia por Vanzela, Hernandez e Franco (2010). A área 3, por sua proximidade ao mar pode sofrer influência dos aerossóis marinhos contribuindo para o alto valor de condutividade elétrica (Figura 6E). Segundo Meireles, Frischkorn e Andrade (2007) áreas que sofrem influência dos aerossóis marinhos apresentam a água da chuva com o íon cloreto como o elemento mais abundante, seguido do sódio.

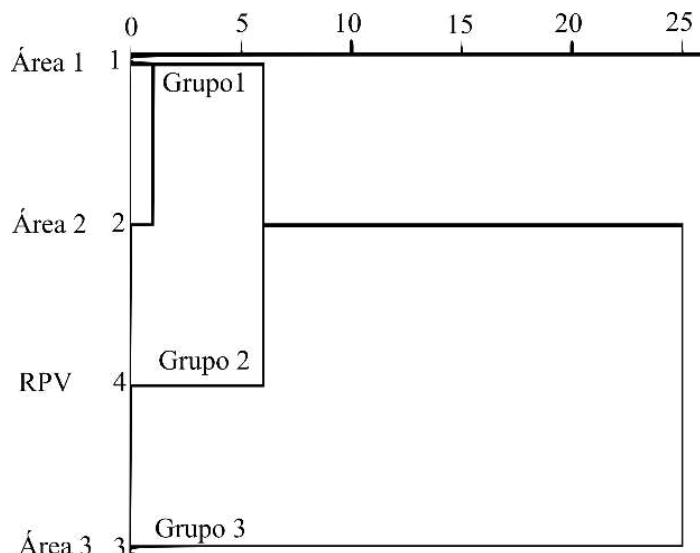
O maior valor de turbidez foi encontrado no RPV seguido pela área 2, 1 e 3 (Figura 6D). O alto valor encontrado no RPV pode estar associado ao maior aporte de nutrientes além da elevada profundidade que reduz a capacidade de ressuspensão e limita a ciclagem interna de nutrientes. Em estudo Menezes *et al.* (2016) observaram que áreas com elevada turbidez, as partículas podem acomodar uma grande quantidade de poluentes e até micro-organismos patogênicos o que torna de suma importância a determinação desse parâmetro.

Nas demais áreas os valores de turbidez podem estar relacionados com o processo erosivo das margens dos rios, tendo em vista que essas áreas apresentaram uma menor porcentagem de vegetação ripária. Essa vegetação ripária apresenta papel importante na filtragem dos poluentes, como pesticidas agrícolas e sedimentos, provindos das áreas circundantes através do escoamento superficial, impedindo-os de chegar até os cursos d'água (MAIA; LOPES; ANDRADE, 2018). Outro fator que pode ter favorecido o aumento da turbidez é a presença de áreas agrícolas onde os fertilizantes são percolados em direção aos cursos hídricos. É importante destacar que em relação as áreas (1, 2 e 3) a área 2 apresentou

uma maior porcentagem de agricultura (40,27%) e consecutivamente maior turbidez (35,25 NTU).

A semelhança das águas entre áreas dos trechos do rio e reservatório artificial da bacia do rio Cruxati no período monitorado, avaliada pelo emprego da técnica de agrupamento, formou três grupos homogêneos (Figura 7).

**Figura 7-** Análise de agrupamento (Cluster) entre as áreas de estudo, Ceará, 2018



Para definir o número de grupos, tomou-se como base a primeira grande diferença entre os coeficientes de aglomeração de dois grupos consecutivos 1156,067 (1753,214 - 597,147). No dendrograma (Figura 7), que corresponde aos coeficientes de aglomeração reescalados em que o menor coeficiente corresponde a 0 e o maior a 25. Fica explícito que o ponto ótimo e corte é a distância de valor logo acima de 3,070, após a formação dos três grupos, ponto que corresponde à primeira grande diferença entre dois coeficientes consecutivos 1156,067.

A análise de agrupamento mostra que das quatro áreas de estudo foram formados três grupos: Grupo 1 (Área 1 e Área 2); Grupo 2 (RPV) e Grupo 3 (Área 3) (Figura 7). As variáveis que contribuíram para a formação dos grupos foram as físicas e químicas visto que foram as únicas que apresentaram diferença significativa entre os grupos (Tabela 2).

Nessa formação de grupos ficou evidenciado que o Grupo 2 (RPV) é mais similar com Grupo 1 (Áreas 1e 2). Isso está relacionado com os valores de turbidez, que apresentaram maiores valores nessas áreas de estudo (Figura 6D). Importante ressaltar que as áreas que compõem os grupos 1 e 2 apresentam-se mais a montante em relação as outras áreas. Segundo a teoria do rio contínuo Vannote *et al.* (1980), a matéria entra no sistema em trechos a montante o que explicaria os maiores valores de turbidez. Essa matéria é mais processada ao percorrer

um gradiente longitudinal gerando uma menor concentração de nutrientes e conseqüentemente uma menor turbidez em áreas a jusante (VANNOTE *et al.*, 1980).

A formação do grupo 3 foi explicada pela condutividade elétrica. Este, se apresenta a jusante em relação aos demais grupos. À medida que fica próximo a foz há um aumento do leito do rio, nos teores de sais dissolvidos na água e consecutivamente mudanças da condutividade (VANNOTE *et al.*, 1980). A alta condutividade elétrica também pode ser influenciada pelos aerossóis marinhos (MEIRELES; FRISCHKORN; ANDRADE, 2007).

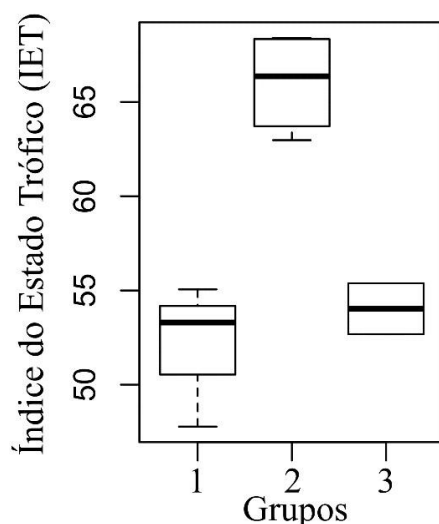
**Tabela 2:** Estatística dos atributos limnológicos e dos nutrientes para cada grupo formado na análise de agrupamento, Rio Cruxati e Reservatório Poço Verde, Ceará, Brasil

Variáveis	Unidades	Estatística	Grupo		
			1	2	3
Oxigênio dissolvido	(mg. L <sup>-1</sup> )	Média±SD	4,18 ± 2,75a	6,99 ± 1,35b	8,14 ± 0,74b
		Mínimo	0.003	5.11	6.8
		Máximo	3.98	8.27	9.35
Cond. elétrica	(µS/cm)	Média±SD	508,04±262,14a	1212,53 ± 353,49b	2372.38±1024,30c
		Mínimo	4,64	880	25.77
		Máximo	850	1710	2989
Turbidez	(NTU)	Média±SD	31,36 ± 14,02a	36,70±23,12ab	21.87 ± 8,73b
		Mínimo	15,80	18.5	12,00
		Máximo	83,10	69.5	83,10
Nitrogênio total	(mg/L)	Média±SD	1,81 ± 0,98a	1,92 ± 0,80a	1.30 ± 0.35a
		Mínimo	0.62	1.12	0.85
		Máximo	3.70	2.98	1.69
Fósforo total	(mg/L)	Média±SD	0,18 ± 0,13a	0,18 ± 0,07a	0.08 ± 0.02a
		Mínimo	0,04	0,10	0.04
		Máximo	0,48	0,27	0.11
Clorofila <i>a</i>	(µg/L)	Média±SD	83,33 ± 89,94a	67,55 ± 52,75a	12.67±2.90a
		Mínimo	3,73	24.54	8.36
		Máximo	273,67	138,14	14,49

Os valores médios seguidos por diferentes letras minúsculas nas colunas diferem pelo teste F no nível de 1%

Com relação ao Índice do Estado Trófico os grupos (1, 2 e 3) apresentaram valores de 52,04, 66,02 e 54,02, respectivamente, sendo classificado como mesotrófico, supereutrófico e mesotrófico (Figura 8).

**Figura 8-** Média do Índice do Estado Trófico (IET) dos grupos formados no dendrograma de Cluster



O elevado valor de IET encontrado para o grupo 2 quando comparado aos demais grupos (1 e 3) mostra que esse ambiente encontra-se mais eutrofizado, mesmo apresentando uma estrutura de paisagem mais conservada. Esse resultado pode estar relacionado ao fato de que o grupo 2 por se tratar de um açude apresenta uma menor capacidade de autodepuração quando comparado aos demais grupos, composto por áreas de rio.

A autodepuração consiste na capacidade do ambiente de neutralizar cargas poluidoras (PALMA-SILVA; TAUKE-TORNISIELO; PIÃO, 2007). A eficiência na transformação de compostos orgânicos é maior em ambientes lóticos do que em lênticos devido a suas diferentes dinâmicas hidrológicas. Essa diferença está principalmente associada a uma ausência de fluxo de água em ambientes lênticos, visto que, esse fator interfere no tempo de permanência, transporte, deposição e processamento das partículas em suspensão (PALMA-SILVA; TAUKE-TORNISIELO; PIÃO, 2007). Dados da FUNCEME (2019) apontam que o reservatório em estudo atingiu sua capacidade máxima e verteu pela última vez em 2011. Com isso, o longo período sem atingir sua cota máxima e verter acarretou uma diminuição na sua capacidade de processamento de compostos orgânicos, gerando um maior valor de IET.

## 2.4 Conclusões

1. A antropização ocasiona uma diminuição no oxigênio dissolvido na água, enquanto a presença de áreas agriculturáveis proporciona um aumento na turbidez dos corpos hídricos do seu entorno;

2. A ACP permitiu a seleção de seis componentes que ilustram as diferenças das variáveis limnológicas entre as áreas de estudo, explicando 88,57%. As diferenças entre as áreas estão principalmente relacionadas com os nutrientes (nitrogênio total e fósforo total) expressando a influência da poluição difusa das áreas agrícolas, com os sólidos suspensos

(turbidez e clorofila *a*) e com as variáveis indicadoras do enriquecimento por íons solúveis (condutividade elétrica) e da poluição orgânica (oxigênio dissolvido).

3. As variáveis físicas foram responsáveis pelo agrupamento das áreas de estudo, não havendo diferença entre as áreas em relação aos teores totais dos nutrientes.

4. O IET não apresentou uma conexão com a conservação do ambiente, sendo a paisagem mais conservada (reservatório artificial) a que apresentou maior grau de eutrofização devido a diferença na dinâmica hidrológica entre ambientes lênticos e lóticos.

5. O uso e ocupação do solo interfere na qualidade das variáveis físicas, químicas e biológicas das águas de rio intermitente do reservatório superficial artificial, mostrando que estrutura da paisagem é uma boa ferramenta para estudos da qualidade da água.

## 2.5 Agradecimentos

Ao Programa de Apoio a Núcleos Emergentes PRONEM/FUNCAP/CNPq – EDITALPRONEM 01/2016 PROCESSO No.:PNE-0112-00026.01.00/16, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo financiamento para a realização desse estudo e a Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos- COGERH pelo fornecimento dos dados limnológicos do Açude Poço Verde.

## 2.6 Referências

ANDRADE, E. M. *et al.* Seleção os indicadores da qualidade das águas superficiais na bacia do Baixo Acaraú, Ceará, pelo emprego da análise multivariada. **Engenharia Agrícola**, v.27, p.683-690, 2007.

ANDRADE, E. M. *et al.* Balance of nitrogen and phosphorus in a reservoir in the tropical semiarid region. **Revista Ciência Agronômica**, v. 51, n. 1, p. 2-10, 2020.

ARAÚJO NETO, J. R. *et al.* Influence of land use/occupation on water quality in the Trussu river valley, Ceará, Brazil. **Revista Ciência Agronômica**, v. 48, n. 1, p. 59-69, 2017.

ARAÚJO, P. P. *et al.* Classificação hidroquímica e contaminação por nitrato no aquífero livre Barreiras na bacia do rio Capitão Pocinho região do médio rio Guamá, na Amazônia oriental. **Ambi-Água**, v. 6, n. 2, p. 266-281, 2011.

CHAVES, L. C. G. *et al.* Water quality and anthropogenic impact in the watersheds of servicerereservoirs in the Brazilian semi-arid region. **Revista Ciência Agronômica**, v. 50, n. 2, p. 223-233, 2019.

CHU, C. R., JIRKA, G. H. Wind and stream flow induced reaeration. **Journal of Environmental Engineering**, v.129, n. 12, p. 1129-1136, 2003.

CUNHA, J. E. B.L. *et al.* Dinâmica da cobertura vegetal para a Bacia de São João do Rio do Peixe, PB, utilizando-se sensoriamento remoto. **Engenharia Agrícola e Ambiental** v.16, n.5, p.539–548, 2012.

EATON, A. D.*et al.* **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21. ed. Washington: American Public Health Association, 2005. 1660p.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa-SPI; Embrapa-CNPS, 2018.

FEITOSA, H. C. P. *et al.* Avaliação do processo de degradação da cobertura vegetal em SerraBranca e Coxixola – PB. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**.v.5, n.1, p. 1-7, 2010.

FERNANDES, M. R. M. *et al.* Mudanças do Uso e de Cobertura da Terra na Região Semiárida de Sergipe. **Floresta e Ambiente**. v. 22, n.4, p. 472-482, 2015.

FUNCEME- Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Portal hidrológico do Ceará**. Disponível em: <http://www.hidro.ce.gov.br/>. Acesso em: 05 de setembro de 2019.

HAIR JÚNIOR, J. F. *et al.* Análise multivariada de dados. 5.ed. Porto Alegre: Bookman, 2005. 593p.

LAMPARELLI, M. C. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. São Paulo: USP/ Departamento de Ecologia., 2004. 235 f. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, 2004.

LOPES, F. B. *et al.* Assessment of the water quality in a large reservoir in semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n.4, p. 437–445, 2014a.

LOPES, F. B. *et al.* Modelagem da qualidade das águas a partir de sensoriamento remoto hiperespectral. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.18, p.S13–S19, 2014b.

MAIA, A. R. S.; LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M. Influence of Climatic Seasonality on a Survey of Land Use and Cover in the Semi-arid Region. **Journal of Agricultural Science**; v. 10, n. 11, 2018.

MEDEIROS, S. R. M. *et al.* Índice de qualidade das águas e balneabilidade no Riacho da Bica, Porto Alegre, RN, Brasil. **Rev. Ambient. Água**, v. 11, n. 3, p. 711, 2016.

MENEZES, J. P. C. *et al.* Relationship between patterns of use and occupation of soil and water quality in an urban watershed. **Eng Sanit Ambient**, v.21, n.3, 2016.

MEIRELES, A. C. M.; FRISCHKORN, H.; ANDRADE, E. M. Sazonalidade da qualidade das águas do açude Edson Queiroz, bacia do Acaraú, no Semiárido cearense. **Revista Ciência Agronômica**, v. 38, n. 1, p. 25-31, 2007.

PALMA-SILVA, G.M.; TAUKE-TORNISIELO, S.M.; PIÃO, A.C. Capacidade de autodepuração de um trecho do rio Corumbataí, sp, Brasil. **HOLOS Environment**; v. 7, n. 2, p. 139-152, 2007.

PEREIRA, E. C. B. *et al.* Determining the soil erodibility for an experimental basin in the semi-arid region using geoprocessing. **American Journal of Plant Sciences**, v. 8, n. 12, p. 3174-3188, 2017.

RAIMO, L. A. D. *et al.* Variabilidade espacial da erodibilidade no estado de Mato Grosso, Brasil. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 42, n. 1, p. 61-70, 2019.

SÁLY, P. *et al.* The relative influence of spatial context and catchment- and site-scale environmental factors on stream fish assemblages in a human-modified landscape. **Ecology of Fresh water Fish**, v. 20, p. 251–262, 2011.

SILVEIRA, S. S.; ANDRADE, E. M. Análise de componentes principais na investigação da estrutura multivariada da evapotranspiração **Revista Engenharia Agrícola**, v.22, p.174- 177, 2002.

SCHINDLER, D. W. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. **Proceedings of the Royal Society B**. v. 1032, p. 1-12, 2012.

VANNOTE, R. L. *et al.* The river continuum concept. Canadian **Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, p.130–137, 1980.

VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B.; FRANCO, R. A. M. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Corrégo Três Barras, Marinópolis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, p.55-64, 2010

WHITWORTH, K. L.; BALDWIN, D. S.; KERR, J. L. Drought, floods and water quality:

drivers of a severe hypoxic blackwater event in a major river system (the southern Murray–Darling Basin, Australia). **Journal of Hydrology**, v. 450, p. 190-198, 2012.

### **3 CAPÍTULO 2 COMO A DINÂMICA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO AFETA AS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS, A COMPOSIÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS E DA ICTIOFAUNA EM RIOS INTERMITENTES?**

Capítulo apresentado na forma de artigo segundo as normas da revista *Remote Sensing Applications: Society and Environment* (ISSN: 2352-9385); Fator de Impact Factor: 1.348)

**Abstract:** The intensification of human actions in hydrographic basins, such as deforestation and the increase in areas for agriculture, have been compromising the quality and quantity of water resources. Studies at the level of hydrographic basins provide important information for the management of the problems encountered. In this sense, the objective of this study was to evaluate the morphometric characteristics and the influence of land use and occupation over 34 years under the limnological and biological variables in six intermittent watersheds. For this, the morphometric analysis of the watersheds was carried out, in addition to the maps of the drainage network and slope where they present a tendency to conservation. According to the land use and land cover maps, watersheds 4, 5 and 6 have been undergoing a process of intense deforestation and an increase in non-vegetated and agricultural areas, adding a warning to the compromise of environmental quality and to the management of water resources in the semiarid region.

**Key words:** Hydrology, Geoprocessing, Hydrographic basin.

**Resumo:** A intensificação das ações antrópicas em bacias hidrográficas como desmatamento e aumento de áreas para agropecuária vêm comprometendo a qualidade e quantidade dos recursos hídricos. Estudos em nível de bacias hidrográficas trazem informações importantes para o manejo dos problemas encontrados. Nesse sentido, o objetivo desse estudo foi avaliar as características morfométrica e a influência do uso e ocupação do solo ao longo de 34 anos sob as variáveis limnológicas e biológica em seis microbacias intermitentes. Para isto, realizou-se a análise morfométrica das microbacias, além dos mapas de rede de drenagem e declividade onde essas se apresentam com tendência a conservação. De acordo com os mapas de uso e cobertura do solo, as microbacias 4, 5 e 6 vêm passando por um processo de desmatamento intenso e aumento de áreas não vegetadas e agropecuária, adicionando um alerta para o comprometimento da qualidade ambiental e para a gestão dos recursos hídricos no semiárido.

**Palavras-chave:** Hidrologia, Geoprocessamento, Bacia hidrográfica.

### 3.1 Introdução

As mudanças no uso e ocupação do solo são as principais ameaças à integridade ecológica dos ecossistemas fluviais (Allan, 2004; Moore e Palmer, 2005; Trolle et al., 2019). Na região semiárida essas mudanças estão relacionadas principalmente ao desmatamento e aumento de áreas de pastagem e de áreas de cultivos agrícolas (Sousa et al., 2008 Fernandes et al., 2015).

A retirada da vegetação é uma fonte de perturbação para o regime térmico dos rios (Brown, 1970; Brown e Krygier, 1970; Beschta et al., 1987; Johnson e Jones, 2000, Caissie, 2006), além de ter influência direta no processo de erosão (Linhares et al., 2005). A conversão de habitats naturais em terras agrícolas também afeta a paisagem devido a diminuição da cobertura ripária e aumento da degradação física do habitat, a sedimentação, além de provoca alterações hidrográficas, oscilações de temperatura e concentrações de nutrientes e contaminantes (Achard et al., 2002; Araújo et al., 2009; García et al., 2016, Kanianska, 2016; Lin e Trianingsih, 2016).

Em ambientes fluviais a cobertura vegetal, mais especificamente a vegetação ripária desempenha um papel crucial na qualidade da água, através da regulação do aporte de recursos alóctones da disponibilidade de habitats, além da transferência de energia solar, a antropização desses sistemas resulta em impactos negativos na integridade das cadeias alimentares locais e no equilíbrio desses ecossistemas (Vannote et al., 1980; Iwata et al., 2003; Silva et al., 2012; Pereira, 2014).

As consequências das ações antrópicas sobre os recursos hídricos têm repercutido sobre a qualidade da água, e consecutivamente, sob a maneira e a qualidade de vida das populações e comunidades de organismos aquáticos (Nascimento, et al., 2005). Vem sendo cada vez mais utilizada a prática do uso de comunidades biológicas para avaliação da qualidade da água (Justus et al., 2010). De acordo com Araújo, 1988 a presença de uma comunidade “equilibrada” em um ecossistema aquático é um excelente indicador de baixos impactos antrópicos. Nesse sentido, mudanças químicas da água ou modificações de habitats físicos, podem alterar o estabelecimento das comunidades por desregular suas estruturas e funções, podendo resultar na simplificação da macrofauna bentônica e na ictiofauna, estabelecendo comunidades mais homogêneas (Zhu & Chang, 2008). Os impactos antrópicos podem favorecer as espécies mais tolerantes às novas condições e o desaparecimento dos táxons mais sensíveis (Jackson et al., 2001; Chalar et al., 2013).

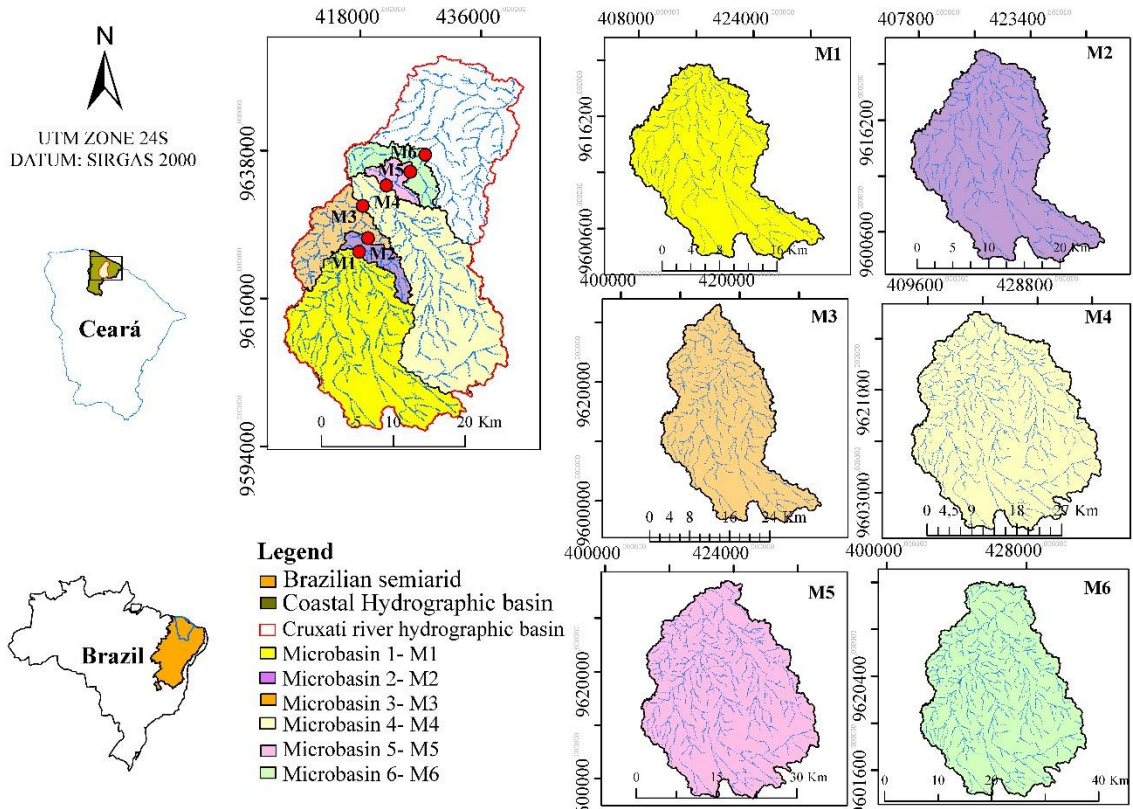
Para compreender melhor como as alterações antrópicas influenciam na biota dos ecossistemas aquáticos, estudos avaliam as variáveis limnológicas para descrever a saúde do ambiente, e assim associar as características da água, da macrofauna bentônica e da ictiofauna com a cobertura e usos do solo (Pinto et al., 2006; Jaramillo-Villa e Caramaschi, 2008; Alexandre e Esteves, 2010; Santos et al., 2015).

Sendo assim, o conhecimento atualizado das formas do uso e ocupação do solo é um fator imprescindível para entender os processos que se desenvolvem em um determinado ecossistema e fornecer subsídios importantes para sua manutenção e gestão. Dessa forma, esse estudo tem como objetivo compreender os efeitos do uso e ocupação do solo ao longo dos anos 1985-2019, avaliando as variáveis limnológicas e a composição de macroinvertebrados e da ictiofauna em seis microbacias intermitentes.

## **3.2 Material e Métodos**

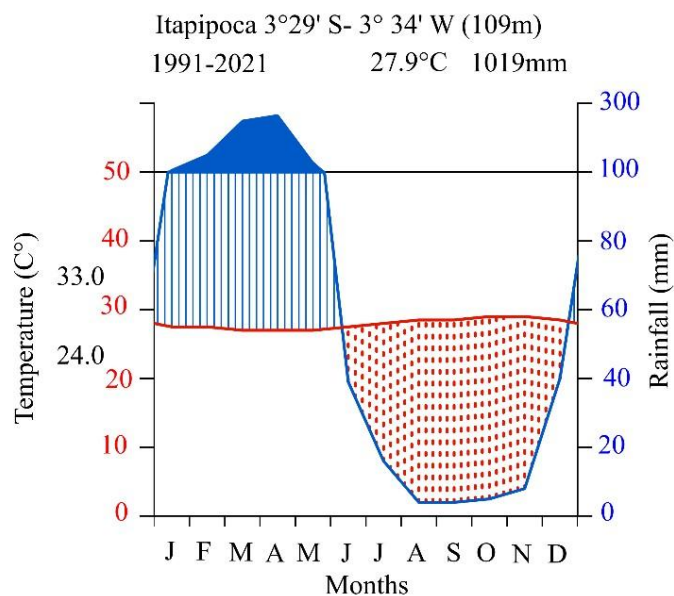
### **3.2.1 *Área de estudo***

A bacia hidrográfica do rio Cruxati está localizada nos municípios de Amontada, Itapipoca, Miraíma e Uruburetama no estado do Ceará, apresenta uma altitude e uma declividade média de 147, 14m e 7,83m, respectivamente. A bacia apresenta uma área de contribuição de 1264,22 km<sup>2</sup> e seu perímetro de 241,48 km (Fig.1.). Para esse estudo foram selecionadas seis microbacias que estão inseridas dentro da bacia hidrográfica do rio Cruxati (Fig.1.).



**Fig. 1.** Mapa de localização da bacia hidrográfica do rio Cruxati e das microbacias em estudo, Ceará, Brasil.

De acordo com os dados do Instituto Nacional de Meteorologia (2022) e com o site Climatempo, o clima local é semiárido, com precipitação média anual de 1.019,6 mm e evaporação de 1.914,7 mm; as temperaturas médias anuais ficam entre 24°C e 33°C, com maior pluviosidade de janeiro a junho (Fig. 2.).



**Fig. 2.** Precipitação mensal em 2019, e média mensal entre 1991 a 2021, no distrito de Itapipoca, Ceará, Brasil

### **3.2.2. Histórico do uso e ocupação do solo**

Os mapas de uso e cobertura do solo para os anos 1985 a 2019, foram baixados do Projeto de “Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil” (Map Biomas) (<http://mapbiomas.org/>), coleção 5.0, esse projeto visa gerar mapas anuais de cobertura e uso do solo do Brasil a partir de 1985 até os anos atuais, na escala 1:100.000. O Map Biomas utiliza imagens de satélite Landsat, com resolução de 30 metros, disponíveis na plataforma Google Earth Engine. Para produzir a imagem limpa, sem a presença de nuvens, fumaça, entre outros artefatos, são selecionados os pixels sem nuvem dentro de cada imagem escolhida. Para cada um desses pixels são extraídas métricas que explica o comportamento do pixel dentro daquele ano. Isso é feito para as bandas espectrais do sensor, como também, para as frações e índices espectrais calculados. Em cada ano são montados mosaicos que serão utilizados para classificações das imagens e formar a composição RGB. A Classificação de imagens é realizada por meio de um classificador automático “Random forest”.

Para esse estudo foi feito o download das imagens classificadas de 1985 a 2019 para o Bioma Caatinga e com o auxílio do Software Arc Gis as imagens do bioma caatinga foram cortadas usando os polígonos da bacia do rio Cruxati e, das microbacias, e as porcentagens das classes Floresta natural, Formação natural não florestal, Agropecuária, Área não vegetada e Corpos de água foram recalculadas para a bacia hidrográfica do rio Cruxati, para as microbacias e do estudo.

### **3.2.3 Variáveis limnológicas**

Em cada microbacia estudada foi definido um trecho de 200 m dividido em quatro seções de tamanhos iguais (0-50 m, 50-100 m, 100-150 m e 150-200 m). Foram realizadas aferições das variáveis físicas e químicas, onde foram coletadas vinte amostras de água de cada microbacia, cinco por seção, para a análise da turbidez (ntu), onde foi medida usando o turbidímetro (Ap, 200). Por meio de uma sonda multiparamétrica (Yes Professional plus) foram medidos, o pH, condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ), temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) e salinidade (psu). O Eh foi medido através de um eletrodo de platina.

### **3.2.4. Amostragem de Macroinvertebrados e Peixes**

As amostragens do material biológico foram realizadas sob licença de coleta SISBio (Licença de coleta: 61276-2). Em cada seção com o auxílio de um Surber (malha 250 $\mu$ ) foram coletadas de forma aleatória, nove amostras de macroinvertebrados aquáticos em habitat diferentes (três amostras de sedimento, três amostras macrófitas e três amostras de algas) (Fig.3a.). Os macroinvertebrados coletados foram colocados em sacos plásticos, etiquetados e conservados em álcool 70%. Em laboratório, foram feitas as triagens das amostras, e a identificação até o nível de ordem com auxílio de uma lupa e chaves de identificação (Mugnai et al., 2010) (Fig. 3B e C.). Em cada amostra, foram contados o número total de indivíduos de cada ordem e posteriormente foram etiquetados e colocados em tubos de ensaio (13x100mm) com álcool 70%.

As amostragens de peixes foram feitas ao longo das seções, utilizando três redes de arrastos com malhas distintas para englobar diferentes classes de tamanhos dos indivíduos (1,5 x 0,5m de altura e malha 0,5 mm; 4 x 1,5m de altura e malha 5 mm; e 20 x 2 m de altura e malha 12 mm), em cada seção foram realizados 3 arrastos com a finalidade de determinar a riqueza e a abundância das espécies peixes. Os peixes amostrados foram transferidos para caixas vazadas. (4,1 x 2,2 m, malha 5,0 mm) onde foram identificados até o menor nível taxonômico possível (geralmente gênero ou espécie) usando chave Taxonômica (Ramos, 2012). Em seguida, os indivíduos das espécies foram devolvidos ao ambiente.



**Fig. 3.** A) Coleta dos macroinvertebrados aquáticos, B) triagem das amostras de macroinvertebrados, C) coleta de peixes e D) identificação e contagem dos indivíduos de cada espécie

### **3.2.5 Análises de dados**

Com o intuito de construir um gráfico que demonstrasse o comportamento das variáveis físicas e químicas nas microbacias que ganharam e perderam floresta natural entre os anos 1985 a 2019 foi realizada a plotagem dos dados de porcentagem de ganho e perda da floresta natural e de cada variável física e química.

As variáveis físicas e químicas foram testadas quanto a sua normalidade e homoscedasticidade dos dados. Posteriormente, as variáveis limnológicas foram comparadas entre as diferentes microbacias aplicando uma análise de variância (teste ANOVA one-way), seguida do teste de Tukey para comparação dos valores médios.

Nas seis microbacias do estudo, para cada amostra biológica foram calculados a riqueza (número de ordens de macroinvertebrados e de espécies de peixes), abundância (número total de indivíduos de macroinvertebrado e peixes capturados). Uma análise de variância multivariada permutacional- PERMANOVA (dados de raiz quarta transformados e similaridade de Bray-Curtis). foi usada para comparar a estrutura da composição de macroinvertebrados e das assembleias de peixes entre as microbacias do estudo.

Para identificar qual conjunto de variáveis limnológicas que mais explica a variação das ordens de macroinvertebrados e das espécies de peixes entre as microbacias foi realizado a Análise de Redundância -RDA. Para essa análise, os dados ambientais foram transformados em  $\log(x + 1)$  e os dados de macroinvertebrados e peixes foram transformados em raiz quarta (matriz de similaridade calculada usando o índice de Bray-Curtis).

## **3.3 Resultados**

### **3.3.1 Histórico do uso e ocupação do solo**

Através da classificação de imagens observa-se que houve diferenças nos percentuais de uso e ocupação ao longo dos anos 1985-2019 na bacia hidrográfica do rio Cruxati e nas microbacias em estudo (Material suplementar 1- Fig. 4.), as classes mais representativas ao longo desses anos foram: Floresta natural e Agropecuária seguidos por Formação natural não florestal, Área não vegetada e Corpos de água.

Entre anos de 1985 a 2019 podemos destacar a perda de Floresta natural, Formação natural não florestal e Corpos de água na bacia hidrográfica do rio Cruxati e nas microbacias 4, 5 e 6 (Tabela 1). As microbacias 1, 2 e 3 apresentaram um aumento da Floresta natural e diminuição das demais classes de uso e ocupação, enquanto, as microbacias 4, 5 e 6

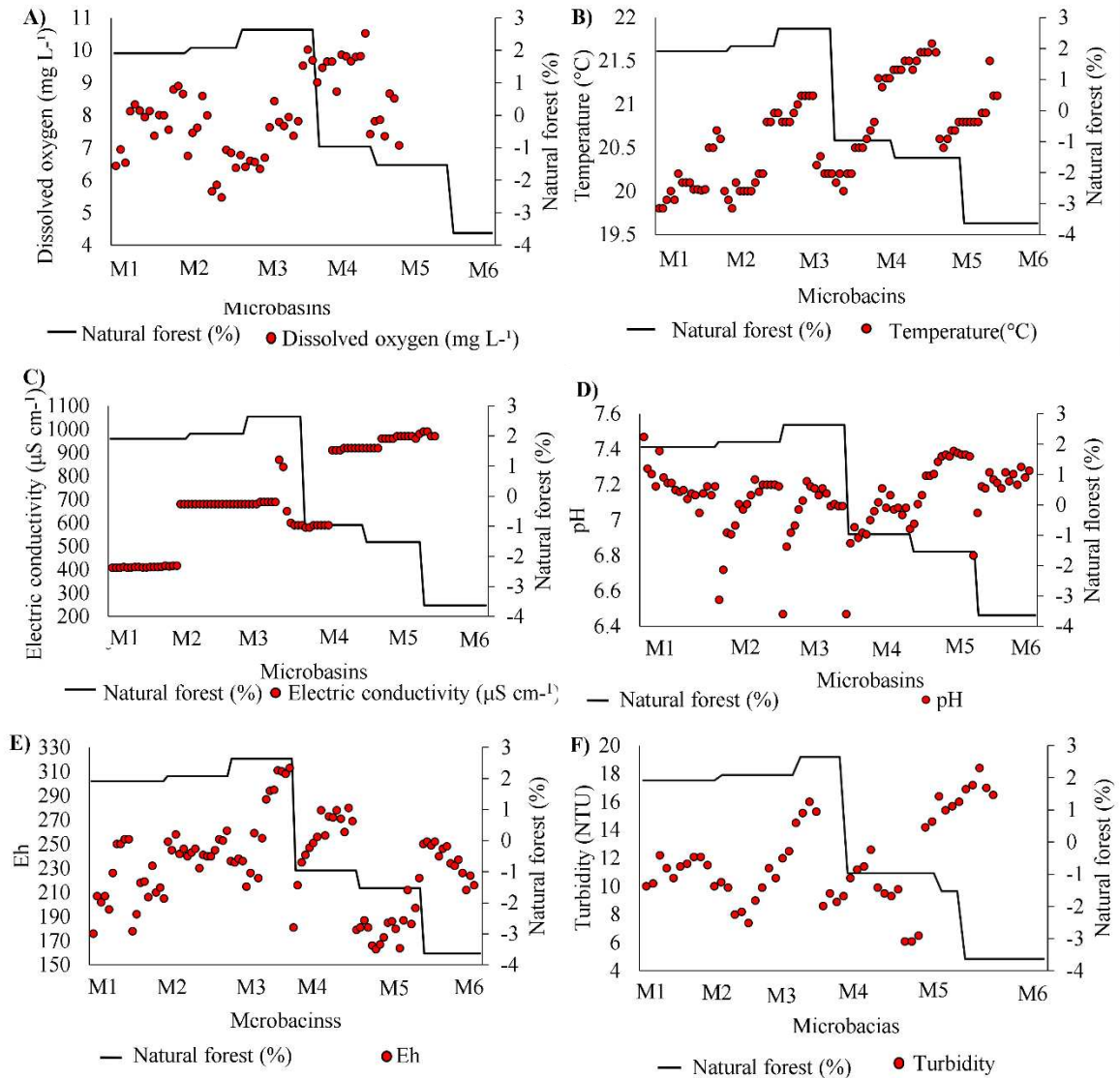
apresentaram um aumento de agricultura e área não vegetada e uma diminuição nas porcentagens das demais classes de uso e ocupação. (Tabela 1).

**Tabela 1** Perda e ganho das porcentagens de uso e ocupação do solo durante os anos 1985-2019 na bacia hidrográfica do rio Cruxati e nas microbacias (M1, M2, M3, M4, M5 e M6), Ceará, Brasil.

	Cruxati	M1	M2	M3	M4	M5	M6
Formação Natural	<b>-11,64%</b>	1,91%	2,08%	2,64%	<b>-0,96%</b>	<b>-1,53%</b>	<b>-3,63%</b>
Formação natural não florestal	<b>-4,12%</b>	<b>-0,13%</b>	<b>-0,01%</b>	<b>-0,13%</b>	<b>-0,10%</b>	<b>-0,09%</b>	<b>-0,08%</b>
Agropecuária	0,24%	<b>-0,16%</b>	<b>-0,31%</b>	<b>-0,24%</b>	0,40%	0,38%	0,35%
Área não vegetada	15,71%	<b>-1,21%</b>	<b>-1,38%</b>	<b>-1,88%</b>	0,96%	1,53%	3,64%
Corpos de água	<b>-0,19%</b>	<b>-0,41%</b>	<b>-0,38%</b>	<b>-0,39%</b>	<b>-0,30%</b>	<b>-0,29%</b>	<b>-0,28%</b>

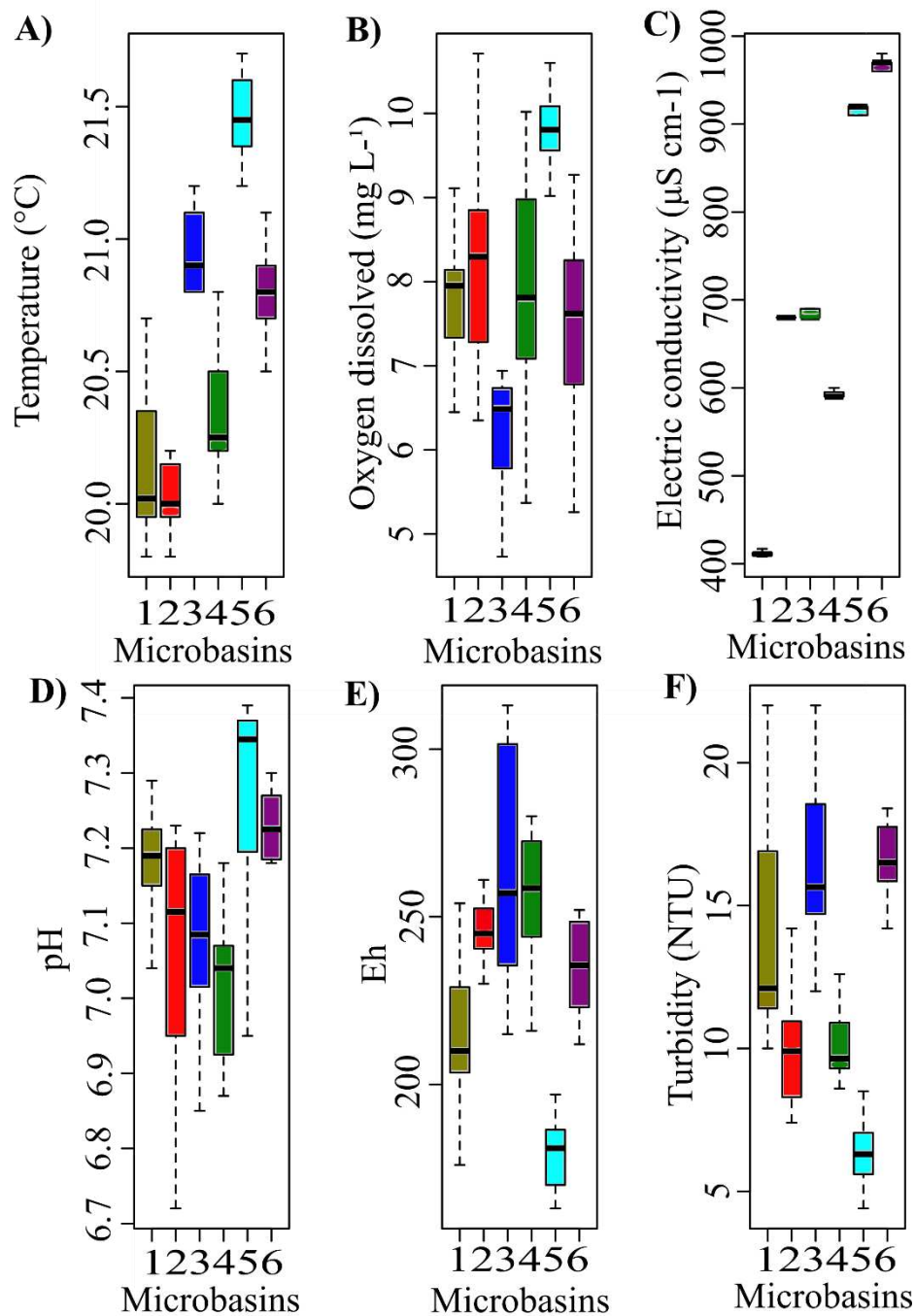
### 3.3.2 Variáveis limnológicas

De acordo com a interpretação dos dados plotados nos gráficos foi visualizado um padrão de repostas entre as variáveis físicas e químicas e as microbacias que perderam e ganharam floresta natural entre os anos 1985-2019 (Fig. 5.). As microbacias 1, 2 e 3 apresentaram um ganho de floresta natural e menores concentrações de Oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ), Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) Condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) e Turbidez (NTU), enquanto as microbacias 4, 5 e 6 que apresentaram uma perda de floresta natural ao longo dos anos obtiveram maiores valores dessas variáveis (Fig.5. A, B, C e F). As variáveis pH e Eh não apresentaram um padrão nítido de resposta.



**Fig. 5.** Relação entre o ganho e perda de floresta natural e as variáveis limnológicas entre as microbacias do estudo, Ceará, Brasil.

As variáveis físicas e químicas apresentaram uma distribuição de dados normais. A partir dos resultados da ANOVA e teste de Tukey, foram observadas diferenças significativas entre as microbacias em relação à concentração de Oxigênio dissolvido (mg L<sup>-1</sup>), Condutividade elétrica (μS cm<sup>-1</sup>), pH, Eh e Turbidez (NTU) (Material suplementar 2- Tabela 2 e Fig.6 B, C, D, E e F). Apenas a variável Temperatura (°C) não apresentou diferença significativa entre as microbacias (Fig. 6A).

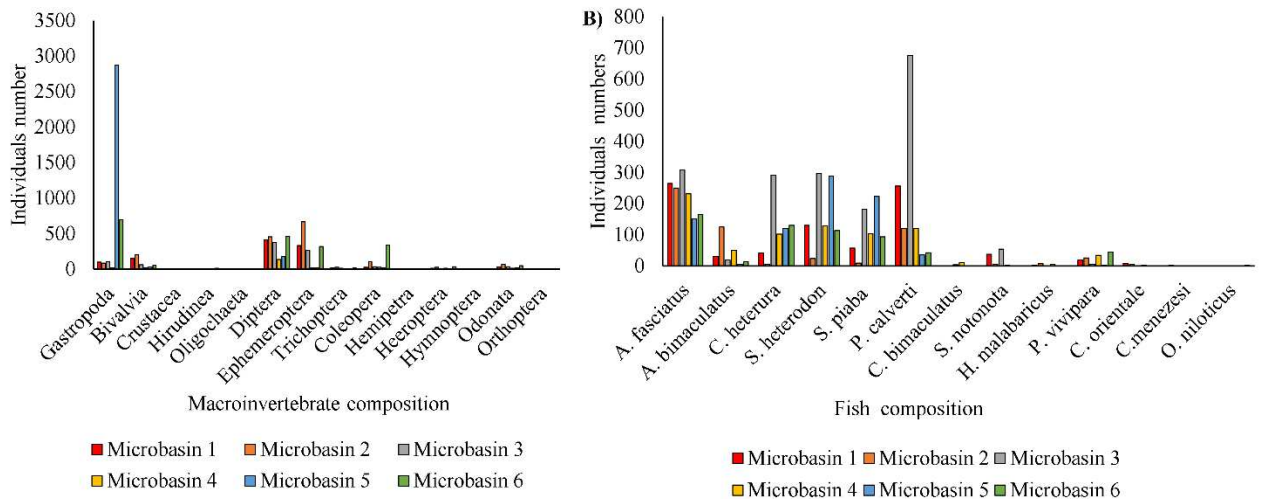


**Fig.6.** - Variações na A- Temperature (°C), B- Dissolved oxygen (mg L<sup>-1</sup>). C- Electric conductivity (µS cm<sup>-1</sup>), D- pH, E- Eh e F- Turbidity (NTU), em cada microbacia do estudo, rio Cruxati, Ceará.

### 3.3.3 Macroinvertebrados aquáticos e peixes

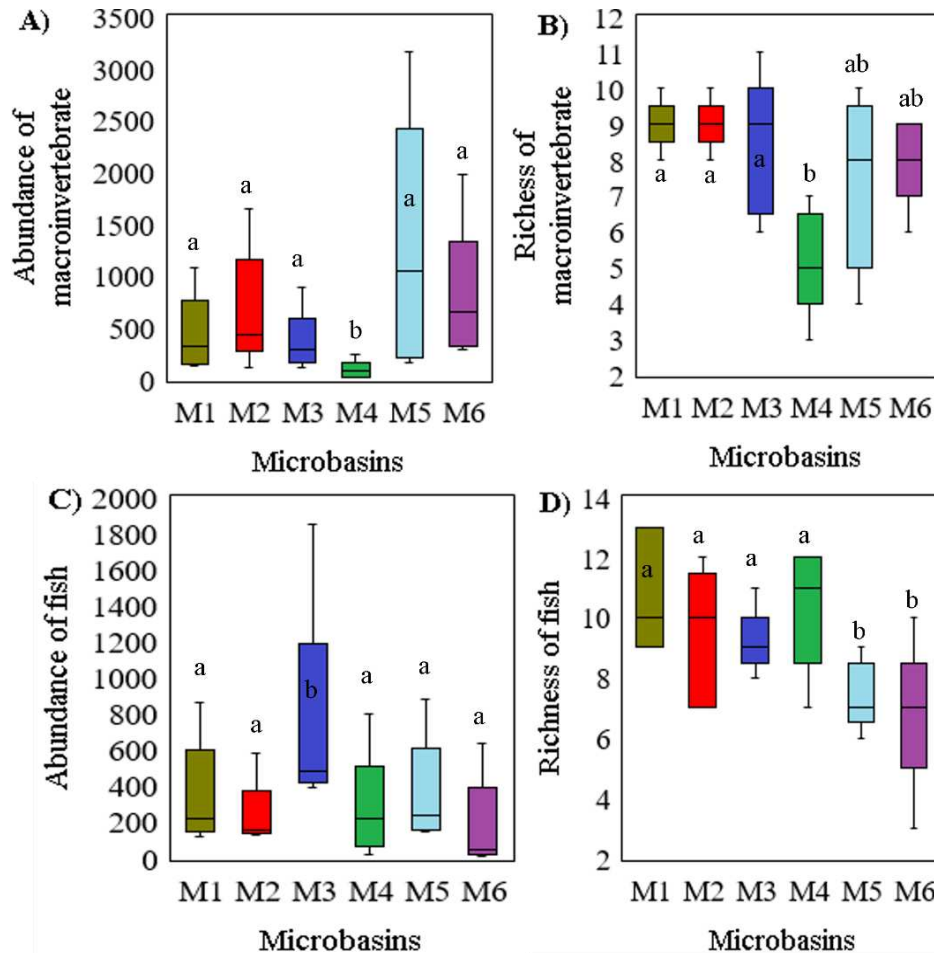
Ao longo do estudo foi coletado um total de 8,973 indivíduos, pertencentes a 14 ordens (Material suplementar 3- Tabela 3). A riqueza variou entre sete (microbacia 4) e onze (microbacia 3) ordens, e a abundância entre 273 (microbacia 4) e 3,157 (microbacia 5) (Material suplementar 4- Tabela 4). As ordens e classes mais representativas entre as

microbacias foram: Gastropoda, Diptera, Ephemeroptera, Coleoptera, Bivalvia, Odonata e Trichoptera (Fig.7A.). Em relação as assembleias de peixes foram coletadas um total de 5,495 indivíduos, distribuídos em três ordens, seis famílias e 13 espécies (Material suplementar 4). As espécies mais representativas foram *Astyanax fasciatus*, *P. calverti*, *Serrapinnus heterodon*, *Compsura heterura* e *Serrapinnus piaba* (Fig.7B.).



**Fig.7.A)** Composição de macroinvertebrados e **B)** peixes entre as microbacias estudadas, Ceará, Brasil.

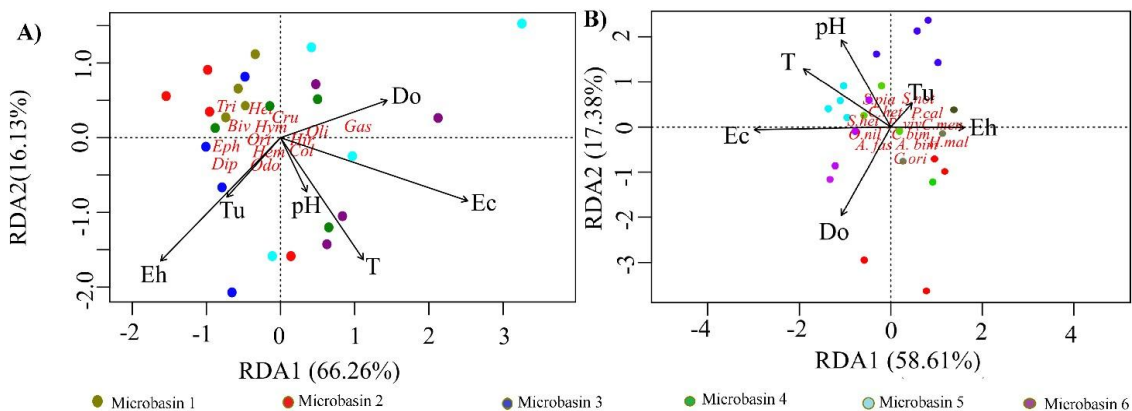
De acordo com os resultados da PERMANOVA, a abundância e a riqueza de macroinvertebrados e peixes apresentaram diferenças significativas entre as microbacias estudadas ( $F=5,42$  e  $p=0,0001$ ,  $F= 4,42$  e  $p= 0,0082$ ;  $F= 5,17$  e  $p=0,0007$ ,  $F=2,86$  e  $p=0,01$ ), respectivamente (Fig. 8 A, B, C e D.).



**Fig.8.**Variações da Abundância (A e C) e Riqueza (B e D) de macroinvertebrados e peixes entre as microbacias estudadas, Ceará, Brasil.

As variáveis limnológicas (Condutividade elétrica ( $p=0,006$ ), Eh ( $p=0,02$ ) e Temperatura) ( $p=0,05$ ) e a composição de macroinvertebrados foram significativamente correlacionados entre as microbacias estudadas (Material suplementar 5-Tabela 5). Para as espécies de peixes, as variáveis limnológicas Condutividade elétrica ( $p=0,002$ ) e Temperatura( $p=0,04$ ) apresentaram correlação significativa entre as microbacias (Material suplementar 5-Tabela 5).

Para a RDA em relação a composição de macroinvertebrados os dois primeiros eixos explicaram 82,3% da variação total. No gráfico da RDA é possível identificar uma separação das microbacias 1, 2 e 3 das microbacias 4, 5, e 6 (Fig. 9A.). O eixo 1 explicou 66,26% da variação dos dados, com a Condutividade elétrica ( $\text{mS cm}^{-1}$ ) sendo significativamente correlacionada. O eixo 2 obteve 16,13% da variação, se correlacionado significativamente com a Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )e o Eh (Fig. 9A.) Já para as espécies de peixes os dois primeiros eixos explicaram 75,99%. No gráfico é visível a separação das microbacias 5 e 6 das demais microbacias (Fig.9B.). Sendo, 58,61% explicada pelo eixo 1 e 17, 38% pelo eixo 2.



**Fig.9.** Resultado da Análise de Redundância (RDA): **A)** Composição de macroinvertebrados aquáticos (Gas= Gastropoda; Biv= Bivalvia; Cru= Crustacea; Hir= Hirudinea; Oli= Oligochaeta; Dip= Diptera; Eph= Ephemeroptera; Tri= Trichoptera; Col= Coleoptera; Hem= Hemiptera; Hym= Hymenoptera; Odo= Odonata e Ort= Orthoptera), **B)** Assembleias de peixes (*A. faz*= *Astyanax fasciatus*; *A. bim*= *Astyanax bimaculatus*; *C. het*= *Compsura heterura*; *S. het*= *Serrapinnus heterodon*; *S. pia*= *Serrapinnus piaba*; *P. cal*= *Phenacogaster calverti*; *C. bim*= *Characidium bimaculatum*; *S. not*= *Steindachnerina notonota*; *H. mal*= *Hoplias malabaricus*; *P. viv*= *Poecilia vivípara*; *C. ori*= *Cichlasoma orientale*; *C. men*= *Crenicichla menezesi* e *O. nil*= *Oreochromis niloticus* entre as microbacias do estudo. T= Temperature(°C); Do= Dissolved oxygen (mg L<sup>-1</sup>); Ec= Eletrical conductivity (mS cm<sup>-1</sup>); ph; Eh; Tu= Turbidity (NTU), Ceará, Brasil.

### 3.4 Discussão

Em relação as análises das ações antrópicas os resultados mostram que o uso e ocupação do solo influenciou as características limnológicas da água e a composição de macroinvertebrados aquáticos e peixes, com distinção entre as microbacias que perderam e ganharam porcentagem de floresta natural ao longo dos anos 1985-2019. Nos últimos anos, estudos do uso e ocupação do solo tem sido usado como ferramentas para gestão de recursos hídricos. A importância da cobertura vegetal e a influência negativa dos impactos antrópicos vem sendo evidenciados frequentemente em estudos (Kwik e Yeo, 2015; Borgwardt et al., 2019; Collier et al., 2019; Dias, 2020).

Com os resultados desse estudo podemos afirmar que a perda da floresta natural resulta principalmente do uso da terra para a agropecuária. Ainda é possível constatar através da plotagem dos gráficos que há influência da retirada da vegetação sob a temperatura, condutividade elétrica, turbidez e oxigênio dissolvido nas microbacias que perderam floresta natural ao longo desses 34 anos.

A vegetação apresenta importante função na retenção de energia solar que incide sob a superfície terrestre, dessa forma, quando há retirada da vegetação o grau de reflexão é maior havendo mais radiação disseminando-se e retornando para a atmosfera proporcionando assim o aumento da temperatura (Brown, 1970; Brown e Krygier, 1970; Beschta et al., 1987; Johnson e Jones, 2000, Caissie, 2006). O aumento na temperatura por sua vez, favorece a excitação dos íons, e consecutivamente a resistência cai, ocasionando um aumento na condutividade elétrica.

A retirada da cobertura vegetal e a substituição de espécies de plantas que não são capazes de exercer as funções ecológicas das espécies nativas, favorece o processo de erosão, que provocam consequências o carreamento de grandes quantidades de solo, matéria orgânica e insumos agrícolas para o leito dos cursos d'água, contribuindo significativamente com o aumento da concentração de sólidos e nutrientes na água dos mananciais e aumento da turbidez (Gonçalves et al., 2005; McCord et al., 2007).

O aumento do Oxigênio dissolvido em microbacias que perderam floresta natural deve estar associado a diminuição de matéria orgânica. Quanto a isso, Rixen et al., 2010 mostra que o oxigênio dissolvido e a matéria orgânica fazem parte da caracterização química de um ambiente aquático e apresentam uma relação direta entre as suas variações em um corpo hídrico.

Á influência da retirada da vegetação sob as variáveis físicas e químicas foi confirmada através do teste estatístico, onde, as variáveis Oxigênio dissolvido, Turbidez, pH, Eh e Condutividade elétrica apresentaram diferenças significativas entre as microbacias.

Nessa pesquisa, podemos destacar uma relação entre as microbacias que apresentaram um elevado valor de Turbidez e um baixo valor de Oxigênio dissolvido. As microbacias com maior porcentagem de cobertura vegetal acarretam uma maior produção de matéria orgânica e serrapilheira. Com os primeiros eventos de precipitação, esta, é carregada para os corpos d'água aumentando a turbidez da água, e consecutivamente ocorre parte da decomposição dessa matéria orgânica e, devido ao metabolismo microbiano no meio, há redução dos teores de Oxigênio dissolvido e formação de gás sulfídrico (Whitworth e Kerr, 2012, Siqueira et al., 2011, Rivas et al., 2009, Beusekom, 2017).

Em relação ao Eh, importante ressaltar o valor abaixo dos 200mV apresentado pela microbacia 5. De acordo com o Ministério do Meio ambiente esse valor é um indicativo de água poluídas, onde ocorre a redução da capacidade de decomposição da matéria orgânica, e consecutivamente a um aumento no valor de pH. Já os valores acima de 220 mV encontrados nas microbacias 1,2,3 e 4 indica um meio oxidante. Esses valores podem ser explicados pelas maiores porcentagens de cobertura vegetal e consecutivamente houve uma

redução nos valores de pH. Em estudo Marotta et al., (2008) correlaciona a menor concentração de pH ao excesso de matéria orgânica devido à liberação de gás carbônico provenientes de compostos orgânicos ácidos e da decomposição, a qual origina o ácido carbônico em meio aquoso.

A Condutividade elétrica exibiu maiores valores nas microbacias 5 e 6. Os maiores valores observados podem refletir a porcentagem de áreas antropizadas presentes. Dessa forma, o aumento dessa variável pode estar relacionado ao carreamento de sedimentos associados aos nutrientes, oriundos de fertilizantes e dejetos de animais domésticos, provenientes das áreas agrícolas, essa dinâmica já foi observada em outra bacia por Vanzela e Franco (2010).

A alteração dessas variáveis limnológicas ao longo dos anos gera uma alerta sob os processos erosivos, as variações limnológicas, a distribuição de espécies e o estabelecimento de comunidades ao longo das microbacias, principalmente as microbacias 4, 5 e 6 que possui menor cobertura vegetal.

As melhores condições limnológicas observada nas microbacias 1, 2 e 3 (maiores porcentagens de cobertura vegetal) evidencia a importância da cobertura vegetal na minimização dos impactos antrópicos. A redução dos níveis de poluentes na água deve-se a atuação da cobertura vegetal como zona de amortecimentos retendo sedimentos e outros materiais para o sistema aquático (Newbold et al., 2010; Daga et al., 2012). De acordo com Hawes e Smith, (2005) áreas que apresentam uma maior cobertura vegetal garantem uma maior entrada de recursos alóctones e uma maior disponibilidade de habitats favorecendo assim, o estabelecimento e a manutenção e da biodiversidade.

As microbacias 1, 2 e 3 apresentaram uma maior riqueza na composição de macroinvertebrados em relação as microbacias 4, 5 e 6, evidenciando a importância da cobertura vegetal para a biodiversidade. Em estudo, Vannote et al., 1980 e Souza et al., 2012 afirmam que a composição de macroinvertebrados apresenta alta riqueza de espécies na presença de uma vegetação ripária bem estruturada. A cobertura vegetal nas margens de grandes rios, muitas vezes indica qualidade ambiental favorável, uma maior diversidade de habitats, o aumento da disponibilidade de alimentos para a biota aquática (Death e Collier, 2010; Gregory et al., 1991; Pinto et al., 2006). Importante destacar o menor número de ordens e de indivíduos de macroinvertebrados observado na microbacia 4, essa microbacia em relação às demais, apresentou a maior porcentagem de aumento na agropecuária ao longo dos 34 anos de estudo.

Em relação a abundância de macroinvertebrados a microbacia 5 se destaca com um total de 3157 indivíduos, desses, 2870 são gastropodas e 181 Dípteras. Essa Classe e essa ordem são características por possuírem organismos tolerantes á poluição, capazes de viver em ambientes com depleção de oxigênio (Goulart e Callisto, 2003; Colpo et al., 2009). Em relação a riqueza das assembleias de peixes, as microbacias 4 e 5 detiveram os menores valores. Esses dados mostram que as espécies estão respondendo de forma direta aos impactos antrópicos nessas microbacias, ressaltando o uso das assembleias de peixe como um excelente indicador biológico.

Vários estudos já têm demonstrado que a homogeneização, redução da diversidade e o aumento da dominância de certas ordens de macroinvertebrados e espécies da ictiofauna, são efeitos que os impactos antrópicos tendem a provocar (Cunico et al., 2006; Casatti et al., 2009; Alexandre e Esteves, 2010; Santos et al., 2015, Collier, et al., 2019). A menor riqueza e diversidade da macrofauna (microbacias 4, 5 e 6) e ictiofauna (microbacias 5 e 6), pode estar associado a sensibilidade ambiental destas ordens e espécies aos impactos encontrados nessas microbacias.

A variação na composição de macroinvertebrados nas microbacias amostradas foi mais bem explicada pelas variáveis, Condutividade elétrica, Eh e Temperatura. No caso da ictiofauna pela Condutividade elétrica e a Temperatura.

A Condutividade elétrica e a Temperatura foram as principais variáveis responsáveis pela distribuição das ordens de macroinvertebrados (microbacias 4, 5 e 6) e peixes (microbacias 5 e 6). Resultados similares já foram encontrados em estudos enfocando o uso e ocupação do solo sobre as comunidades aquáticas (Alexandre et al., 2010; Mori et al., 2018), onde o aumento das ações antrópicas representado pela Condutividade elétrica e a Temperatura leva a uma homogeneização das comunidades aquáticas, que muitas vezes passa pela perda de espécies nativas. Esse evento explica a menor riqueza observada nessas microbacias.

O Eh se mostrou uma importante variável para a distribuição das ordens de macroinvertebrados nas microbacias 1, 2 e 3. O Eh nessas microbacias apresentou caráter oxidante, exibindo altos valores de oxigênio dissolvido e Eh. De acordo com Schultz, (2003) essas características permitem que os microrganismos trabalhem com eficiência na decomposição da matéria orgânica, dessa forma, garantindo um ambiente para a manutenção da diversidade nessas microbacias.

### **3.5 Conclusão**

Esse estudo mostrou que tanto as variáveis ambientais como a composição de macroinvertebrados e a ictiofauna refletem a perda de floresta natural ao longo dos anos de 1985 a 2019. Ao longo do período estudado as microbacias 4, 5 e 6 apresentaram uma maior perda de floresta natural trazendo consequências mais negativas entre as microbacias estudadas, indicando que os impactos da agropecuária e do solo exposto afeta a qualidade ambiental. Aqui ficou evidenciado a importância da Cobertura vegetal que funciona como zona de amortecimento para a mitigação dos impactos antrópicos, visto que as microbacias 1, 2 e 3 apresentam melhores condições ambientais e uma composição de macroinvertebrados e peixes mais complexa. Esses resultados mostram a necessidade do desenvolvimento de planos de manejo para melhor práticas do uso do solo, além da proteção dos ecossistemas aquáticos e da sua biodiversidade.

### 3.6 Agradecimentos

Ao Programa de Apoio a Núcleos Emergentes PRONEM/FUNCAP/CNPq – EDITAL PRONEM 01/2016 PROCESSO No.:PNE-0112-00026.01.00/16, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo financiamento para a realização desse estudo.

### 3.7 Referências

- Achard, F., Eva, H. D., Stibig, H. J., Mayaux, P., Gallego, J., Richards, T., Malingreau, J. P., 2002. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. **Science** 297, 999–1002.
- Alexandre, C. L., Esteves, K. E., 2010. Analysis of fish communities along a rural– urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia* 641, 97–114.
- Allan, J. D. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. 2004. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. v. 35, p. 257-284.
- Alves, J.M.P.; Castro, P.T.A., 2003. Influência de feições geológicas na morfologia da bacia do rio Tanque (MG) baseada no estudo de parâmetros morfométricos e análise de padrões de lineamentos. *Revista Brasileira de Geociências*, v. 33, n. 2, p. 117-127.

- Araujo, F.G., 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Rev. Bras. Biol.* 58, 547–558.
- Araújo, L. E., Sousa, F. A. S., Moraes Neto, J. M., Souto, J. S., Reinaldo, L. R., 2009. Bacias hidrográficas e impactos ambientais. *Qualit@s Revista Eletrônica* 8, 1–18.
- Beschta, R. L., Bilby, R. E., Brown, G. W., Holtby, L. B., Hofstra, T. D., 1987. Stream temperature and aquatic habitat: fisheries and forestry interactions. In: *Streamside Management: Forestry and Fishery Interactions* (Eds E.O. Salo & T.W. Cundy), pp. 191–232. Institute of Forest Resources, Contribution No. 57. University of Washington, Seattle, Washington.
- Beusekom, J. E. E., 2017. Eutrophication. *Handbook on Marine Environment Protection*, 429–445 [https://doi.org/10.1007/978-3-319-60156-4\\_22](https://doi.org/10.1007/978-3-319-60156-4_22)
- Borgwardt, F., Robinson, L., Trauner, D., Teixeira, H., Nogueira, A.J., Lillebø, A.I., Arevalo-Torres, J., 2019. Exploring variability in environmental impact risk from human activities across aquatic ecosystems. *Sci. Total Environ.* 652, 1396–1408.
- Brown G.W. & Krygier J.T., 1967. Changing water temperatures in small mountain streams. *Journal of Soil and Water Conservation*, 22, 242–244.
- Brown G. W. e Krygier J. T., 1970. Effects of clear-cutting on stream temperature. *Water Resources Research*, 6, 1133–1139.
- Caissie, D., 2006. The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology*. V. 51. p. 1389–1406.
- Casatti, L., Ferreira, C. P., Carvalho, F. R., 2009. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiol.* 632, 273–283.
- Colpo, K. D., Brasil, M. T. e Camargo, B. V., 2009. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores do impacto ambiental promovido pelos efluentes de áreas orizícolas e pelos de origem urbana/industrial. *Ciência Rural*, 39(7), 2087-2092.
- Coralles, E. G. Avaliação de alterações em redes de drenagem em microbacias como subsídio ao zoneamento geoambiental de bacias hidrográficas: aplicação na bacia hidrográfica do rio Capivari – SP. 210f. Tese (Doutorado em Geotecnia) –Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.
- Chalar, G., Delbene, L., González-Bergonzoni, I., Arocena, R., 2013. Fish assemblage changes along a trophic gradient induced by agricultural activities (Santa Lucía, Uruguay). *Ecol. Indic.* 24, 582–588. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.08.010>.

- Christofoletti, A. A análise da densidade de drenagem e suas implicações geomorfológicas. *Geografia*, v. 4, n. 8, p. 23-42, 1979.
- Collier, C. A., Almeida Neto, M. S., Almeida, G. M. A., J.S. Rosa Filho, J.S., Severi, W., El-Deir, A. C. A., 2019. Effects of anthropic actions and forest areas on a neotropical aquatic ecosystem. *Science of the Total Environment* 691,367–377.
- Cunico, A.M., Agostinho, A.A., Latini, J.D., 2006. Influência da urbanização sobre as assembléias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia* 23, 1101–1110.
- Death, R.G., Collier, K.J., 2010. Measuring stream macroinvertebrate responses to gradients of vegetation cover: when is enough enough? *Freshw. Biol.* 55, 1447– 1464.
- Dias, D. S.; Albuquerque, R. L.O.; Rodrigues, R. S. S. 2020. Temporal evolution land use and occupation on the Parauapebas river watershed, Pará. *Journal of Hyperspectral Remote Sensing* 10, 122-129.
- EMBRAPA. Sistema brasileiro de classificação de solos. 3 ed. Brasília: EMBRAPA, 2018.
- Feitosa, T. B.; Iost, C. Dinâmica hidrossedimentológica de duas sub-bacias hidrográficas localizadas no Estado do Tocantins. *Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambiental*, Curitiba, v.9, n.2, p.21-129, 2011.
- Fernandes, M. R.M., Matricardi, E. A. T., Almeida, A. Q., Fernandes, M. M.,2015. Mudanças do Uso e de Cobertura da Terra na Região Semiárida de Sergipe. *Floresta e Ambiente*. 22(4):472-482.
- García, A. M., Alexander, R. B., Arnold, J. G., Norfleet, L., White, M. J., Robertson, D. M., Schwarz, G., 2016. Regional effects of agricultural conservation practices on nutriente transport in the Upper Mississippi River basin. *Environ. Sci. tech.* 50 (13), 6991–7000.
- Gonçalves, C. S.; Rheinheimer, D. S.; Pellegrini, J. B. R.; Kist, S.L.,2005. Qualidade da água numa microbacia hidrográfica de cabeceira situada em região produtora de fumo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v. 9, p. 391-399. Campina Grande, PB, DEAg/UFCG.
- Gregory, S. V., Swanson, F. J., Mckee, W. A., Cummins, K. W., 1991. An ecosystem perspective of riparian zones: focus on links between land and water. *BioScience* v. 41, p. 540-551.
- Goulart, M. e Callisto, M., 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, 2(1), 153-164
- Hawes, E., Smith, M., 2005. Riparian Buffer Zones: functions and recommended widths. Available at

- [http://eightmileriver.org/resources/digital\\_library/appendicies/09c3\\_Riparian%20B%20uffer%20Science\\_YALE.pdf](http://eightmileriver.org/resources/digital_library/appendicies/09c3_Riparian%20B%20uffer%20Science_YALE.pdf) [accessed 20 December 2020].
- Iwata, T., Nakano, S., Inoue, M., 2003. Impacts of past riparian deforestation on stream communities in a tropical rain forest in Borneo. *Ecol. Appl.* 13, 461–473.
- Jackson, D.A., Peres Neto, P.R., Olden, J.D., 2001. What controls who is where in freshwater fish communities: the roles of biotic, abiotic and spatial factors? *Can. J. Fish. Aquatic Sci.* 58, 157–170.
- Jaramillo – Villa, U. e Caramaschi, E. P., 2008. Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: Uso nas regiões tropical e subtropical. *Oecol. Bras.*, 12 (3): 442-462.
- Johnson S. L. e Jones J. A., 2000. Stream temperature response to forest harvest and debris flows in western Cascades, Oregon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57 (Suppl. 2), 30–39.
- Justus, B.G., Petersen, J.C., Femmer, S.R., Davis, J.V., Wallace, J.E., 2010. A comparison of algal, macroinvertebrate, and fish assemblage indices for assessing low-level nutrient enrichment in wadeable Ozark streams. *Ecol. Indicat.* 10, 627– 638.
- Kanianska, R., 2016. Agriculture and its impact on land-use, environment, and ecosystem services. In *Landscape Ecology-The Influences of Land Use and Anthropogenic Impacts of Landscape Creation*. IntechOpen. Available from: <https://www.intechopen.com/books/landscape-ecology-the-influences-of-land-useand-anthropogenicimpacts-of-landscape-creation/agriculture-and-its-impact-onland-use-environment-and-ecosystem-services>.
- Kwik, J.T.B., Yeo, D.C.J., 2015. Differences in fish assemblages in protected and nonprotected freshwater streams in a tropical urbanized country. *Hydrobiol.* 762, 143–156.
- Lin, C., Trianingsih, D., 2016. Identifying forest ecosystem regions for agricultural use and conservation. *Sci. Agric.* 73 (1), 62–70. <https://doi.org/10.1590/0103-90162014-0440>.
- Marotta, H.; Santos, R. O.; Enrich-Prast., 2008. A. Monitoramento limnológico: um instrumento para a conservação dos recursos hídricos no planejamento e na gestão urbano-ambientais. *Ambiente & Sociedade*, Campinas, v. 11, n. 1, p. 67-79. <http://dx.doi.org/10.1590/S1414-753X2008000100006>
- Mccord, S., Grippo, R. S., Eagle, D. M. Effects of silviculture using best management practices on stream macroinvertebrate communities in three ecoregions of Arkansas, USA. *Water Air Soil Pollut*; 184:299–311. 2007.

- Moore, A. A., Palmer, M. A., 2005. Invertebrate biodiversity in agricultural and urban head-water streams: implications for conservation and management. *Ecol. Appl.* 15, 1169–1177.
- Mori, A.S., Isbell, F., Seidl, R., 2018. B-Diversity, Community assembly, and ecosystem functioning. *Trends Ecol. Evol.* 33, 549–564. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.04.012>.
- Mugnai, R., Nessimian, J. L., Baptidta, D. F., 2010. Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos. Rio de Janeiro. Technical Books Editora, 1ªed, p. 10-174.
- Newbold, J. D., Herbert, S., Sweeney, B. W., Kiry, P., Alberts, S. J., 2010. Water quality functions of a 15-year-old riparian forest buffer system. *AWRA Journal of the American Water Resources Association* 46, 299–310.
- Pereira, E. C. B. et al. 2017. Determining the soil erodibility for an experimental basin in the semi-arid region using geoprocessing. *American Journal of Plant Sciences*, v. 8, n. 12, p. 3174-3188.
- Pinto, B. C. T., Araujo, F. G. & Hughes, R. M. 2006. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia* v. 556, p 69-83.
- Raimo, L. A. D. et al., 2019 Variabilidade espacial da erodibilidade no estado de Mato Grosso, Brasil. *Revista de Ciências Agrárias*, v. 42, n. 1, p. 61-70.
- Rivas, Z., Sanchez, J., Troncone, F., Marquéz, R., Medina, H. L., Colina, M., Gutiérrez E., 2009. Nitrógeno e fósforo totales de los ríos tributários al sistema Lago de Maracaibo, Venezuela. *Interciencia*. 34(5):308-314.
- Rixen, T.; Baum, A.; Sepryani, H.; Pohlmann, T.; Jose, C.; Samiaji, J. Dissolved oxygen and its response to eutrophication in a tropical black water river. *Journal of Enviromental Management*. v.91, p. 1730-1737, 2010.
- Santos, A. M.; Targa, M. S.; Batista, G. T.; Dias, N. W.,2012. Análise morfométrica das sub-bacias hidrográficas Perdizes e Fojo no município de Campos do Jordão, SP, Brasil. *Revista Ambiente & Água*, v. 7, p. 195-211.
- Santos, F.B., Ferreira, F.C., Esteves, K.E., 2015. Assessing the importance of the riparian zone for stream fish communities in a sugarcane dominated landscape (Piracicaba River Basin, Southeast Brazil). *Environ. Biol. Fish.* 98, 1895–1912.
- Schutz, A. R., 2003. Caracterização espacial e variabilidade de matéria particulada (SESTON) e dissolvida do Sistema hidrológico do Taim para lagoa Mirim (Rio Grande do Sul, Brasil). Porto Alegre: UFRGS.106. Dissertação (Mestrado).

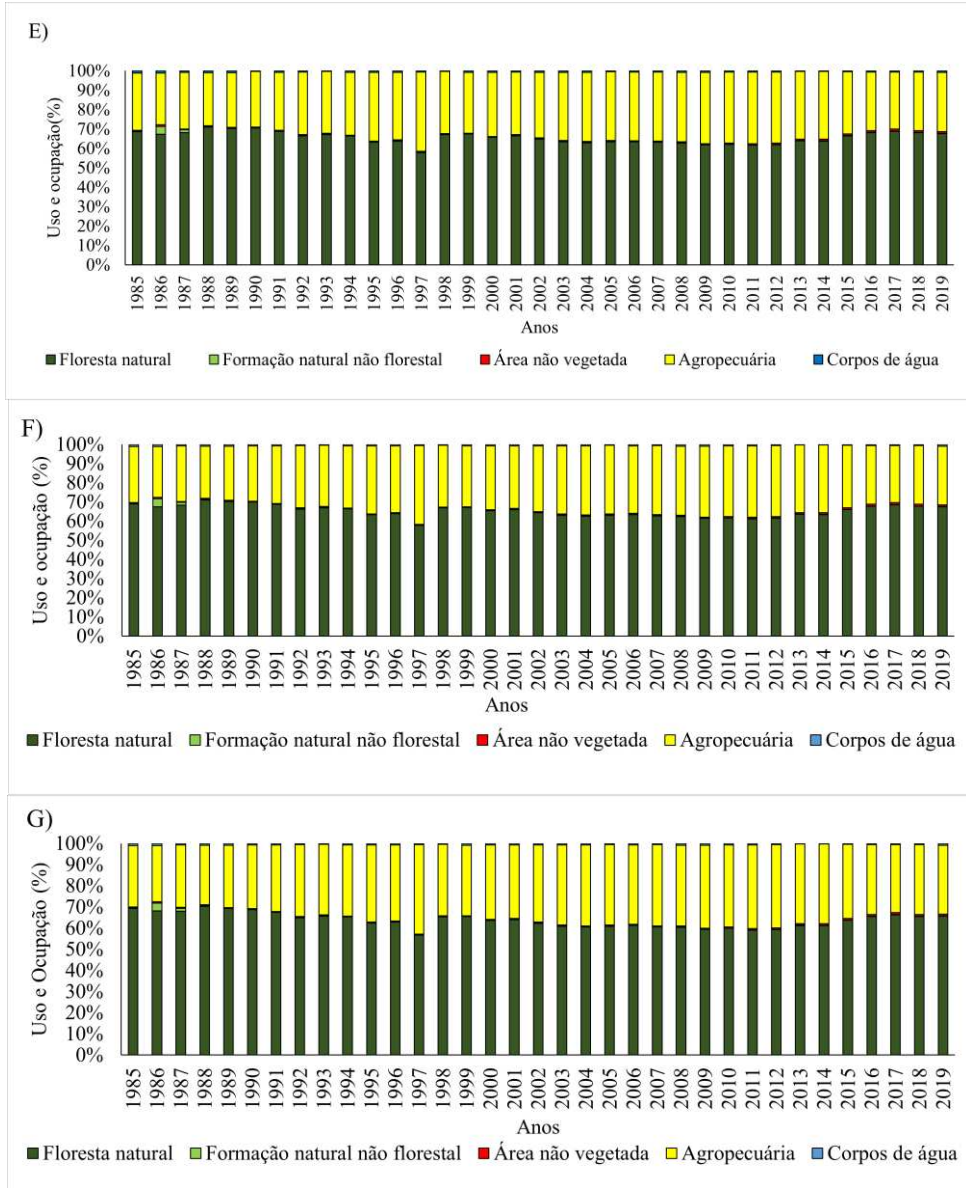
- Siqueira L. F. S., Rojas Moai, Neto, J. J. G. C., Barbieri, R., 2011 Bioensaio e estudo da decomposição de *Ruppia marítima* L, da Laguna da Jansen, São Luís – MA, Brasil. *Rev Acta Tec.* 6(1):63-72.
- Sousa, R. F., Barbosa, M. P, Sousa, S. P. Jr, Nery, A. R., Lima, A. N., 2008. Estudo da evolução espaço-temporal da cobertura vegetal do município de Boa Vista-PB, utilizando geoprocessamento. *Revista Caatinga.* 21(3): 22-30.
- Souza, S. R.; Maciel, M. N. M.; Oliveira, F. A.; Jesuíno, S. A., 2012. Caracterização do conflito de uso e ocupação do solo nas áreas de preservação permanente do rio Apeú, Nordeste do Pará. *Floresta, Curitiba,* v. 42, n. 4, p. 701-710, out. /dez.
- Strahler, A.N., 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *New Halen: Transactions: American Geophysical Union.* v.38. p. 913-920.
- Trolle, D., Nielsen, A., Andersen, H.E., Thodsen, H., Olesen, J.E., Børgesen, C.D., Refsgaard, J.C., Sonnenborg, T.O., Karlsson, I.B., Christensen, J.P., Markager, S., Jeppesen, E., 2019. Effects of changes in land use and climate on aquatic ecosystems: coupling of models and decomposition of uncertainties. *Sci. Total Environ.* 657, 627–633.
- Twidale, C.R., 2004. River patterns and their meaning. *Earth-Science Reviews* [online] 67. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2004.03.00>. Acesso: 05 dez. 2020.
- Vannote, R. L.; Minshall, G. W.; Cummins, K. W.; Sedell, J. R.; Cushing, C. E., 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* v. 37, p. 130-137.
- Vanzela, L. S., Hernandez, F. B. T & Franco, R. A. M. 2010. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do córrego Três Barras, Marinópolis. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental.* V. 14, No. 1, p. 55-64. Campina Grande, PB.
- Villela, S.M.; Mattos, A., 1957. *Hidrologia aplicada.* São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 245p.
- Zhu, D. e Chang, J., 2008. Annual variations of biotic integrity in the upper Yangtze River using an adapted index of biotic integrity (IBI). *Ecological Indicators,* 8: 564 -572.
- Whitworth, K. L.; Baldwin, D. S.; Kerr, J. L., 2012. Drought, floods and water quality: drivers of a severe hypoxic blackwater event in a major river system (the southern Murray–Darling Basin, Australia). *Journal of Hydrology,* v. 450, p. 190-198.

### 3.8 Material suplementar

#### Material suplementar 1

**Fig.4.** Porcentagens de uso e ocupação do solo durante os anos 1985- 2019 na bacia hidrográfica do rio Cruxati, nas microbacias estudadas, Ceará, Brasil





## Material suplementar 2

**Tabela 2.** Valores de p das variáveis limnológicas que apresentaram diferenças significativas entre as microbacias

	Oxigênio dissolvido	Condutividade elétrica	pH	Eh	Turbidez
M1-M2	0,99	<b>0,00</b>	<b>0,05</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
M1-M3	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,04</b>	<b>0,00</b>	0,26
M1-M4	0,99	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
M1-M5	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	0,86	0,19	<b>0,00</b>
M1-M6	0,83	<b>0,00</b>	0,99	0,06	0,07
M2-M3	<b>0,00</b>	0,99	0,99	0,51	<b>0,00</b>
M2-M4	0,98	<b>0,04</b>	0,84	0,97	0,99
M2-M5	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
M2-M6	0,63	<b>0,00</b>	0,09	0,90	<b>0,00</b>
M3-M4	<b>0,01</b>	<b>0,03</b>	0,87	0,91	<b>0,00</b>
M3-M5	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
M3-M6	0,11	<b>0,00</b>	0,07	0,07	0,99
M4-M5	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
M4-M6	0,94	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	0,49	<b>0,00</b>
M5-M6	<b>0,00</b>	0,07	0,82	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>

## Material suplementar 3

**Tabela 3.** Composição de macroinvertebrados aquáticos das microbacias (M1, M2, M3, M4, M5 e M6) estudadas, Ceará, Brasil

	<b>Microbacias</b>					
	<b>M1</b>	<b>M2</b>	<b>M3</b>	<b>M4</b>	<b>M5</b>	<b>M6</b>
Gastropoda	100	85	101	21	2870	700
Bivalvia	151	202	64	16	28	59
Crustacea	0	0	3	0	0	0
Hirudinea	0	0	1	0	11	0
Oligochaeta	0	0	0	0	0	0
Diptera	414	457	371	137	181	458
Ephemeroptera	331	668	261	15	22	318
Trichoptera	15	27	12		3	15
Coleoptera	26	104	34	25	17	338
Hemiptera	1	0	0	0	0	0
Heteroptera	10	27	4	10	5	35
Hymenoptera	2	4	2	0	0	1
Odonata	29	66	35	13	19	47
Orthoptera	0	1	0	0	0	0
Riqueza	10	10	11	7	9	9
Abundância	1079	1641	888	237	3157	1971

## Material suplementar 4

**Tabela 4.** Composição da Ictiofauna das microbacias (M1, M2, M3, M4, M5 e M6) estudadas, Ceará, Brasil

Ordens/ Famílias /Espécies	M1	M2	M3	M4	M5	M6
<b>Characiformes</b>						
Characidae						
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	265	250	308	232	151	165
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	31	125	19	50	5	14
<i>Compsura heterura</i> (Eigenmann, 1915)	42	6	292	102	121	130
<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	130	24	297	129	289	114
<i>Serrapinnus piaba</i> (Lütken, 1875)	57	9	183	104	223	94
<i>Phenacogaster calverti</i> (Fowler, 1941)	257	120	676	121	35	43
Crenuchidae						
<i>Characidium bimaculatum</i> Fowler, 1941	0	0	4	10	0	0
Curimatidae						
<i>Steindachnerina nonotonota</i> (Miranda-Ribeiro,1937)	38	6	54	2	0	0
Erythrinidae						
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	3	7	0	5	0	0
<b>Cyprinodontiforme</b>						
Poeciliidae						
<i>Poecilia vivipara</i> (Bloch e Schneider, 1801)	19	26	6	34	2	45
<b>Perciformes</b>						
Cichlidae						
<i>Cichlasoma orientale</i> Kullander, 1983	8	5	0	0	0	0
<i>Crenicichla menezesi</i> Ploeg, 1991	2	0	1	0	0	0
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	1	2
Riqueza	11	10	10	10	8	8
Abundância	852	578	1840	789	827	607

## Material suplementar 5

**Tabela 5.** Resultado da Análise de redundância (RDA) da correlação entre a composição de

Macroinvertebrados	RDA1	RDA2	r <sub>2</sub>	Pr (>r)
Temperatura (C)	0,53039	-0,84775	0,2566	0,050 *
Oxigênio dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )	0,94810	0,31799	0,1236	0,236
Condutividade elétrica (mS cm <sup>-1</sup> )	0,90911	-0,41656	0,4157	0,006 **
pH	0,42641	-0,90453	0,0429	0,647
Eh	-0,63710	-0,77078	0,2957	0,026 *
Turbidez (NTU)	-0,60477	-0,79640	0,0645	0,494
Variação explicada	66,26%	16,13%		
<b>Peixes</b>				
Temperatura (C)	-0,96563	0,25991	0,2594	0,045 *
Oxigênio dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )	-0,82313	-0,56785	-0,1519	0,183
Condutividade elétrica (mS cm <sup>-1</sup> )	-0,99995	0,00953	0,5316	0,002 **
pH	-0,83000	0,55777	0,1577	0,161
Eh	0,99979	-0,02049	0,1548	0,179
Turbidez (NTU)	0,92091	0,38977	0,0189	0,813
Variação explicada	58,61%	17,38%		

macroinvertebrados aquáticos e as variáveis limnológicas das microbacias estudadas

#### 4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A combinação do estudo do uso e ocupação do solo com as variáveis limnológicas e a composição da macrofauna e ictiofauna mostraram ser uma ferramenta eficaz na avaliação ambiental dos rios intermitentes. Os resultados dessa tese apontam para a necessidade do desenvolvimento de planos de manejo para melhor práticas do uso do solo, além da proteção dos ecossistemas aquáticos e da sua biodiversidade. Diante do exposto, sugere-se, para estudos futuros, que a dinâmica dos rios intermitentes seja utilizada numa escala temporal maior, e relacionado ao contexto de mudanças climáticas, pois essas mudanças afetam de forma direta a história natural desses ecossistemas.

## REFERÊNCIAS

- ACUNÃ, V.; DATRY, T.; MARSHALL, J.; BARCELO, D.; DAHM, C.N.; GINEBRED, A. Why should we care about temporary waterways?, **Science**, v. 343, p. 1080–1082, 2014.
- ALLAN, J. D. **Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters**. 1.ed. Dordrecht: Wiley, 1995.
- ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, p. 257-284. 2004.
- ARAÚJO, F.G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Rev. Brasil. Biol.**, v. 58, p. 547-558, 1998.
- ARMSTRONG, A.; STEDMAN, R. C.; BISHOP, J. A.; SULLIVAN, P. J. What's a stream without water? Disproportionality in headwater regions impacting water quality. **Environmental Management**, v. 50, p. 849–860, 2012.
- BONADA, N.; RIERADEVALL, M.; PRAT, N.; RESH, V. Benthic macroinvertebrate assemblages and macrohabitat connectivity in Mediterranean-climate streams of northern California. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, p. 32-43, 2006.
- BOULTON, A. J.; SHELDON, F.; THOMS, M. C.; STANLEY, E. H. Problems and constraints in managing rivers with variable flow regimes. *In*: BOON, P.J.; DAVIES, B.R.; PETTS, G.E. **Global Perspectives on River Conservation: Science, Policy and Practice**. Chichester: Wiley, 2000. p. 415–430.
- BUENO, A.A.P.; BOND-BUCKUP, G.; FERREIRA, B.D.P. Estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, p. 115-125, 2003.
- CALLISTO, M.; MORENO, P. BARBOSA, F. A. R. Habitat Diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, p. 259-266, 2001.
- CUNHA, S. B. Bacias hidrográficas. *in*: CUNHA, S. B.; GUERRA, A. J. T. (orgs.). **Geomorfologia do Brasil**. 2ª ed. Rio de Janeiro: A Bertrand Brasil, 2001. p. 229-276.
- DAVIES, B.R.; THOMS, M.C.; WALKER, K.F.; O'KEEFE, J.H.; GORE, J.A. Dryland rivers: their ecology, conservation and management. *In*: CALOW, P.; PETTS, G.E. **The Rivers Handbook: Hydrological and Ecological Principles**. Oxford: Blackwell Scientific Publishing, 1994. p. 484–511.
- DATRY, T.; LARNED, S.T.; TOCKNER, K. Intermittent rivers: a challenge for freshwater ecology. **Bioscience**, v. 64, p. 229–235, 2014.
- DATRY, T.; CORTI, R.; FOULQUIER, R.; VON SCHILLER, D.; TOCKNER, K. One for all, all for one: a global river research network. **EOS Earth Space Sci**, v. 97, p. 13–15, 2016.

- GALLART, F.; PRAT, N.; GARCIA-ROGER, E.M.; LATRON, J.; RIERADEVALL, M.; LLORENS, P. A novel approach to analysing the regimes of temporary streams in relation to their controls on the composition and structure of aquatic biota. **Hydrol. Earth Syst**, v. 16, p. 3165–3182, 2012.
- GERGEL, S. E.; TURNER, M. G.; MILLER, J. R.; MELACK, J. M.; STANLEY, E. H. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. **Aquatic Sciences**, v. 6, p. 118–128, 2002.
- GOMES, W. I. A.; JOVEM-AZEVÊDO, D.; AZEVÊDO, E. L.; FEIO, M. J.; MELLO, F. T.; MOLOZZI, J. Effect of environmental filters on Chironomidae (Insecta: Diptera) assemblages of neotropical watersheds. **Limnetica**, v. 40, p. 19-31, 2021.
- HEINO, J.; MUOTKA, T.; PAAVOLA, R. Determinants of macroinvertebrate diversity in headwater streams: regional and local influences. **Journal of Animal Ecology**, v. 72, p. 425-434, 2003.
- MOORE, A. A.; PALMER, M. A. Invertebrate biodiversity in agricultural and urban headwater streams: implications for conservation and management. **Ecol. Appl**, v. 15, p. 1169–1177, 2005.
- NASCIMENTO, F. R. **O Fenômeno da Desertificação**. Goiânia: Editora da UFG, 2013.
- NAVEH, Z.; LIEBERMAN, A. S. **Landscape Ecology – Theory and Application**. New York: Springer Series on Environmental Management, 1984.
- NIKOLAIDIS, N.P.; DEMETROPOULOU, L.; FROEBRICH, J.; JACOBS, C.; GALLART, F.; PRAT, N. Towards sustainable management of Mediterranean river basins: policy recommendations on management aspects of temporary streams. **Water Policy**, v. 15, p. 830–849, 2013.
- NUCCI, J. C. Origem e desenvolvimento da ecologia e da ecologia da paisagem. **Revista Eletrônica Geografar**, v. 2, p.77-99, 2007.
- PEREIRA, V.P. **Solo: manejo e controle de erosão hídrica**. Jaboticabal: FCAV, 1997.
- POFF, N. L.; WARD, J.V. Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. **Canadian Journal of Fish. And Aquatic Sciences**, v. 46, p. 1805–1818, 1989.
- POFF, N.L.; OLDEN, J.D.; PEPIN, D.M.; BLEDSOE, B.P. Placing global stream flow variability in geographic and geomorphic contexts. **River Res. Appl**, v. 22, p. 149–166, 2006.
- POLETO, C.; BORTOLUZZI, E.C.; MERTEN, G.H. 2006. Amostras de Sedimentos Fluviais em Suspensão Dispersos por Ultra-som e Leitura com Difratometria Laser. **VII ENES Simpósio Nacional de Engenharia de Sedimentos**, Porto Alegre, n.1, v.1, p.1, 2006. Trabalho apresentado no 7º Simpósio Nacional de Engenharia de Sedimentos, 2006, na cidade de Porto Alegre. Disponível em: <https://www.agrolink.com.br/eventos/vii-encontro-nacional-de-engenharia-de-sedimentos>. Acesso em: 21/01/2021.

PUCKRIDGE, J. T.; SHELDON, F.; WALKER, K.F.; BOULTON, A. J. Flow variability and the ecology of large rivers. **Mar. Freshw**, v. 49, p. 55–72, 1998.

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 2. ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2002.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. *In: Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*.

ROSENBERG, D.M.; AND RESH, V.H. New York: Chapman and Hall, New York, 1993.

SANTOS, J. T. S.; PENA, H. W. A. Geoprocessamento aplicado a ecologia de paisagem: uma análise da dinâmica espacial da Ilha do Papagaio- PA, Amazônia-Brasil. **Revista OIDLES**, v. 5, p. 1-10, 2011.

TROLLE, D.; NIELSEN, A.; ANDERSEN, H.E.; THODSEN, H.; OLESEN, J.E.; BØRGESEN, C.D.; REFSGAARD, J.C.; SONNENBORG, T.O.; KARLSSON, I.B.; CHRISTENSEN, J.P.; MARKAGER, S.; JEPPESEN, E. Effects of changes in land use and climate on aquatic ecosystems: coupling of models and decomposition of uncertainties. **Sci. Total Environ**, v. 657, p. 627–633, 2019.

VAZHEMIN, I.G. Chemical composition of natural waters in the VYG river basin in relation to the soil of Central Karelia. **SovietSoil Science**, v.4, p. 80-90, 1972.

WALKER, K.F.; SHELDON, F.; PUCKRIDGE, J.T. A perspective on dryland river ecosystems. **Regul. Riv. Res. Manage**, v. 11, p. 85–104, 1995.

WALKER, K.F.; PUCKRIDGE, J.T.; BLANCH, S.J. Irrigation development on Cooper Creek, central Australia—prospects for a regulated economy in a boom-and-bust ecology. **Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst**, v.7, p. 63–73, 1997.