



UNIVERSIDADE DO VALE DO TAQUARI - UNIVATES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU*
DOUTORADO EM AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO

**RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E COMPOSIÇÃO DE INSETOS AQUÁTICOS
COMO INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL**

Bruna Ehlert

Lajeado/RS, dezembro de 2020

Bruna Ehlert

**RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E COMPOSIÇÃO DE INSETOS AQUÁTICOS
COMO INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Desenvolvimento da Universidade do Vale do Taquari - Univates, como parte da exigência para obtenção do título de Doutora em Ambiente e Desenvolvimento na área de concentração Ecologia.

Orientadora: Dra. Claudete Rempel

Coorientadora: Dra. Marina Schmidt Dalzochio

Lajeado/RS, dezembro de 2020

Bruna Ehlert

RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E COMPOSIÇÃO DE INSETOS AQUÁTICOS COMO INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL

A Banca examinadora abaixo aprova a Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Desenvolvimento, da Universidade do Vale do Taquari - Univates, como parte da exigência para a obtenção do título de Doutora em Ambiente e Desenvolvimento, na área de concentração Ecologia.

Prof. Dra. Claudete Rempel - orientadora
Universidade do Vale do Taquari – Univates

Prof. Dra. Marina Schmidt Dalzochio –
coorientadora
Universidade Feevale

Prof. Dra. Andreia Aparecida Guimarães
Strohschoen
Universidade do Vale do Taquari - Univates

Prof. Dr. Eduardo Périco
Universidade do Vale do Taquari - Univates

Profa. Dra. Tamara Bianca Horn
Faculdade de Tecnologia La Salle

Lajeado/RS, 11 de dezembro de 2020

AGRADECIMENTOS

À Deus Pai criador, Jesus Cristo e a espiritualidade por me auxiliarem e ampararem nos momentos difíceis e me ajudarem a chegar ao final desta pesquisa.

Aos meus pais por se dedicarem com tanto amor na minha criação e me incentivarem durante a jornada acadêmica.

Ao meu esposo Erivelto pelo companheirismo incondicional, força nos momentos mais exaustivos e suporte prestado durante todas as coletas.

Aos meus gatos Bartolomeu e Liz pela companhia durante as escritas intensas.

Aos demais familiares e amigos pela torcida durante esta trajetória, principalmente a amiga gateira Mi, pelo apoio e incentivo.

À orientadora Dra. Claudete Rempel e a coorientadora Dra. Marina Schmidt Dalzochio pelos importantes ensinamentos.

À CAPES pelo fornecimento da taxa -PROSUP e ao Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Desenvolvimento.

Aos produtores rurais por terem sido solícitos e permitirem o estudo em suas propriedades.

Aos bolsistas do Grupo de Pesquisa pelo auxílio no decorrer deste trabalho.

Aos membros da banca pelas sugestões.

RESUMO

A intensificação da pecuária leiteira tem afetado a qualidade dos recursos hídricos, assim como a vegetação ciliar que compõe as Áreas de Preservação Permanente (APP) dessas regiões, afetando a biota local. Esta tese tem por objetivo avaliar a relação da riqueza, abundância, composição e grupos tróficos funcionais de insetos aquáticos com variações espaciais, sazonais e ambientais, assim como propor um indicador de sustentabilidade ambiental para propriedades leiteiras. Foram realizadas coletas de insetos aquáticos e medições de variáveis físico-químicas da água em doze propriedades leiteiras no Vale do Taquari (RS) nas quatro estações do ano. Para cada amostra foram calculados a riqueza, abundância, composição e grupos tróficos funcionais, além do índice biótico BMWP (*Biological Monitoring Working Party Score System*). A riqueza e a abundância foram avaliadas utilizando os testes de Friedman e de Mann-Whitney, e a composição utilizando Análises de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) e Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS). A influência das variáveis ambientais (parâmetros físico-químicos da água, condições da cobertura vegetal de APP e BMWP) foram avaliadas com Análises de Correspondência Canônica (CCA). Para a proposta de um indicador de sustentabilidade ambiental utilizando insetos aquáticos, foram definidos cinco conceitos de sustentabilidade baseados nos índices de Pielou e de Shannon. Foram coletados 2.724 indivíduos de 38 famílias. A abundância e a riqueza de famílias não variaram entre os pontos de coleta, porém a abundância foi significativamente diferente entre estações. A riqueza de grupos tróficos funcionais variou entre estações, mas não variou entre os pontos de coleta. A composição de grupos tróficos funcionais indicou diferenças significativas entre os pontos, assim como entre estações. Houve correlação significativa entre as variáveis ambientais com abundância e composição de famílias; assim como com abundância de grupos tróficos funcionais. Esta tese reforça o potencial de insetos aquáticos como bioindicadores de impactos oriundos da pecuária leiteira e pode ser utilizada em iniciativas de sustentabilidade ambiental, priorizando a conservação dos recursos naturais, através da identificação de fatores que podem alterar a saúde dos ecossistemas aquáticos.

Palavras-chave: Biomonitoramento, insetos aquáticos, entomofauna aquática, pecuária leiteira.

ABSTRACT

The intensification of dairy livestock has affected the quality of hydric resources, as well as the riparian forests of permanent preservation areas in these regions, affecting the local biota. This thesis has the aim of assessing the relationship between richness, abundance, composition, and functional trophic groups of aquatic insects with spatial, seasonal, and environmental variation, as well as propose an environmental sustainability indicator to dairy livestock farms. Aquatic insects and physicochemical water data were collected in twelve dairy livestock farms in Vale do Taquari (RS) in the four seasons of the year. To each sample, the richness, abundance, composition, and trophic functional groups were calculated, as well as the biotic index BMWP (Biological Monitoring Working Party Score System). The richness and abundance were analyzed through Friedman's and Mann-Whitney tests, and the composition through Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA) and Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS). The influence of environmental variables (physicochemical water data, vegetation cover aspects, and BMWP) were assessed through Canonical Correspondence Analysis (CCA). To propose an environmental sustainability indicator using aquatic insects, five sustainability concepts were defined based on Pielou's and Shannon's indexes. A total of 2.724 individuals from 38 families were collected. The abundance and the richness of families did not vary between the sampling points, but the abundance was significantly different between seasons. The richness of trophic functional groups varies between seasons but did not between the sampling points. The composition of trophic functional groups indicated significant differences between the sampling points, as well as the seasons. The environmental variables were correlated to the abundance and composition of families, as well as to the abundance of trophic functional groups. This thesis reinforces the potential of aquatic insects as bioindicators of impacts from dairy livestock farms and can be used in environmentally sustainable initiatives, prioritizing the conservation of natural resources through the identification of the factors that can alter the health of aquatic ecosystems.

Keywords: Biomonitoring, aquatic insects, aquatic entomofauna, dairy livestock

RESUMEN

La intensificación de la ganadería lechera ha afectado la calidad de los recursos hídricos, así como la vegetación de ribera que compone las Áreas de Preservación Permanente de estas regiones, afectando la biota local. Esta tesis tiene como objetivo evaluar la relación de la riqueza, abundancia, composición y grupos tróficos funcionales de insectos acuáticos con variaciones espaciales, estacionales y ambientales, así como proponer un indicador de sostenibilidad ambiental para las propiedades lecheras. Se realizaron recolecciones de insectos acuáticos y mediciones de variables fisicoquímicas del agua en doce granjas lecheras en Vale do Taquari (RS) en las cuatro estaciones del año. Para cada muestra se calculó la riqueza, abundancia, composición y grupos tróficos funcionales, además del índice biótico BMWP (Biological Monitoring Working Party Score System). La riqueza y la abundancia se evaluaron mediante los tests de Friedman y Mann-Whitney, y la composición mediante Análisis de varianza multivariante permutacional (PERMANOVA) y ordenamiento escalado multidimensional (NMDS). La influencia de las variables ambientales (parámetros fisicoquímicos del agua, condiciones de cobertura vegetal y BMWP) se evaluó mediante Análisis de Correspondencia Canónica (CCA). Para la propuesta de un indicador de sustentabilidad ambiental utilizando insectos acuáticos, se definieron cinco conceptos de sustentabilidad con base en los índices de Pielou y Shannon. Se recolectaron 2.724 individuos de 38 familias. La abundancia y riqueza de las familias no varió entre los puntos de recolección, pero la abundancia fue significativamente diferente entre las estaciones. La riqueza de grupos tróficos funcionales varió entre estaciones, pero no varió entre puntos de recolección. La composición de los grupos tróficos funcionales indicó diferencias significativas entre puntos, así como entre estaciones. Hubo correlación significativa entre las variables ambientales con la abundancia y la composición familiar; así como una abundancia de grupos tróficos funcionales. Esta tesis refuerza el potencial de los insectos acuáticos como bioindicadores de impactos de la ganadería lechera y puede ser utilizada en iniciativas de sostenibilidad ambiental, priorizando la conservación de los recursos naturales, mediante la identificación de factores que pueden alterar la salud de los ecosistemas acuáticos.

Palabras clave: Biomonitorio, insectos acuáticos, entomofauna acuática, ganadería lechera.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Diagrama de ordem dos rios segundo a classificação de Strahler (1957).....	24
Figura 2 - História da legislação ambiental no Brasil, que consolidou o Código Florestal como principal instrumento legal para a proteção e recuperação da vegetação nativa em propriedades privadas no Brasil.	30
Figura 3 - Mapa da microbacia do Arroio da Seca, com a localização das propriedades rurais amostradas.....	41
Figura 4 - Registro fotográfico dos doze pontos de coletas em propriedades de pecuária leiteira na microbacia do Arroio da Seca, RS.	43
Figura 5 - Gráfico da precipitação pluviométrica nos diferentes meses do ano.	46
Figura 6 - Matriz de intensidade de composição das famílias de insetos aquáticos em 12 pontos de coleta em áreas de produção de pecuária leiteira no Vale do Taquari - RS	56
Figura 7 - Abundância (1) e Riqueza (2) de insetos aquáticos durante os quatro períodos amostrados em doze riachos em propriedades leiteiras no Vale do Taquari – RS.	57
Figura 8 - Abundância de insetos aquáticos entre as diferentes estações do ano em doze pontos de coleta em propriedades leiteiras no Vale do Taquari - RS.....	58
Figura 9 - Diagrama de Ordenação NMDS para a composição de famílias de insetos aquáticos coletados no Arroio da Seca em doze propriedades leiteiras no Vale do Taquari – RS.	59
Figura 10 - Diagrama de Ordenação NMDS para a composição de famílias de insetos aquáticos coletados no Arroio da Seca entre as estações do ano em doze propriedades leiteiras no Vale do Taquari – RS.....	60

Figura 11 - Matriz de intensidade dos GTF dos insetos aquáticos em 12 pontos de coleta em áreas de produção de pecuária leiteira no Vale do Taquari – RS.....	61
Figura 12 - Riqueza de GTF de insetos aquáticos durante os quatro períodos amostrados no Arroio da Seca em doze propriedades leiteiras no Vale do Taquari – RS.	62
Figura 13 - Riqueza de GTF de insetos aquáticos entre as diferentes estações do ano em doze pontos de coleta em propriedades leiteiras no Vale do Taquari - RS.....	63
Figura 14 - Diagrama de Ordenação NMDS para a composição de GTF de insetos aquáticos coletados no Arroio da Seca em doze propriedades leiteiras no Vale do Taquari – RS.....	64
Figura 15 - Diagrama de Ordenação NMDS para a composição de GTF de insetos aquáticos entre as estações do ano coletados no Arroio da Seca em doze propriedades leiteiras no Vale do Taquari – RS.....	65
Figura 16 - Análise de correspondência canônica (CCA) para famílias de insetos aquáticos do Vale do Taquari (RS) e sua correlação com variáveis ambientais.....	71
Figura 17 - Análise de correspondência canônica (CCA) – Grupos tróficos funcionais e sua correlação com variáveis ambientais.....	73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Subparâmetro de diversidade da Mata Nativa na APP, expresso pelo índice de Shannon.....	39
Tabela 2 - Valores de abundância de famílias e grupos tróficos funcionais de insetos aquáticos em seis pontos de coleta em propriedades de produção leiteira no Vale do Taquari – RS	51
Tabela 3 - Valores de p para comparações par a par entre a composição de famílias de insetos aquáticos em doze propriedades leiteiras no Vale do Taquari – RS.....	59
Tabela 4 - Valores de p para comparações par a par entre a composição de GTF de insetos aquáticos em doze propriedades leiteiras no Vale do Taquari – RS.....	64
Tabela 5 - Avaliação do BMWP e sua respectiva qualidade da água para as 12 propriedades leiteiras estudadas no Vale do Taquari – RS.	66
Tabela 6 - Valores dos parâmetros ambientais nos doze locais de coleta em quatro estações.....	67
Tabela 7 - Autovalores, porcentagens de explicação e porcentagem acumulada de explicação para os quatro primeiros eixos de ordenação da análise de correlação canônica entre dados de abundância e composição de insetos aquáticos e variáveis ambientais em 12 propriedades leiteiras no Vale do Taquari – RS.....	69
Tabela 8 - Escores das variáveis ambientais nos quatro primeiros eixos de correlação canônica entre dados de abundância e composição de insetos aquáticos e variáveis ambientais em 12 propriedades leiteiras no Vale do Taquari – RS.....	70
Tabela 9 - Autovalores, porcentagens de explicação e porcentagem acumulada de explicação para os três primeiros eixos de ordenação da análise de correlação canônica entre dados de grupos tróficos funcionais de insetos aquáticos e variáveis ambientais em 12 propriedades leiteiras no Vale do Taquari – RS.....	72
Tabela 10 - Escores das variáveis ambientais nos três primeiros eixos de correlação	

canônica entre dados de grupos tróficos funcionais de insetos aquáticos e variáveis ambientais em 12 propriedades leiteiras no Vale do Taquari – RS.....	72
Tabela 11 - Comunidade de insetos aquáticos expresso pelos índices de equitabilidade de Peilou (J) e diversidade de Shannon (H') e seu respectivo conceito de sustentabilidade em doze propriedades leiteiras no Vale do Taquari – RS.	74
Tabela 12 - Subparâmetro de diversidade de insetos aquáticos baseado no índice de Shannon (H') indicando seus respectivos conceitos de sustentabilidade para comunidades em propriedades leiteiras no Vale do Taquari – RS.....	74

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Largura mínima da faixa da vegetação da APP de acordo com a largura do curso d'água.....	17
Quadro 2 -Parâmetros de avaliação da sustentabilidade ambiental.	36
Quadro 3 - Localização dos pontos amostrados no estudo e o Índice de Shannon encontrado por Zerwes (2015) em cada propriedade, com a referida classificação proposta por Markus (2014)	42
Quadro 4 - Características dos pontos de amostragem durante o período de estudo	44
Quadro 5 - Lista de famílias de macroinvertebrados e respectivas pontuações de acordo com a tolerância à poluição.....	47
Quadro 6 - Classes da qualidade da água e significado dos valores do BMWP.....	48

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

$\mu\text{S/cm}$	Microsiemens
APP	Áreas de Preservação Permanente
BMWP	Biological Monitoring Working Party Score System
CCA	Análise de Correspondência Canônica
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
Col	Coleoptera
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
Cond	Condutividade
Dip	Diptera
DPIW	Department of Primary Industries and Water (Australia)
Eph	Ephemeroptera
FAO	Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura
FEPAM	Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luís Roessler
g/L	Gramas por litro
GTF	Grupos Tróficos Funcionais
H'	Índices de Diversidade de Shannon
Hem	Hemiptera
I	Inverno
IAP	Instituto Ambiental do Paraná
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ISA	Indicadores de Sustentabilidade Ambiental
J	Índices de Equitabilidade de Pielou

Lep	Lepidoptera
mg/L	Miligramas por litro
mm	Milímetro
Nat	Índice de Diversidade de Shannon de Árvores Nativas
NIH	Núcleo de Informações Hidrometeorológicas
NMDS	Escalonamento Multidimensional Não Métrico
O	Outono
OD	Oxigênio Dissolvido
Odo	Odonata
ORP	Potencial de oxiredução
P	Primavera
PAST	Paleontological statistics software package for education and data analysis
PERMANOVA	Análises de Variância Multivariada Permutacional
pH	Potencial Hidrogeniônico
Ple	Plecoptera
Prec	Precipitação
RCC	River Continuum Concept
RFC	Raspadores-Filtradores-Catadores
Riq_Arv	Riqueza de árvores
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
Sust	Índice de Sustentabilidade
T Max	Temperatura Máxima
T Med	Temperatura Média
T Min	Temperatura Mínima
Temp	Temperatura
Tri	Trichoptera
Turb	Turbidez
UNT	Unidades Nefelométricas de Turbidez
V	Verão
WHO	World Health Organization - Organização Mundial de Saúde

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	16
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	22
2.1 Mudanças no uso do solo.....	22
2.2 Importância dos ecossistemas fluviais	23
2.3 Parâmetros ambientais dos ecossistemas fluviais	25
2.4 Poluição das águas fluviais	27
2.5 Impactos ambientais oriundos da pecuária leiteira.....	28
2.6 Áreas de Preservação Permanente	29
2.7 Insetos aquáticos como bioindicadores da qualidade da água	32
2.8 Sustentabilidade e seus indicadores ambientais.....	35
3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....	40
3.1 Tipo de pesquisa	40
3.2 Área de estudo	40
3.3 Amostragem	42
3.4 Análise dos dados	48

4 RESULTADOS	50
5 DISCUSSÃO	75
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	82
REFERÊNCIAS	85

1 INTRODUÇÃO

As mudanças das paisagens naturais ocasionadas pelos diferentes usos da terra para atividades antrópicas são ameaças reais que podem provocar a fragmentação de habitats e comprometer a qualidade dos recursos hídricos e a sua integridade ambiental (LIAO *et al.*, 2018; ZHAO *et al.*, 2016). Os ambientes de água doce estão entre os ecossistemas mais ameaçados do planeta Terra (HARRISON *et al.*, 2018; MARTINS *et al.*, 2014; SCHINEGGER *et al.*, 2016), e a sua diversidade biológica apresenta uma redução mais acelerada que ecossistemas marinhos e terrestres (CASTRO-CATALÀ *et al.*, 2020).

Entre as atividades que mais causam impactos a recursos hídricos, se destaca a agricultura, que está diretamente relacionada ao aumento pela demanda de água doce. Além disso, a agricultura está ligada a alterações de ordem física, química e biológica nas bacias hidrográficas, comprometendo a estabilidade de ecossistemas aquáticos, do solo e da vegetação natural (NETO *et al.*, 2020; SONG *et al.*, 2020; TUNDISI, 2008; VÖRÖSMARTY *et al.*, 2010). Uma atividade rural que merece especial atenção é a pecuária, pois está relacionada à diversos problemas ambientais, incluindo alterações em ecossistemas aquáticos (LAI, KUMAR 2020; SMITH *et al.*, 2016; SONG; JIANHUA, 2019).

A pecuária impacta diretamente os ambientes lóticos (riachos e rios) devido à drenagem e captação de suas águas para consumo, pela poluição devido ao uso de produtos químicos e pelo aumento das áreas ocupadas pelo gado (LI *et al.*, 2018; VIKRANTHPRIDHVI; MUSALIAH, 2015). Além disso, a alta deposição de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, e coliformes termotolerantes liberados pelo gado diretamente nos cursos hídricos provocam a eutrofização destes ecossistemas (MALLIN *et al.*, 2015; SCANES, 2018; WILLIS, 2001).

O acesso do gado às áreas próximas a cursos d'água causam erosão do solo

devido ao pisoteio e a pastagem, prejudicando a qualidade da água e a fauna presente nestes ambientes (ARNAIZ *et al.*, 2011; GRUDZINSKI *et al.*, 2016; KILGARRIF *et al.*, 2020; SCRIMGEOUR; KENDALL, 2003), além de provocar o desmatamento da vegetação (BUENDIA *et al.*, 2016; LEFRANÇOIS *et al.*, 2007; PACKETT, 2020).

A vegetação próxima aos cursos d'água é protegida por lei e estes locais são considerados Áreas de Preservação Permanente - APP (BRASIL, 2012). As APP possuem a função ambiental de proteger os recursos hídricos e seu entorno, coberta ou não por vegetação nativa, auxiliando na estabilidade geológica e na conservação da fauna e flora (BRASIL, 2012). De acordo com o Código Florestal Brasileiro, são consideradas APP as zonas rurais e urbanas que possuem uma faixa marginal de vegetação presente nas margens d'água natural perenes e intermitentes, excluindo os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular (BRASIL, 2012). A largura mínima da faixa de vegetação varia de acordo com a largura dos cursos d'água como descrito no Quadro 1 (BRASIL, 2012).

Quadro 1 - Largura mínima da faixa da vegetação da APP de acordo com a largura do curso d'água.

Largura mínima da faixa de APP	Largura do curso d'água
30 metros	Inferior a 10 metros
50 metros	De 15 a 10 metros
100 metros	De 50 a 200 metros
200 metros	De 200 a 600 metros
500 metros	Superior a 600 metros

Fonte: BRASIL, 2012

A vegetação de APP é o principal elo de equilíbrio entre os ecossistemas aquáticos e terrestres, auxiliando na regulação das funções ecológicas nos dois habitats, na transferência de energia e na retenção de contaminantes, nutrientes e sedimentos, atuando como filtro ecológico entre áreas agrícolas e corpos d'água (HANNA *et al.*, 2020; LEITE *et al.*, 2015; SWEENEY; NEWBOLD, 2014). Essa vegetação auxilia a manutenção do ciclo hidrológico, evita o processo erosivo do solo e o seu assoreamento e é fundamental para a manutenção da biodiversidade, abrigando inúmeras espécies (HADDAD *et al.*, 2015; HANNA *et al.*, 2020).

Apesar do importante papel ecológico da vegetação de APP em recursos hídricos, estas são frequentemente desmatadas (ROJAS *et al.*, 2020), influenciando

diretamente a biota aquática e gerando desequilíbrio entre a comunidade de organismos presente nestes ambientes (DE LA FUENTE *et al.*, 2018; PÜTTKER *et al.*, 2011). A redução das vegetações ripárias nas APP provoca uma menor entrada de material alóctone (devido a menor quantidade de elementos lenhosos, insetos terrestres, serapilheira e outros elementos heterogêneos presentes na vegetação de APP), e afeta a qualidade da água pela modificação da turbidez e do oxigênio dissolvido (CARREIRA *et al.*, 2017; HCP, 2009; PIRES *et al.*, 2017).

As vegetações presentes nas APP possuem inúmeras funções ambientais e são fundamentais para a conservação e sobrevivência dos insetos aquáticos. Estudos realizados em áreas com diferentes tipos de conservação da cobertura vegetal próxima a cursos d'água demonstram uma significativa diferença na riqueza, na composição e na presença de táxons sensíveis de macroinvertebrados (CASTRO *et al.*, 2016; DALA-CORTE *et al.*, 2020; DANGER; ROBSON, 2004, DOLÉDEC *et al.*, 2011; HEPP; SANTOS, 2009; MELO *et al.*, 2020; ROSENBERG; RESH, 1993; SCARSBROOK; HALLIDAY, 1999; UIEDA, 2020; ZEQUI *et al.*, 2019).

A ausência de vegetação provoca efeitos negativos nos ecossistemas lóticos, como alterações na temperatura da água, no sombreamento e no ar, além de maiores remoções de sedimentos, ocasionando a diminuição dos habitats e a perda da diversidade da biota aquática (MORAES *et al.*, 2014; NAIMAN *et al.*, 2005; PALHIARINI; PAGOTTO 2015). Neste grupo, estão incluídos os insetos aquáticos, que executam importantes papéis ecológicos devido ao seu variado hábito alimentar, estando presentes em todos os níveis tróficos e atuando no fluxo de energia, na composição e na decomposição do material orgânico (CALLISTO *et al.*, 2002; NICACIO; JUEN, 2015; PRATHER *et al.*, 2013; TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Devido a ampla distribuição, a facilidade de coleta e identificação, muitos táxons de insetos aquáticos são utilizados em programas de biomonitoramento ambiental (BONADA *et al.*, 2006; FIERRO *et al.*, 2017). Além disso, esses organismos apresentam sensibilidade a variações ambientais e rápidas respostas ecológicas, sendo considerados ótimos indicadores para monitoramento de atividades antropogênicas em ecossistemas aquáticos (BRASIL *et al.*, 2020).

A vegetação presente nas APP é um fator essencial para a manutenção das populações de insetos aquáticos, servindo como corredor para a dispersão destes organismos na fase adulta alada (PADIAL *et al.*, 2014). Estas áreas também representam uma importante fonte de entrada de material alóctone para o curso

d'água, servindo como alimento aos insetos aquáticos e aumentando a produtividade do ecossistema (RECALDE *et al.*, 2016; UIEDA; MOTTA 2007). A vegetação de APP atua na regulação do fluxo da água, reduzindo o escoamento de substâncias químicas e atuando como reguladora térmica através do sombreamento, sendo importante para a sobrevivência de insetos aquáticos (ANBUMOZHI *et al.*, 2005; BARRELLA *et al.*, 2001; OLIVEIRA *et al.*, 2014).

Considerando o alto potencial de insetos aquáticos em resposta aos diversos impactos ambientais e a importância da preservação da vegetação de APP, identificar organismos capazes de aferir ou indicar o nível de qualidade destes ambientes é relevante para a conservação e proteção dessas áreas. Compreender as respostas de insetos aquáticos a variações ambientais e de qualidade da água pode levar a criação de subsídios para ações de preservação e restauração dos ecossistemas aquáticos.

Cursos d'água bem preservados são uma vantagem econômica, uma vez que os custos para adequar a água para consumo humano podem ser até cem vezes mais altos em regiões degradadas (TUNDISI; TUNDISI, 2010). Portanto, investir em conservação ambiental é uma estratégia fundamental para o desenvolvimento de uma região de maneira sustentável (TELLES; RIGHETTO, 2019). O conceito de desenvolvimento sustentável foi reconhecido internacionalmente na Conferência de Estocolmo em 1972, e é definido como o desenvolvimento que possui a capacidade de suprir às necessidades presentes, sem prejudicar as gerações futuras, evitando o esgotamento dos recursos naturais através da conservação ambiental (CMMAD, 1991).

O Brasil é um dos principais produtores mundiais de leite, ficando atrás apenas dos Estados Unidos, Índia e China, sendo o estado do Rio Grande do Sul um dos líderes nacionais na área, com grande destaque para o Vale do Taquari (FAO, 2019; IBGE, 2020). Nesta região, 124 propriedades rurais leiteiras, distribuídas em 36 municípios participam da pesquisa intitulada "Sustentabilidade de propriedades produtoras de leite", desenvolvida na Universidade do Vale do Taquari – Univates, a qual investiga a sustentabilidade em seus aspectos econômicos, sociais e ambientais. Os estudos relacionados a essa pesquisa podem levar os produtores rurais a considerar os impactos de suas atividades e a gerenciar as suas práticas agrícolas de maneiras mais sustentáveis (REMPEL *et al.*, 2012).

Diversos estudos avaliaram as condições ambientais das propriedades

produtoras de leite nessa região, que apresentaram variações em relação à conservação de sua vegetação e, conseqüentemente, a conservação de suas APP (AHLERT, 2015; BORTOLI, *et al.*, 2014, 2016; DAIELLO; REMPEL, 2020; MARANGON; MARKUS, 2014; MULLER *et al.*, 2020; PESSI *et al.*, 2017; REMPEL *et al.*, 2012, 2014; ROLOF *et al.*, 2014; ZERWES, 2015). No entanto, o papel de organismos sensíveis a variações ambientais (como insetos aquáticos) como indicadores a alterações do estado de conservação de recursos hídricos e da vegetação de APP nessa região permanece pouco estudado.

Este estudo justifica-se pela importância da utilização de insetos aquáticos como respostas a variações na cobertura vegetal em APP e parâmetros físico-químicos da água, atuando como medidas de avaliação do estado de conservação em propriedades rurais produtoras de leite. Sendo assim, o tema deste trabalho é o uso de insetos aquáticos como um subparâmetro em indicadores de sustentabilidade ambiental em associação ao estado de conservação das APP em propriedades rurais de pecuária leiteira. O problema que se estabelece para essa tese é: qual a viabilidade do uso de insetos aquáticos como um subparâmetro em indicadores de sustentabilidade ambiental em propriedades rurais de pecuária leiteira ao longo das margens da microbacia hidrográfica do Arroio da Seca, bacia hidrográfica do Taquari-Antas, porção Taquari, nos territórios municipais de Colinas e Imigrante, RS?

Foram avaliados a relação da riqueza, abundância, composição e grupos tróficos funcionais de insetos aquáticos a sazonalidade, parâmetros físico-químicos da água e aos estados de conservação da cobertura vegetal de APP ao longo das margens da microbacia hidrográfica do Arroio da Seca, nos municípios de Colinas e Imigrante, estado do Rio Grande do Sul. Também foi proposta uma escala de avaliação de sustentabilidade ambiental em propriedades leiteiras utilizando insetos aquáticos.

As hipóteses estabelecidas neste estudo são: (i) A riqueza, a abundância, a composição e os grupos tróficos funcionais de insetos aquáticos em um sistema lótico variam espacialmente e sazonalmente; (ii) A riqueza, a abundância, a composição e os grupos tróficos funcionais de insetos aquáticos que ocupam um sistema lótico são influenciadas pelos parâmetros físico-químicos da água, além das condições ambientais da cobertura vegetal de APP, e; (iii) Insetos aquáticos são bons indicadores de sustentabilidade ambiental em áreas de pecuária leiteira.

Este estudo busca avaliar a relação da riqueza, abundância, composição e

grupos tróficos funcionais de insetos aquáticos com variações espaciais, sazonais e ambientais (condições físico-químicas da água e aspectos da cobertura vegetal de APP), assim como propor um subparâmetro para um indicador de sustentabilidade ambiental em propriedades leiteiras. Os objetivos específicos são:

- Coletar insetos aquáticos nas margens dos cursos d'água das APP em áreas de pecuária leiteira;
- Medir os parâmetros físicos e químicos da água nos pontos de coleta;
- Identificar os insetos aquáticos a nível de família;
- Classificar as famílias dos insetos aquáticos de acordo com seus grupos tróficos funcionais;
- Calcular os índices de riqueza, abundância, composição e grupos tróficos funcionais dos insetos aquáticos;
- Comparar os índices de riqueza, abundância, composição e grupos tróficos funcionais em diferentes localizações e estações do ano
- Associar a riqueza, abundância, composição e grupos tróficos funcionais de insetos aquáticos com os parâmetros físicos químicos dos cursos d'água, assim como com aspectos da cobertura vegetal das APP;
- Relacionar a distribuição das famílias de insetos aquáticos com o estado de conservação da APP utilizando o descritor BMWP (*Biological Monitoring Working Party Score System*);
- Elaborar uma escala de avaliação de sustentabilidade ambiental através de índices de diversidade de insetos aquáticos e sua relação com a vegetação presente nos cursos d'água das APP.

Esta tese está organizada em 6 capítulos, incluindo essa introdução. No segundo capítulo, é apresentado o referencial teórico incluindo tópicos essenciais para o desenvolvimento desse trabalho, como mudanças no uso do solo, o uso de insetos aquáticos como bioindicadores e sustentabilidade na produção da pecuária leiteira. No terceiro capítulo, a área de estudo é caracterizada, bem como são descritos os métodos de coleta e análise. No quarto capítulo, são apresentados os resultados obtidos, incluindo tabelas e gráficos detalhados; e no quinto capítulo, a discussão. O sexto capítulo é dedicado às considerações finais, incluindo conclusões e recomendações para futuros estudos.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Mudanças no uso do solo

Utilizar os recursos do planeta atendendo as necessidades humanas e conservando a biodiversidade é um dos maiores desafios da nossa sociedade. Os sistemas ecológicos proporcionam diversos serviços que contribuem para o desenvolvimento econômico, como a polinização, a dispersão de sementes e a manutenção de corpos d'água (KREMEN *et al.*, 2007; TUNDISI; TUNDISI, 2010).

No entanto, as pressões antrópicas, especialmente as relacionadas a mudanças no uso e na cobertura do solo, tem comprometido a qualidade e efetividade desses serviços (DADASHPOOR; NATEGHI, 2017; HAO *et al.*, 2017; LA NOTTE *et al.*, 2017; SANDIFER *et al.*, 2015; VARGAS *et al.*, 2019). Estas mudanças podem provocar diversas alterações nos ecossistemas, como a erosão do solo, a redução na qualidade dos recursos hídricos e a perda de biodiversidade (FOLEY *et al.*, 2005; LI *et al.*, 2017; LIU *et al.*, 2011).

Todos os anos, 24 bilhões de toneladas métricas de solo são perdidas mundialmente devido a erosão causada pelo uso antrópico da terra, provocando alterações na capacidade de produção agrícola, no ciclo de carbono e nutrientes, na qualidade ambiental e afetando as condições socioeconômicas mundiais (BORRELLI *et al.*, 2017; HOU *et al.*, 2020; UNCCD, 2017). Segundo Amundson *et al.* (2015) uma boa qualidade do solo é essencial para que os serviços agrícolas possam atender e garantir as necessidades humanas, porém este possui uma recuperação lenta frente as modificações causadas pela sociedade.

Dentre essas modificações, as práticas agrícolas, o desmatamento e o pastoreio são as atividades que mais contribuem para os processos erosivos (CHALISE *et al.*, 209; LAI, KUMAR 2020; MONTGOMERY, 2007; SMITH *et al.*, 2016), prejudicando conseqüentemente a qualidade da água dos ecossistemas aquáticos (CAO *et al.*, 2020; SONG; JIANHUA, 2019). A erosão causada pela agricultura também pode provocar a perda da cobertura vegetal, sendo que esta é responsável pelas maiores taxas de evapotranspiração e interceptação, o que influencia a quantidade de água disponível nos ambientes lóticos (FARLEY *et al.*, 2005).

As práticas agrícolas também podem alterar ciclo hidrológico, as taxas de

infiltração e evapotranspiração, as concentrações de nutrientes e a carga de sedimentos dos rios, causando diversos problemas, incluindo a eutrofização de cursos d'água (BAI *et al.*, 2019; HONG HANH *et al.*, 2017; KIBENA *et al.*, 2014; MANOJ *et al.*, 2017; MENG *et al.*, 2015; OLIVEIRA *et al.*, 2018; SIRIMARCO *et al.*, 2018; ZHANG *et al.*, 2016).

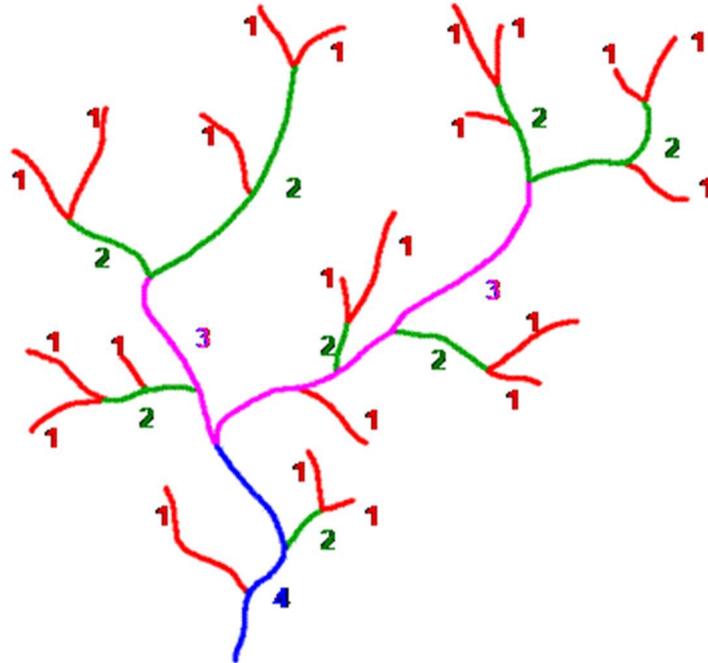
2.2 Importância dos ecossistemas fluviais

Os rios são caracterizados pelos movimentos unidirecionais de suas correntes de água em direção à foz, e sua correnteza contribui para a entrada de matéria orgânica e inorgânica, sendo este um ambiente propício para comunidades de organismos aquáticos de metabolismo heterotrófico (TUNDISI; TUNDISI, 2008; UIEDA, 2011).

De acordo com Silveira (2004), os rios são considerados ecossistemas abertos, e tudo o que entrar em seu trecho superior poderá afetar seu trecho inferior. Estes ambientes abrigam quatro dimensões: Longitudinal, na qual há o contato entre a cabeceira do rio e seus afluentes com o rio principal; Lateral que corresponde a relação do canal principal do rio com a vegetação do seu entorno; Vertical que se refere a interação do rio com o lençol freático, e; Temporal, que provém das três dimensões citadas anteriormente, incluindo suas variações sazonais e climáticas (WARD, 1989).

Os rios também podem ser classificados em diferentes ordens, considerados rios de primeira ordem aqueles que não recebem nenhum afluente ou tributário; os rios de segunda ordem correspondem a junção de dois rios de primeira ordem; os rios de terceira ordem se originam da junção de dois rios de segunda ordem, e assim continuamente (STRAHLER, 1957) (FIGURA 1).

Figura 1 - Diagrama de ordem dos rios segundo a classificação de Strahler (1957). A cor vermelha indica os rios de primeira ordem, a cor verde indica os rios de segunda ordem, a cor rosa indica os rios de terceira ordem e a cor azul indica o rio de quarta ordem.



Fonte: DPIW (2008)

A organização destes ecossistemas é bastante complexa e, para um melhor entendimento do funcionamento ecológico destes ambientes, Vannote *et al.* (1980) desenvolveram a Teoria do Rio Contínuo (River Continuum Concept – RCC) que considera que as condições físicas dentro dos rios possuem um gradiente contínuo da cabeceira até a foz. Esse gradiente auxilia no carreamento do solo, na condução de matéria orgânica e na distribuição e adaptação da biota aquática ao longo do comprimento do rio (VANNOTE *et al.*, 1980).

Segundo Vannote *et al.* (1980), os rios são divididos em três regiões geomorfológicas distintas:

- a) Cabeceira (rios de ordens 1 a 3), que é a região dependente do material orgânico provindo dos ecossistemas terrestres, apresentando baixa produção fotossintética em razão da pouca luminosidade limitada pela vegetação ciliar. Nesta região há maior respiração do que produção primária;

- b) Curso médio (rios de ordens 4 a 6), que é a região com menor dependência do material orgânico ofertada pelos ecossistemas terrestres e sua maior produtividade está relacionada às algas e macrófitas, além da matéria orgânica originária das correntes à montante. A produção é maior que a respiração nestes ambientes;
- c) Curso Baixo (ordens > que 6): que é a região que recebe grande parte de sedimento oriundos a montante e possuem águas turvas que suprimem a ocorrência da luz. A respiração excede a produção nestes locais.

2.3 Parâmetros ambientais dos ecossistemas fluviais

Os rios são ecossistemas vulneráveis as mudanças ambientais (ANDERSON *et al.*, 2006; DUDGEON *et al.*, 2006), sendo que a má qualidade da água pode afetar a atividade metabólica e provocar alterações físicas, químicas e biológicas da biota presente no meio aquático (SPERLING, 1998). Dentre os parâmetros que refletem as condições destes ambientes estão os parâmetros físico-químicos, que avaliam a qualidade dos recursos hídricos (AMICÉ *et al.*, 2018), como:

- a) Oxigênio Dissolvido (OD) – A conservação dos organismos aquáticos depende de níveis adequados de OD no corpo d'água (BELLO *et al.*, 2017). Suas fontes são pelo contato e penetração do ar atmosférico na água ou pelo processo fotossintético realizado pelas algas e fitoplânctons (FEPAM, 2020). As variações de suas concentrações devido a poluição e usos inadequados da terra podem desequilibrar os ecossistemas aquáticos, provocando alterações na qualidade da água como o aumento no fluxo de nutrientes (BELLO *et al.*, 2017; NELSON *et al.*, 2007; NULL *et al.*, 2013);
- b) Potencial de oxirredução (ORP, Oxidation Reduction Potential) – determina o caráter redutor ou oxidante da água e está associado a perda e ganho de elétrons (BROWN *et al.*, 2005), estando relacionado a solubilidade de metais e a disponibilidade de nutrientes para os organismos aquáticos (TUNDISI; TUNDISI, 2008). Uma vez que vários metais estão associados ao seu estado de oxidação, conhecer o ORP

de um curso d'água pode ajudar a definir seus níveis de concentração de metais (JARDIM, 2014; SILVA; PINTO, 2013);

- c) Potencial Hidrogeniônico (pH) – é considerado um dos parâmetros mais importantes na análise da qualidade da água, indicando sua acidez, neutralidade ou alcalinidade (WHO,2017). Segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, o pH deve estar entre 6 e 9 para a proteção da vida aquática (BRASIL, 2005). Os valores alterados de pH podem aumentar o efeito de substâncias químicas tóxicas e alterar a fisiologia de organismos aquáticos (CETESB, 2014);
- d) Temperatura - possui um papel essencial para o equilíbrio do ambiente aquático e é influenciada por fatores sazonais, altitude e latitude, absorção da energia solar e a profundidade do corpo d'agua (ALMEIDA; SOUZA, 2019). Temperaturas extremas podem ser letais para a biota aquática, pois comprometem o metabolismo, o consumo de oxigênio, o crescimento e a reprodução destes organismos (HEUGENS *et al.*, 2001; JIAN *et al.*, 2003). O aumento da temperatura na água também pode gerar uma maior absorção de metais pesados por várias espécies aquáticas (DIJKSTRA *et al.*, 2013; JAIN *et al.*, 2010);
- e) Turbidez – está relacionada a transparência da água, sendo representada pelas partículas orgânicas ou inorgânicas suspensas na coluna d'água, dificultando a entrada dos raios solares (TOMAZONI *et al.*, 2005; WENGER *et al.*, 2009). Essa redução na entrada de luz pode interferir na fotossíntese de organismos aquáticos, na dinâmica de nutrientes e no aumento de algas e bactérias, ocasionando um desequilíbrio (CUNHA; CUNHA, 2013; PAULE-MERCADO *et al.*, 2016). Segundo Chinchilla *et al.* (2019), a manutenção das margens dos rios pode contribuir para a redução da turbidez, assim como o monitoramento de descargas pontuais locais;
- f) Sólidos Totais Dissolvidos (SDT) - corresponde aos minerais, matéria orgânica, sais inorgânicos e outras partículas dissolvidas na água (MIRANDA; KRISHNAKUMAR, 2015). É comumente utilizado em estudos que avaliam a qualidade da água dos rios e riachos, sendo que valores elevados de SDT estão associados à maior poluição (CHANG, 2005; KOWENJE; DOETSCHMAN, 2010; WHO, 2006).

2.4 Poluição das águas fluviais

Os ecossistemas aquáticos sofrem constantes ameaças ocasionadas pela poluição antrópica que provocam mudanças drásticas nos índices da qualidade das suas águas fluviais (LIAO *et al.*, 2018). A degradação dessas áreas está relacionada aos dejetos (de origem doméstica, industrial e agropecuária intensiva) despejados diretamente em seus cursos d'água, além da supressão de mata ciliar, afetando a capacidade de autodepuração hídrica (CHASE *et al.*, 2016; RODRÍGUEZ-ROMERO *et al.*, 2018; SILVA; SOUZA, 2013). A redução ou a remoção das matas ciliares presentes nas APP vegetais, propicia o acelerado fluxo da água da chuva, carreando resíduos químicos simultaneamente com o sedimento, desequilibrando o funcionamento dos ecossistemas aquáticos, a saúde dos organismos aquáticos e a qualidade da água (DUGDALE *et al.*, 2018; SILVEIRA, 2009).

De modo geral a vegetação ciliar da APP visa proteger os cursos d'água das bacias hidrográficas aos quais elas estão inseridas, mas a ocupação desordenada pelo aumento populacional e o desenvolvimento econômico tem contribuído para sua deterioração (D'AMBROSIO *et al.*, 2020; SOUZA *et al.*, 2014). Isso acontece principalmente porque as bacias hidrográficas são receptoras e diluidoras de todos os poluentes oriundos de atividades desenvolvidas em suas áreas de drenagem (BUENDIA *et al.*, 2016; MENESES, 2014).

Atividades voltadas à agricultura, especialmente as desenvolvidas próximas às margens das matas ciliares, provocam modificações no uso da terra, gerando perda da cobertura vegetal e deterioração na qualidade da água (LU *et al.*, 2015). As substâncias químicas geradas por atividades agrícolas são escoadas em superfície e subsuperfície, sendo que o uso de fertilizantes, herbicidas e pesticidas contribuem diretamente na degradação dos habitats, afetando a integridade biótica, e conseqüentemente, a qualidade da água (RISENG *et al.*, 2011; GILBERT *et al.*, 2014; GROOT; KATRIEN, 2016).

Dentre as atividades agrícolas destaca-se a pecuária, que contribui para o acelerado processo de eutrofização gerado pelo aumento da concentração de nutrientes nos ambientes aquáticos (ABURTO-MEDINA *et al.*, 2019; NOGUEIRA *et al.*, 2015). Além disso, metais pesados e antibióticos são dois dos poluentes mais comuns utilizados na pecuária e podem afetar a integridade dos ecossistemas de entorno (ABURTO-MEDINA *et al.*, 2019; CLAPCOTT *et al.*, 2012).

2.5 Impactos ambientais oriundos da pecuária leiteira

Assim como a agricultura, a pecuária leiteira é uma atividade de extrema importância para a economia do país. A forma intensiva da produção leiteira exige o uso e a modificação da terra, causando grandes impactos ambientais (CAPPER; CADY, 2019; DAVIES-COLLEY; NAGELS, 2002), como a degradação do solo, a poluição do ar e da água, as mudanças climáticas e a perda da biodiversidade (ECKARD; CLARK, 2018; KOK *et al.*, 2020; MCDOWELL *et al.*, 2017; MIRABELLA *et al.*, 2014; ROTZ, 2018).

Nesse contexto, partindo de uma escala macro, a poluição destaca-se especialmente pelas grandes emissões de gases causadores do efeito estufa, decorrente por exemplo, do desmatamento, e da liberação de metano, resultante do processo de fermentação entérica e da emissão de óxido nitroso a partir do esterco (TUKKER; JANSEN, 2006; WHANG *et al.*, 2018). Contudo, ao longo da cadeia de produtos lácteos, a produção de leite é a fase mais crítica referente a poluição ambiental, pois é responsável pela produção de 64% da emissão de amônia, contribuindo com o processo de formação de chuvas ácidas, a acidificação e eutrofização dos ecossistemas, em função do manejo de dejetos aplicados nos solos e na água (FINNEGAN *et al.*, 2015; GONZALEZ-GARCIA *et al.*, 2013; HAN *et al.*, 2016).

Assim, a pecuária leiteira é considerada uma das atividades antrópicas que mais contribui para a poluição aquática devido a captação e drenagens de suas águas e especialmente pela deposição de descargas de efluentes provindos de resíduos animais, além de altas concentrações de nutrientes e elevados níveis de coliformes fecais (KUBOTA; ROSA, 2013; MALLIN *et al.*, 2015; SCANES, 2018).

Os dejetos produzidos pelo gado leiteiro nos cursos d'água possuem grande número de antibióticos e hormônios, além de diferentes patógenos, incluindo bactérias, vírus e protozoários com potencial de risco à saúde humana e animal (CIMENTI *et al.*, 2007; DEROSE *et al.*, 2020; HUGHES *et al.*, 2016; MENZ *et al.*, 2019; SCREMIN; KEMERICH, 2010; WILKES *et al.*, 2013). A contaminação dos mananciais hídricos também é afetada pela produção do alimento para o gado, por meio da forragem intensiva que contém fertilizantes e pesticidas, e uma alta concentração de fósforo e nitrogênio (HU *et al.*, 2019; KYLLMAR *et al.*, 2006; SHORE *et al.*, 2014).

Outro impacto relevante é a compactação do solo, causada pelo pastoreio

intensivo e o pisoteio do gado nas APP, dificultando a regeneração da vegetação e aumentando processos erosivos (ARNAIZ *et al.*, 2011; GUERRA, 2005; PACKETT, 2020). Como implicações do processo erosivo podem ocorrer o aumento de inundações, enchentes e alterações ecológicas que afetam a biodiversidade presente nos ecossistemas aquáticos e seus entornos (GRUDZINSKI *et al.*, 2016; SCREMIN; KEMERICH, 2010).

Dentre a biota presente e afetada nos ambientes lóticos de propriedades de produção leiteira estão os invertebrados aquáticos, sendo estes prejudicados pelo acúmulo de altas concentrações de nutrientes, fósforo, sólidos suspensos, além de um grande acúmulo de coliformes fecais que contaminam as águas (WRIGHT-STOW; WILCOCK, 2017). Altos índices de amônia em corpos d'água indicam poluição orgânica proveniente de resíduos da pecuária (HUANG *et al.*, 2012; WILCOCK *et al.*, 2009).

Ambientes lóticos em áreas de pecuária tendem a ter uma maior presença de macroinvertebrados mais tolerantes e de hábitos generalistas (BRAND; MISERENDINO, 2015; CASTRO *et al.*, 2016; DOLÉDEC *et al.*, 2011; GALETI *et al.*, 2020; HORAK *et al.*, 2020; HARRISON; HARRIS, 2002; HEPP; SANTOS, 2009; MEZA *et al.*, 2012; URDANIGO *et al.*, 2019). No entanto, ecossistemas degradados podem ser favorecidos por medidas mitigadoras como o aumento da vegetação ciliar, que podem melhorar a qualidade da água e da comunidade de invertebrados aquáticos (JOWETT *et al.*, 2009; QUINN *et al.*, 2009; WRIGHT-STOW; WILCOCK, 2017).

Em suma, atividades agrícolas voltadas a pecuária leiteira contribuem em grande parte para a degradação das APP, assim como para a poluição e o desaparecimento dos cursos d'água. Tal interferência antrópica é prática recorrente nas APP dos ecossistemas fluviais, usada para a implantação do gado leiteiro ou para plantios de alimentos a serem utilizados na pecuária (ALKEMADE *et al.*, 2009; HERBST *et al.*, 2012; MOLLER *et al.*, 2008).

2.6 Áreas de Preservação Permanente

A introdução do conceito de APP no Brasil foi apresentada na primeira versão do Código Florestal de 1934 (Decreto 23.793/1934). Tal documento não utilizava formalmente o termo “área de preservação permanente”, contudo, já ressaltava a

importância da preservação da cobertura vegetal ao estipular o uso da propriedade em função do tipo de floresta nela existente (RIBEIRO, 2011).

Três décadas depois, com a sanção da Lei nº 4.771/1965, também conhecida como Segundo Código Florestal, o termo “Preservação Permanente” surgiu legalmente, destacando a importância da preservação dos recursos hídricos. Com a evolução da legislação ambiental brasileira, atualmente está em vigor o Novo Código Florestal, publicado em 25 de maio de 2012 e aprovado como Lei n. 12.651, posteriormente modificado pela Lei n. 12.727. Esses processos e suas mudanças são descritos brevemente na Figura 2.

Figura 2 - História da legislação ambiental no Brasil, que consolidou o Código Florestal como principal instrumento legal para a proteção e recuperação da vegetação nativa em propriedades privadas no Brasil.



Fonte: Adaptado de Brancalion *et al.* (2016).

De acordo com o Código Florestal, as APP são definidas como áreas protegidas, cobertas ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012).

Em relação a delimitação das APP o Código Florestal de 2012, apresentou alterações, principalmente, nos valores das larguras mínimas das faixas marginais que devem ser preservadas (as medições das faixas supracitadas devem ser realizadas a partir da borda da calha do leito regular, sendo excluídos os efêmeros). De acordo com o parágrafo 4º da nova lei, os rios e cursos d'água devem possuir as seguintes faixas marginais conforme as suas larguras: trinta metros para cursos

d'água com até dez metros de largura; cinquenta metros para os cursos d'água que tenham de dez a cinquenta metros de largura; cem metros, para os cursos d'água que tenham de cinquenta a duzentos metros de largura.

No caso dos cursos d'água que tenham de duzentos a seiscentos metros de largura a faixa marginal é de duzentos metros, para os cursos d'água que tenham largura superior a seiscentos metros deverá ser respeitado os quinhentos metros e nas áreas do entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes, qualquer que seja sua situação topográfica, no raio mínimo de cinquenta metros (BRASIL, 2012). Tal lei é fundamental para a conservação da fauna, da flora e dos mananciais brasileiros, pois ela não se restringe apenas as florestas, mas abrange todo e qualquer ecossistema terrestre nativo, incluindo cerrados, caatingas e campos.

As APP em torno dos cursos d'água exercem importância fundamental para os recursos hídricos, pois a vegetação ciliar desempenha a função de preservar a qualidade da água, servindo de filtro para evitar a sua contaminação (COELHO *et al.*, 2011). Van Looy *et al.* (2013), destacam que tal vegetação é responsável por regular as trocas de nutrientes entre o ambiente terrestre e aquático.

A vegetação das APP também atua na proteção e estabilidade do solo, prevenindo o assoreamento e deslizamentos do leito dos rios (LIMA; ZAKIA, 2000) e fornecem substratos orgânicos que servem de fonte de alimento, hábitat e refúgio para a fauna bentônica presente nestes ambientes, favorecendo a manutenção da biodiversidade (VANNOTE *et al.*, 1980). No entanto, a condição ecológica dos habitats ribeirinhos pode ser alterada pelas atividades humanas e mudanças no uso da terra (HERNÁNDEZ *et al.*, 2020).

A maioria das mudanças nas APP de cursos d'água está relacionada à intensificação da agricultura e à expansão da pecuária, provocando o desmatamento e a redução da cobertura vegetal nestes ambientes (ENANGA *et al.*, 2011; MATI *et al.*, 2006). Em áreas com atividades agrícolas é bastante comum a derrubada de árvores para diversas atividades, ocasionando a remoção da biomassa vegetal, e afetando a estrutura da vegetação, sua composição e a riqueza de espécies (SINGH, 1998).

Outros efeitos do desmatamento nessas áreas são mudanças na qualidade da água, como alterações do nitrogênio total, pH, fósforo, oxigênio dissolvido, manganês, sulfato e coliformes fecais (COLLIER *et al.*, 2019; CHUA *et al.*, 2019; MCKERGOW *et al.*, 2003; NJUE *et al.* 2016). Sendo assim, o desmatamento das APP ocasiona

inúmeros efeitos negativos nos sistemas fluviais. As avaliações das pressões humanas sobre estes ambientes são de extrema importância para a adoção de medidas para a conservação das bacias hidrográficas (MOSTAFAVI; TEIMORI, 2018; RAKESH *et al.*, 2020).

2.7 Insetos aquáticos como bioindicadores da qualidade da água

Ecossistemas aquáticos podem ser avaliados por meio do biomonitoramento, que estima os impactos em ambientes de água doce com o uso de macroinvertebrados aquáticos sensíveis e vulneráveis a mudanças antrópicas em seus habitats, apresentando assim, respostas aos impactos físicos e químicos (BUSS *et al.*, 2003; MANGADZE *et al.*, 2016). Entre os macroinvertebrados aquáticos, os insetos destacam-se como ótimos bioindicadores (BALDERAS *et al.*, 2016).

As mudanças nas condições dos ambientes lóticos alteram as comunidades de insetos aquáticos, que podem atuar como uma ferramenta importante para monitorar e gerenciar sistemas de água doce (BRASIL *et al.*, 2020; HEINO *et al.*, 2018). Estes organismos são amplamente conhecidos por serem bons indicadores biológicos de poluição da água e saúde ecológica dos rios, sendo utilizados mundialmente em programas de monitoramento ambiental por serem altamente sensíveis às mudanças antropogênicas de seus ambientes (BUSS *et al.*, 2015; CENENIVA-BASTOS *et al.*, 2017; HELIOVAARA, 2018). O ciclo de vida longo de muitos destes organismos possibilita informações dos impactos ocorridos em tempos anteriores ao momento da avaliação (CALLISTO, 2000). Deste modo, estes organismos aquáticos são considerados como um complemento essencial nas análises de água, contribuindo para a avaliação ecológica desses ecossistemas (SANTOS; RODRIGUES, 2015).

Dentre os organismos indicadores de uma boa qualidade ambiental estão algumas famílias pertencentes as ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera que são consideradas bastante sensíveis à poluição ambiental, sendo abundantes em águas limpas, com grandes concentrações de oxigênio (CRISCI-BISPO *et al.*, 2007; LIGEIRO *et al.*, 2013). Algumas famílias pertencentes as ordens Megaloptera, Heteroptera, Odonata e Coleoptera são consideradas mais tolerantes à poluição, também auxiliando no monitoramento ambiental, assim como indivíduos da ordem Diptera, onde alguns táxons são considerados resistentes e capazes de sobreviver em águas poluídas com baixas concentrações de oxigênio (CORBI; TRIVINHO-

STRIXINO, 2017; GOULART; CALLISTO, 2003; ROSENBERG; RESH, 1993).

Comumente o monitoramento biológico destes organismos é realizado através da aplicação de alguns índices bióticos, como o Biological Monitoring Working Party Score System (BMWP Score System), criado por Armitage *et al.* (1983). Este é um índice qualitativo, que considera a presença ou a ausência de famílias de macroinvertebrados aquáticos, com cada família possuindo um valor atribuído de 1 a 10, conforme a sua tolerância. Através do somatório desses valores é obtido um valor final que corresponde ao nível de qualidade da água em determinado local.

Outro método que vem sendo aplicada com sucesso no monitoramento biológico dos ecossistemas aquáticos é a abordagem funcional de macroinvertebrados, que inclui análises de variadas características comportamentais, ecológicas e morfológicas (CONCEIÇÃO *et al.*, 2020). O conhecimento dos grupos tróficos funcionais por exemplo, fornece informações úteis sobre a estabilidade dos ecossistemas e permite avaliar a resposta desses organismos a variações ambientais provocadas pelos diferentes usos da terra, auxiliado na avaliação da qualidade ambiental da água (DOLÉDEC *et al.*, 2006; GOMES *et al.*, 2018; KIKUCHI; UIEDA, 2005).

Nos ecossistemas lóticos os recursos alimentares básicos disponíveis para os macroinvertebrados são categorizados em:

- a) matéria orgânica particulada grossa, constituída de partículas maiores que 1 mm de tamanho, formada pela serapilheira provinda da vegetação ripária (folhas, cascas, galhos e detritos lenhosos);
- b) matéria orgânica particulada fina, formada por partículas que variam de 0,5 mm a 1,0 mm de tamanho, incluindo detritos e nutrientes dissolvidos nos cursos d'água;
- c) perífíton formado por algas e pelo material associado a superfícies de rochas, madeiras e plantas;
- d) presas que servem de alimento à predadores (MERRITT; CUMMINS, 1984; MERRITT *et al.*, 2017).

Os grupos tróficos funcionais são determinados pela forma como os organismos adquirem seus recursos alimentares (MERRITT; CUMMINS, 1984; MERRITT *et al.*, 2017). Os principais grupos tróficos funcionais em

macroinvertebrados são:

- a) Fragmentadores – podem ser herbívoros (alimentam-se de tecidos vegetais vivos) ou detritívoros (alimentam-se de tecidos vegetais mortos em decomposição);
- b) Coletores – são divididos em dois subgrupos: catadores (alimentam-se de matéria orgânica particulada fina, podendo ser detritívoros, ou seja, alimentar-se da matéria morta decomposta) ou filtradores (alimentam-se do material particulado suspenso na coluna d'água);
- c) Raspadores – alimentam-se do perifíton presente na superfície orgânica ou de rochas;
- d) Predadores – alimentam-se de tecido animal vivo, ou seja, de outros organismos presentes nos ambientes aquáticos;
- e) Generalistas – abrangem várias guildas alimentares, consumindo uma ampla gama de recursos (MERRITT; CUMMINS 1984).

A presença de diferentes grupos funcionais alimentares em um curso d'água podem evidenciar uma diversidade de nichos tróficos existentes, sendo que quando distintos grupos de organismos exploram diferentes habitats, os efeitos da competição nos ambientes em que estão inseridos são reduzidos (COPATTI *et al.*, 2010). Diversos estudos têm analisado os grupos funcionais alimentares de macroinvertebrados em ambientes lóticos (GIEHL, 2018; HENTGES, 2019; NEGRÃO *et al.*, 2019; PIO *et al.*, 2020).

Insetos aquáticos têm sido utilizados para biomonitoramento em corpos d'água com presença do gado leiteiro (BRACCIA; VOSHELL 2006, RANGANATH *et al.*, 2009). Segundo Braccia e Voshell (2007) o acesso do gado nas APP pode resultar em uma série de impactos na ecologia aquática dos macroinvertebrados, devido a entrada de sedimentos, além de inúmeros fatores relacionados à qualidade da água. O conhecimento das comunidades de macroinvertebrados nos ecossistemas aquáticos pode contribuir para o planejamento de ações voltados à conservação da biodiversidade e para a sustentabilidade ambiental (BARBOLA *et al.*, 2011).

2.8 Sustentabilidade e seus indicadores ambientais

A sustentabilidade está intimamente ligada à preservação ambiental, através da autorregulação dos sistemas produtivos de uma forma equilibrada, através da eliminação da exploração e do crescimento impensável dos recursos naturais, buscando melhorar a qualidade de vida de todos os organismos vivos, recuperando e usando adequadamente os recursos renováveis (SICHE *et al.*, 2007). O desenvolvimento sustentável deve satisfazer as necessidades presentes, evitando o esgotamento dos recursos naturais através da conservação ambiental (HOLDEN *et al.*, 2014; WCED, 1987).

A sustentabilidade assume dimensões ambientais e territoriais, de políticas nacionais e de políticas internacionais (SACHS, 2002). Neste contexto, a dimensão voltada a sustentabilidade ambiental defende os direitos da Natureza, pois os recursos naturais não são uma fonte de exploração ilimitada e de propriedade humana (FAUCHEUX *et al.*, 1995). A sustentabilidade ambiental possui como objetivo ampliar a capacidade de produção do planeta utilizando o potencial encontrado nos seus inúmeros ecossistemas, mas mantendo sua deterioração baixa (SACHS, 1997). Sendo assim, a utilização dos recursos naturais não pode ser maior que a sua capacidade de renovação (SACHS, 1997). No entanto, a sustentabilidade não deve ser tratada apenas sob a dimensão ambiental, assim como não é possível visar apenas a obtenção de retornos financeiros (AHLERT *et al.*, 2017). Diversos autores salientam que a sustentabilidade deve ser considerada em três dimensões: econômica, social e ambiental (RODRIGUES *et al.*, 2003; VERONA, 2008; BARBIERI; CAJAZEIRA, 2009; FERREIRA *et al.*, 2011; MARQUES; ALLEDI FILHO, 2012).

Para avaliar a sustentabilidade ambiental são utilizadas ferramentas denominadas Indicadores de Sustentabilidade Ambiental (ISA), compostos por parâmetros utilizados para determinar as condições do ambiente, encontrando medidas que definam resultados, gerem dados e apontem a direção do desenvolvimento sustentável (ALTIERI, 2009; VERONA, 2008). Os ISA devem ser cuidadosamente elaborados de acordo com as particularidades dos diferentes sistemas, levando em conta suas características e aplicações, tendo claramente definido o que vai ser medido e o que se espera da medida do sistema em estudo

(BELLEN, 2010). Um critério geral utilizado para a seleção de bons indicadores é que estes devem ser capazes não apenas de sinalizar a existência de uma degradação no sistema, mas também de advertir sobre eventuais perturbações potenciais (FERRAZ, 2003).

O Brasil é um dos maiores produtores de leite do mundo, sendo que a maioria da produção nacional é representada pela agricultura familiar (OLIVEIRA; SILVA, 2012). Embora a qualidade do leite destaca-se como o fator de essencial interesse para o mercado consumidor, a preocupação com a sustentabilidade ambiental dentro da pecuária leiteira também tem recebido uma importante relevância. A adoção de práticas sustentáveis favorece os parâmetros produtivos das propriedades, atingido assim uma melhora na qualidade do leite, favorecendo o agronegócio e a economia familiar (DI DOMENICO *et al.*, 2017).

Através do uso de indicadores e baseado em um projeto realizado por Rempel *et al.* (2012), 124 propriedades leiteiras de 36 municípios que compõem a região do Vale do Taquari (RS), estão sendo avaliadas quanto à sustentabilidade ambiental. Nove parâmetros estão sendo avaliados: Dejetos; Qualidade da Água; Área de Preservação Permanente (APP); Reserva Legal; Utilização e Destino de embalagens de Agrotóxicos e fertilizantes; Declividade do terreno; e Erosão e Prática de queimadas (QUADRO 2).

Quadro 2 -Parâmetros de avaliação da sustentabilidade ambiental.

Parâmetro / Subparâmetro	Pontuação atribuída
1 PARÂMETRO DEJETOS	20
1.1 Subparâmetro de armazenamento do dejetos sólido	10
Estrumeira fechada e coberta	10
Estrumeira fechada e sem cobertura	7,5
Sem estrumeira	2,5
Liberação do dejetos próximo a curso hídrico	0
1.2 Subparâmetro de armazenamento do dejetos líquido	5
Tratamento total do efluente gerado e posterior liberação em curso hídrico	5
Estrumeira fechada e coberta	3,75
Estrumeira fechada e sem cobertura	2,5
Sem estrumeira	1,25
Liberação do efluente próximo a curso hídrico	0
1.3 Subparâmetro de destinação do dejetos animal	5
Produz o suficiente, aplica longe e vende	5
Produz o suficiente, aplica longe e repassa	3,75
Produz o suficiente e aplica longe	2,5

Produz, compra e aplica longe	1,25
Produz, compra e aplica perto de córregos	0
2 PARÂMETRO APP	15
2.1 Subparâmetro percentual de utilização antrópica das APPs	10
0%	10
1 a 30%	7,5
31 a 55%	5
56 a 80%	2,5
81 a 100%	0
2.2 Subparâmetro do uso predominante na APP	5
Mata Nativa	5
Culturas permanentes e mata exótica	3,75
Áreas de pastagem	2,5
Agricultura	1,25
Benfeitorias	0
3 PARÂMETRO AGROTÓXICOS E FERTILIZANTES	15
3.1 Subparâmetro utilização de fertilizantes químicos e agrotóxicos	10
Sem utilização	10
Aplicação controlada	7,5
Aplicação em toda a propriedade exceto em proximidades de poços, córregos e benfeitorias	5
Aplicação sem controle em toda a propriedade	2,5
Aplicação sem controle e próximo aos cursos de água	0
3.2 Subparâmetro armazenamento de embalagens de agrotóxicos	5
Em depósito especial coberto, separado de qualquer medicamento, alimento, animal e salvo de umidade ou não utiliza agrotóxicos	5
Em depósito coberto	3,75
Em qualquer local da propriedade	2,5
Disperso em diversas partes da propriedade	1,25
Descartado próximo de recurso hídrico	0
4 PARÂMETRO RESERVA LEGAL	10
4.1 Subparâmetro percentual de vegetação nativa para averbação em reserva legal	10
Área de reserva legal superior a 20%	10
15 a 20% de área de reserva legal	7,5
10 a 15% de área de reserva legal	5
5 a 10% de área de reserva legal	2,5
0 a 5% de área de reserva legal	0
5 PARÂMETRO ÁGUA	10
5.1 Subparâmetro fonte d'água para consumo animal	5
Água de fonte externa com tratamento	5
Água de poço raso isolado de contaminação	3,75
Água de poço raso, sem isolamento de contaminação	2,5
Água de córrego	1,25
Sem acesso	0
5.2 Subparâmetro fonte d'água para consumo humano	5
Água de fonte externa com tratamento	5
Água de poço raso isolado de contaminação	3,75

Água de poço raso, sem isolamento de contaminação	2,5
Água de córrego	1,25
Sem acesso	0
6 PARÂMETRO DECLIVIDADE	10
6.1 Subparâmetro declividade do terreno	10
Plano	10
Suave ondulado	7,5
Moderado ondulado	5
Forte ondulado	2,5
Montanhoso	0
7 PARÂMETRO EROSÃO	5
7.1 Subparâmetro erosão	5
Baixa	5
Média	2,5
Alta	0
8 PARÂMETRO QUEIMADAS	5
8.1 Subparâmetro queimada	5
Não evidenciada	5
Evidenciada	0
9 PARÂMETRO USO DE TERRAS	10
9.1 Subparâmetro diversidade de coberturas	10
Mais que 6 usos e coberturas	10
De 4 a 6 usos e coberturas	5
Menos de 4 coberturas	0
TOTAL	100

Fonte: Adaptado de Rempel *et al.* (2012).

Outros estudos dentro desse projeto avaliaram outros aspectos relacionados a sustentabilidade. Zerwes (2015) calculou índices fitossociológicos e de diversidade do estrato arbóreo de doze dessas propriedades, o que possibilitou aferir a conservação da vegetação nativa e a degradação ambiental existente. Markus (2014) aperfeiçoou um indicador de sustentabilidade para propriedades rurais baseado no índice de diversidade de Shannon do estrato arbóreo de APP, refletindo o estado de conservação da vegetação (TABELA 1).

Tabela 1 - Subparâmetro de diversidade da Mata Nativa na APP, expresso pelo índice de Shannon. Conforme a diversidade registrada pelo Índice de Shannon, registra-se a referida pontuação e seu respectivo conceito.

Situação	Pontuação	Conceito
3 ou mais	5	Excelente
2,25 3	3,75	Bom
1,5 2,25	2,5	Regular
0,75 1,5	1,25	Ruim
0 0,75	0	Péssimo

Fonte: Markus (2014).

Levando em conta as atuais demandas pela água, é um desafio equilibrar as necessidades sociais e ecológicas para a sustentabilidade ambiental (GEIST; HAWKINS, 2016). Apesar dos estudos em sustentabilidade de propriedades leiteiras do Vale do Taquari serem de extrema relevância, pouca atenção tem sido dada ao uso de insetos aquáticos como bioindicadores de qualidade ambiental. As respostas fornecidas por estes organismos podem ser utilizadas como indicadores de sustentabilidade ambiental em associação ao estado de conservação das APP em propriedades rurais.

3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

3.1 Tipo de pesquisa

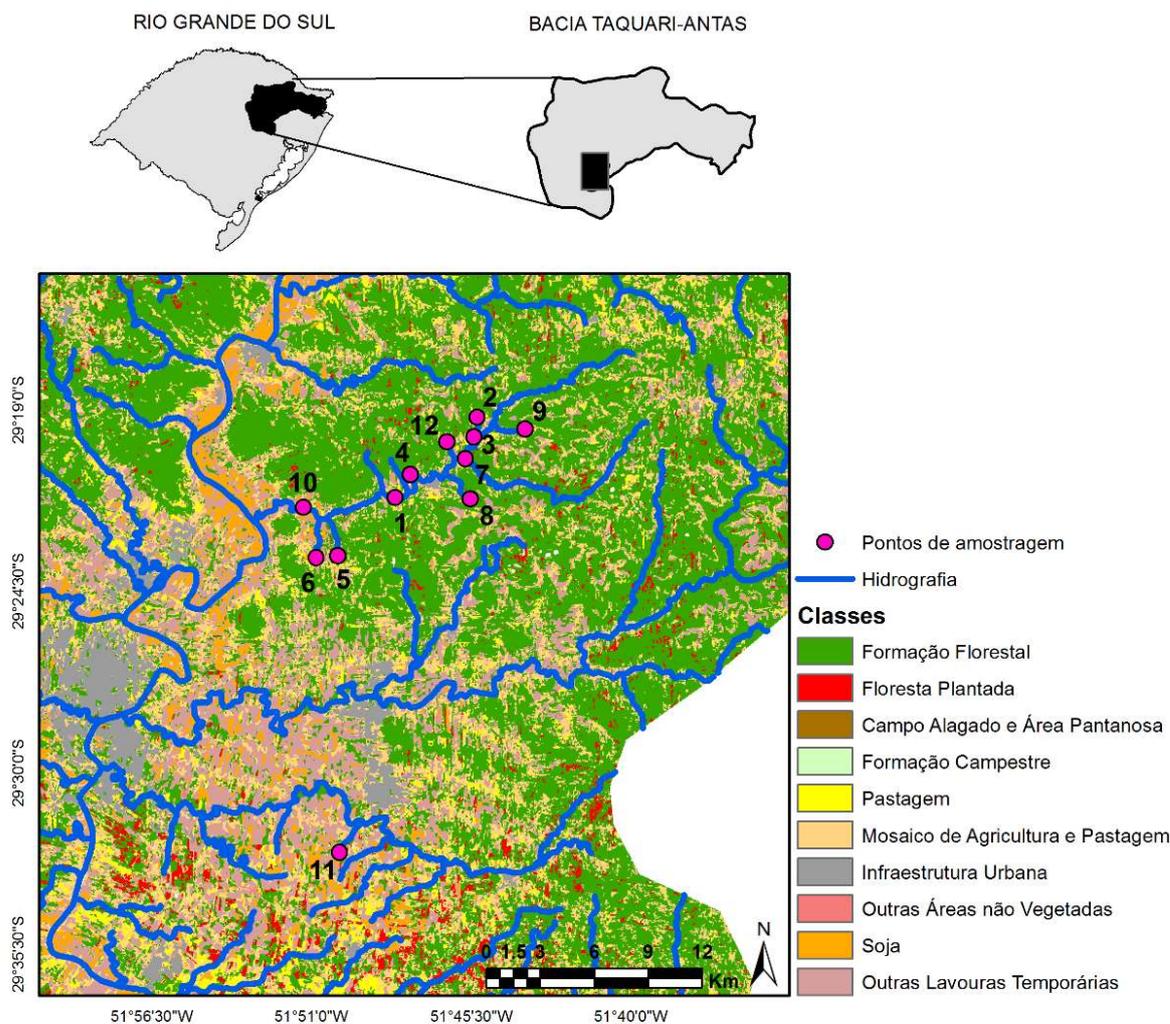
O presente trabalho trata-se de uma pesquisa qualitativa. De acordo com Mascarenhas (2012), a pesquisa quantitativa é aquela que coleta dados numéricos e sobre estes se aplicam métodos estatísticos, buscando resultados precisos, gerando maior confiabilidade em relação a interpretação dos dados obtidos. Já a pesquisa qualitativa consiste na obtenção da descrição de dados mais aprofundados, através do contato direto do pesquisador e o seu objeto de estudo (DENZIN; LINCOLN, 2011). Este é um estudo descritivo explicativo, que utilizou como procedimento técnico o levantamento de dados em campo, com corte longitudinal.

3.2 Área de estudo

O estudo foi realizado nos municípios de Imigrante e Colinas, localizados na encosta da Serra Geral do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Os locais avaliados fazem parte da bacia hidrográfica do Taquari-Antas, porção Taquari, na microbacia hidrográfica do Arroio da Seca. A vegetação da região é classificada como Floresta Estacional Decidual e o clima é subtropical (KÖPPEN, 1931) com temperatura anual de 18 °C aproximadamente e precipitação média de 1.600 mm (NIH-UNIVATES, 2012).

Para realização deste trabalho tomou-se por base o trabalho prévio de Zerwes (2015), onde foram selecionadas doze propriedades participantes do Grupo de Pesquisa em Avaliação da sustentabilidade de propriedades produtoras de leite da região (FIGURA 3).

Figura 3 - Mapa da microbacia do Arroio da Seca, com a localização das propriedades rurais amostradas. O mapa foi elaborado utilizando dados de hidrografia (Base Cartográfica Contínua do Brasil, 2017; ESRI, 2020) e classes de uso do solo (MapBiomas, 2020).



Fonte: Elaborado pela autora.

Nestes locais, Zerwes (2015) analisou o estrato arbóreo de fragmentos florestais de formação submontana nas áreas de APP dos ambientes lóticos, onde através do levantamento de campo foram calculados índices fitossociológicos e de diversidade, que possibilitaram aferir a degradação ambiental existente, assim como comparar as propriedades e a influência do rebanho leiteiro sobre a vegetação (QUADRO 3).

Quadro 3 - Localização dos pontos amostrados no estudo e o Índice de Shannon encontrado por Zerwes (2015) em cada propriedade, com a referida classificação proposta por Markus (2014).

Propriedades leiteiras	Coordenadas geográficas	Índice de Shannon do estudo de Zerwes (2015)	Conceito das propriedades, de acordo com o Índice de Shannon proposto por Markus (2014)
1	S 29°21'44,8"W 51°47'59,3"	3,52	Excelente
2	S 29°19'19,91" W 51°45'10,79"	3,16	Excelente
3	S 29°19'54,5" W 51°45'17,4"	3,52	Excelente
4	S 29°21'02,97" W 51°47'28,74"	3,06	Excelente
5	S29°23'29,5" W51°49'59,35"	3,24	Excelente
6	S29°23'32,51" W51°50'43,62"	3,48	Excelente
7	S 29°20'34,3" W 51°45'34,2"	3,66	Excelente
8	S 29°21'47,4" W 51°45'25,9"	3,56	Excelente
9	S 29°19'40,23" W 51°43'31,95"	3,48	Excelente
10	S 29°22'00,9" W 51°51'09,6"	2,79	Bom
11	S 29°32'28,5" W 51°49'59,0"	3,43	Excelente
12	S 29°20'3,3"W 51°46'13,2"	3,50	Excelente

Fonte: Adaptada de Markus (2014); Zerwes (2015).

3.3 Amostragem

As coletas de insetos aquáticos foram realizadas nas margens d'água de um arroio de 3° ordem (STHRALER, 1957) nos doze pontos indicados acima (QUADRO 3, FIGURA 4), uma vez em cada estação do ano. Esta etapa teve duração de um ano, sendo as coletas realizadas no meio de cada estação.

Figura 4 - Registro fotográfico dos doze pontos de coletas em propriedades de pecuária leiteira na microbacia do Arroio da Seca, RS.



Fonte: Registro da autora.

Seguindo a metodologia adaptada de Strohschoen *et al.* (2009), os insetos aquáticos foram capturados com o auxílio de um amostrador Surber (MERRIT; CUMMINS, 1996), num total de 4 m², constituídos de 4 réplicas de 1m² de área amostrada por ponto, com um esforço de amostragem equivalente a 30 minutos, nas margens d'água onde situa-se a propriedade. As quatro medidas obtidas foram integralizadas para compor um ponto de coleta, embora sendo acondicionadas e processadas individualmente. Todo o substrato contido na malha do amostrador foi transferido para frascos devidamente etiquetados, contendo álcool etílico 70%, para posterior triagem definitiva e identificação.

A identificação foi realizada com auxílio de microscópio estereoscópico em níveis de família, através de chaves taxonômicas específicas (ANGRISANO, 1995; CARVALHO; CALIL 2000; DA SILVA *et al.*, 2003; FIORENTIN ,1989; MERRIT; CUMMINS, 1996; NIESER; MELLO 1997; OLIFIERS *et al.*, 2004; PASSOS *et al.*,

2007; PÉREZ ,1988; WIGGINS, 1996). Os insetos aquáticos coletados foram categorizados de acordo com seus respectivos Grupos Tróficos Funcionais utilizando bibliografias especializadas (CUMMINS; KLUG, 1979; CUMMINS *et al.*, 2005; MERRIT; CUMMINS, 1984).

Em todos os pontos de coleta foram realizadas medições de variáveis físicas e químicas (pH, Temperatura, Oxigênio Dissolvido, Condutividade Elétrica, Sólidos Totais Dissolvidos, Turbidez e Potencial de oxirredução) com uma sonda multiparamétrica da marca Horiba. Além disso, foram levantadas as características ambientais de cada ponto de coleta, como descrito no Quadro 4.

Quadro 4 - Características dos pontos de amostragem durante o período de estudo.

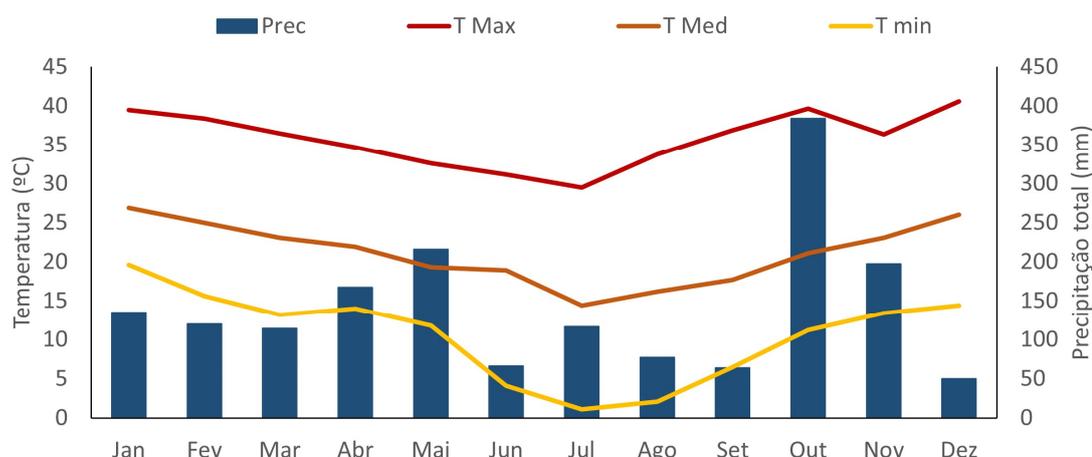
Ponto	Caracterização
1	Cidade de Imigrante (S 29°21'44,8"W 51°47'59,3"). Possui vegetação ciliar em estágio de regeneração médio e largura de 15 metros, representado em maior número por duas espécies nativas: <i>Erythroxylum argentinum</i> e <i>Gymnanthes klotzschiana</i> . Apresenta sinais de erosão e desflorestamento, além do acesso do gado leiteiro. O substrato é formado principalmente por folhiço proveniente da vegetação ripária.
2	Cidade de Imigrante (S 29°19'19,91" W 51°45'10,79"). O substrato das margens d'água deste local é composto por seixos e cascalhos, possui vegetação ripária em estágio médio de regeneração com 4 metros de largura. Espécies nativas de <i>Erythroxylum argentinum</i> e <i>Allophylus edulis</i> estão presentes. Este local não apresenta sinais de erosão ou desflorestamento.
3	Cidade de Imigrante (S 29°19'54,5" W 51°45'17,4"). A largura da vegetação ciliar deste ponto é de 1 metro, caracterizada em estágio médio de regeneração, representada em maior número pelas espécies <i>Morus nigra</i> (exótica) e <i>Nectandra megapotamica</i> (nativa). As margens d'água possuem substrato coberto de seixos e cascalhos.
4	Cidade de Imigrante (S 29°21'02,97" W 51°47'28,74"). A vegetação ciliar possui 5 metros de largura, estando em estágio avançado de regeneração, composta em sua maioria por espécies nativas como: <i>Allophylus edulis</i> , <i>Nectandra megapotamica</i> e <i>Lonchocarpus nitidus</i> . Suas margens d'água não apresentam processos erosivos, sendo seu substrato composto por cascalho.
5	Cidade de Imigrante (S29°23'29,5" W51°49'59,35"). A vegetação ripária encontra-se em estágio médio de regeneração e esta possui 5 metros de largura, sendo composta por indivíduos da espécie nativa <i>Casearia sylvestris</i> e da espécie exótica <i>Hovenia dulci</i> . As margens d'água são estáveis, sem evidência de erosão e de desflorestamento, tendo no seu substrato grande quantidade de seixos e cascalho.
6	Cidade de Colinas (S29°23'32,51" W51°50'43,62"). Possui vegetação ciliar de 3 metros de largura, suas margens não apresentam processos erosivos e possuem uma grande quantidade de seixos em seu substrato. Sua vegetação ripária possui estágio médio de regeneração, tendo a espécie nativa predominante <i>Eugenia uniflora</i> .

7	Cidade de Imigrante (S 29°20'34,3" W 51°45'34,2"). As margens d'água deste local possuem largura de 8 metros de vegetação ciliar, estando em estágio médio de regeneração, tendo as espécies nativas a <i>Cupania vernalis</i> , <i>Nectandra megapotamica</i> e <i>Gymnanthes klotzschiana</i> , além da exótica <i>Hovenia dulcis</i> . Suas margens d'água não apresentam sinais de erosão e possuem o substrato caracterizado por seixos e cascalho.
8	Cidade de Imigrante (S 29°21'47,4" W 51°45'25,9"). Este ponto possui a vegetação ciliar em estágio médio de regeneração com sub-bosque degradado, onde há evidências de desflorestamento e erosão em suas margens d'água com a entrada do gado leiteiro. A largura da vegetação ripária é de 6 metros, sendo representada por indivíduos da espécie nativa <i>Annona neosalicifolia</i> . O substrato destas margens d'água é composto por seixos e cascalhos.
9	Cidade de Imigrante (S 29°19'40,23" W 51°43'31,95"). Este ponto possui vegetação ciliar em estágio médio de regeneração com largura de 6 metros. As principais espécies são nativas representadas por <i>Erythroxylum argentinum</i> e <i>Gymnanthes klotzschiana</i> . Há sinais de desflorestamento nas margens d'água e o acesso do gado leiteiro neste local, sendo o substrato deste ambiente composto principalmente por cascalho.
10	Cidade de Imigrante (S 29°22'00,9" W 51°51'09,6"). A vegetação ripária deste ponto possui sinais de desflorestamento e erosão, com largura de 15 metros e a vegetação com estágio médio de regeneração. A espécie exótica <i>Eucalyptus sp.</i> é predominante no local. O substrato do curso d'água é caracterizado por seixos e cascalhos e grande deposição de matéria orgânica. As corredeiras neste local são frequentes.
11	Cidade de Colinas (S 29°32'28,5" W 51°49'59,0"). Este sítio de coleta apresenta vegetação inicial restrita de sub-bosque degradado e sua largura é de 1,5 metros e a espécie nativa <i>Schinus terebinthifolius</i> como mais abundante. Possui margens instáveis, erosão, desflorestamento e a entrada do gado leiteiro. Os cursos d' água desse ponto são caracterizados como remanso, e seu fundo é composto principalmente por uma grande quantidade de matéria orgânica e por alguns cascalhos e seixos.
12	Cidade de Imigrante (S 29°20'3,3"W 51°46'13,2). A vegetação ripária possui 3 metros de largura e encontra-se em estágio médio de regeneração, tendo espécies nativas como a <i>Luehea divaricata</i> e a <i>Parapiptadenia rigida</i> , além da espécie exótica <i>Brugmansia suaveolens</i> . O substrato de suas margens d'água é formado por cascalhos e por poucos seixos.

Fonte: Registro da Autora e Zerwes (2015).

Também foram levantados os dados climáticos referentes ao período de Janeiro a Dezembro de 2019, quando ocorreram as coletas. Os dados de precipitação; e temperaturas mínima, média e máxima foram cedidos pelo Núcleo de Informações Hidrometeorológicas da Univates (FIGURA 5).

Figura 5 - Gráfico da precipitação pluviométrica nos diferentes meses do ano.



Fonte: NIH - UNIVATES (2019).

Para averiguar a qualidade da água, foi utilizado o BMWP (*Biological Monitoring Working Party Score System*), um índice qualitativo onde a cada família é atribuído um valor (score) preestabelecido que varia de 1 a 10 de acordo com o grau de tolerância à poluição orgânica, com famílias mais sensíveis recebendo uma maior pontuação (QUADRO 5). No presente trabalho, optou-se pela adaptação feita por Loyola (2000) para riachos do estado do Paraná, em virtude da maior similaridade da fauna e proximidade espacial com a bacia em estudo. Como Loyola (2000) não possuía todas as famílias encontradas, os dados foram atualizados por Junqueira *et al.* (2000) para famílias Belostomatidae e Gelastocoridae e Monteiro *et al.* (2008) para a família Noteridae.

Quadro 5 - Lista de famílias de macroinvertebrados e respectivas pontuações de acordo com a tolerância à poluição.

Famílias	Pontuações
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae Aphelocheiridae, Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae, Calamoceratidae, Helicopsychidae, Megapodagrionidae, Athericidae, Blephariceridae.	10
Astacidae, Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegastridae, Aeshnidae Corduliidae, Libellulidae, Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae.	8
Ephemerellidae, Prosopistomatidae, Nemouridae, Gripopterygidae, Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephelidae, Ecnomidae, Hydrobiosidae, Pyralidae, Psephenidae.	7
Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Thiaridae, Hydroptilidae, Unionidae, Mycetopodidae, Hyriidae, Corophilidae, Gammaridae, Hyalellidae, Atyidae, Palaemonidae, Trichodactylidae, Platycnemididae, Coenagrionidae, Leptohyphidae.	6
Oligoneuridae, Polymitarcyidae, Dryopidae, Elmidae (Elminthidae), Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae, Hydropsychidae, Tipulidae, Simuliidae, Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesidae, Aeglidae, Noteridae, Belostomatidae	5
Baetidae, Caenidae, Haliplidae, Curculionidae, Chrysomelidae, Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae, Ceratopogonidae, Anthomyidae, Limoniidae, Psychodidae, Sciomyzidae, Rhagionidae, Corydalidae, Sialidae, Piscicolidae, Hydracarina, Gelastocoridae	4
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae (Limnocoeridae), Pleidae, Notonectidae, Corixidae, Veliidae, Helodidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Bithyniidae, Bythinellidae, Sphaeridae, Glossiphonidae, Hirudidae, Erpobdellidae, Asellidae, Ostracoda	3
Chironomidae, Culicidae, Ephydriidae, Thaumaleidae	2
Oligochaeta (todas as classes), Syrphidae	1

Fonte: Adaptado de Instituto Ambiental do Paraná (2017).

Após pontuar as famílias presentes em cada ponto de coleta, foi realizada uma

somatória dos Escores das famílias registradas e calculado o valor total corresponde a qualidade da água, baseado no Quadro 6.

Quadro 6 - Classes da qualidade da água e significado dos valores do BMWP.

Valor BMWP	Qualidade da água
>150	Classe I - Ótima
101-149	Classe II - Boa
61-100	Classe III - Aceitável
36-60	Classe IV - Duvidosa
16-35	Classe V - Crítica
<15	Classe VI - Muito Crítica

Fonte: Adaptado de Instituto Ambiental do Paraná (2017).

3.4 Análise dos dados

A riqueza (número total de famílias) e abundância (número total de indivíduos) foram calculadas considerando as coletas de insetos aquáticos para cada ponto e estação. Os dados foram testados para verificação da normalidade através do teste de Shapiro-Wilk. Para verificação de diferenças entre pontos e estações foram utilizados testes de Friedman, pareados respectivamente pelas estações e pontos. As diferenças foram analisadas par a par utilizando testes de Mann-Whitney. A composição das famílias foi avaliada utilizando Análises de Variância Multivariada Permutacional de um critério (PERMANOVA - One Way) e representada graficamente por um Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) no programa estatístico PAST 4.03 (Hammer *et al.*, 2001), sob o nível de significância de alfa 0.05.

Os Grupos Tróficos Funcionais (GTF) foram avaliados através da avaliação da quantidade de indivíduos de cada grupo em cada ponto de coleta. Os GTF avaliados foram Catadores, Filtradores, Fragmentadores, Generalistas, Predadores, Raspadores e Raspadores-Filtradores-Catadores (RFC). A partir daí foram realizadas as mesmas análises descritas acima para riqueza e composição dos GTF em cada ponto de coleta. A abundância não foi calculada por ser exatamente a mesma que a avaliada na etapa anterior.

Para avaliar a influência das variáveis ambientais, foram utilizados os parâmetros físico-químicos da água (temperatura, pH, potencial de oxirredução,

condutividade, turbidez, oxigênio dissolvido e sólidos totais dissolvidos), além das condições ambientais da vegetação de APP (índice de Diversidade de Shannon de Nativas, índice de sustentabilidade e riqueza de árvores; descritos por Zerwes (2015), e BMWP (*Biological Monitoring Working Party Score System*). Nesta etapa os dados foram organizados em duas matrizes, uma relacionada aos dados de abundância de famílias e de grupos tróficos funcionais e outra relacionada às variáveis preditoras (parâmetros físico-químicos, vegetação e BMWP); que foram analisadas através de Análises de Correspondência Canônica (CCA), uma técnica de ordenação multivariada. Todas as famílias raras (que tinham menos de 10 indivíduos coletados em todo o período) foram excluídas dessa análise, uma vez que esses dados contribuem pouco nos resultados e dificultam a interpretação da CCA.

Para a proposta de utilização de insetos aquáticos como indicadores de sustentabilidade ambiental, foi adaptado o método proposto por Markus (2014). Foram calculados os índices de diversidade de Shannon (H') e o índice de equitabilidade de Pielou (J) para todos os pontos estudados. O índice de equitabilidade de Pielou deriva do índice de diversidade de Shannon e representa a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as famílias da comunidade, possuindo valores entre 0 e 1, facilitando sua separação em classes por intervalos regulares. Esses valores foram utilizados para definir os valores dos intervalos do índice de diversidade de Shannon em cinco conceitos de sustentabilidade (péssimo, ruim, regular, bom e excelente), compondo assim um subparâmetro que poderá auxiliar a quantificação da sustentabilidade ambiental no projeto “Sustentabilidade de propriedades produtoras de leite”.

4 RESULTADOS

Foram coletados 2.724 indivíduos de insetos aquáticos no Arroio da Seca, pertencentes a 8 ordens e 38 famílias (Tabela 3). As ordens de insetos identificadas foram: Coleoptera (6 famílias), Diptera (7 famílias), Trichoptera (7 famílias), Ephemeroptera (4 famílias), Lepidoptera (1 família), Plecoptera (2 famílias), Odonata (5 famílias) e Hemiptera (6 famílias). Dentre as estações amostradas, 597 exemplares foram coletados durante o verão, 346 no outono, 1.086 no inverno e 695 na primavera.

As ordens mais abundantes do estudo foram Diptera (1.018 organismos), Ephemeroptera (748 organismos) e Trichoptera (345 organismos). As famílias mais abundantes foram Chironomidae (884 organismos), seguida de Caenidae (422 organismos) e de Leptoceridae (236 organismos).

Pontos de coleta		P1				P2				P3				P4				P5				P6			
Ordem	Família - GTF	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P
	Naucoridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Veliidae	-	1	-	-	-	14	2	-	-	-	-	-	-	-	-	2	4	-	1	-	-	-	-	-
Lep	Pyralidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Aeshnidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-	-
	Calopterygidae	1	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	2	-	-	-
Odo	Coenagrionidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	3	-
	Gomphidae	20	7	5	8	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
	Libellulidae	1	1	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-
Ple	Gripopterygidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Perlidae	-	-	-	-	-	2	3	1	1	1	2	7	-	-	1	-	-	-	1	2	-	-	-	-
	Calamoceratidae	-	-	6	-	-	-	1	1	-	-	2	-	-	-	2	-	1	-	-	-	6	1	1	1
	Ecnomidae	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Glossosomatidae	-	-	-	-	-	1	-	-	-	5	2	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tri	Hydropsychidae	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	2
	Hydroptilidae	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Leptoceridae	20	11	90	-	16	1	5	-	-	-	3	-	3	1	3	3	4	-	1	-	-	-	-	-
	Polycentropodidae	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-
	Catadores	13	8	48	10	7	2	33	2	5	3	12	9	5	7	11	10	7	6	13	8	9	6	7	16
	Filtradores	-	-	-	-	-	40	1	-	2	3	-	-	-	-	2	1	-	-	-	-	-	-	2	3
	Fragmentadores	-	-	6	-	-	-	1	1	-	-	2	1	-	-	3	-	1	-	-	-	6	1	1	1
GTF	Generalistas	2	1	28	23	1	8	54	15	4	4	34	38	-	2	63	23	3	3	-	8	1	2	11	45
	Predadores	22	11	12	9	3	19	5	3	1	1	2	7	3	-	2	3	7	-	2	3	11	1	4	-
	Raspadores	1	1	4	2	6	9	8	9	2	32	42	27	1	3	1	7	4	1	-	2	-	-	10	13
	RFC	20	11	90	-	16	1	5	-	-	-	3	-	3	1	3	3	4	-	1	-	-	-	-	-

Fonte: Elaborado pela autora.

Tabela 2 - Parte 2 - Valores de abundância de famílias e grupos tróficos funcionais de insetos aquáticos em seis pontos de coleta (P7 a P12) em propriedades de produção leiteira no Vale do Taquari – RS. As letras embaixo de cada Ponto indicam a estação do ano da coleta (V=Verão, O=Outono, I=Inverno e P=Primavera). A coluna Ordem indica as iniciais das ordens de cada família representada (Col – Coleoptera; Dip – Diptera; Eph – Ephemeroptera; Hem – Hemiptera; Lep – Lepidoptera; Odo – Odonata; Ple – Plecoptera; e Tri – Trichoptera). GTF indica os grupos tróficos funcionais.

Pontos de coleta		P7				P8				P9				P10				P11				P12			
Ordem	Família - GTF	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P
Col	Dryopidae	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Dytiscidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
	Elmidae	5	1	5	9	-	-	-	2	1	2	4	2	-	-	-	2	2	-	-	2	1	-	-	9
	Hydrophilidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	-	-	-	-	-	-	-
	Noteridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Psephenidae	1	-	-	-	20	-	-	-	-	-	-	-	5	-	6	-	33	2	1	-	2	-	-	-
Dip	Chironomidae	-	7	25	31	-	3	16	42	2	5	246	21	-	-	1	10	61	23	17	22	-	-	12	10
	Culicidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	38	-	-	-	-	-	-	-
	Empididae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Psychodidae	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Simuliidae	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Tabanidae	-	-	2	1	-	-	3	-	-	1	-	-	-	-	1	-	9	9	3	-	-	-	1	1
Tipulidae	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	1	1	
Eph	Baetidae	-	-	-	3	-	-	-	1	-	-	3	-	-	-	2	1	-	1	11	-	1	-	-	
	Caenidae	-	6	6	1	2	-	5	10	5	1	18	1	-	-	2	43	26	24	141	-	1	31	31	
	Leptohyphidae	-	6	20	1	2	-	16	2	16	26	21	-	6	1	7	4	16	-	1	4	1	-	3	-
	Leptophlebiidae	-	-	1	-	4	-	-	-	-	-	-	-	4	2	1	4	-	-	-	4	-	1	-	-
Hem	Belostomatidae	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	5	-	-	-	-	-	-	
	Gelastocoridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	
	Gerridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	
	Mesovelliidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	

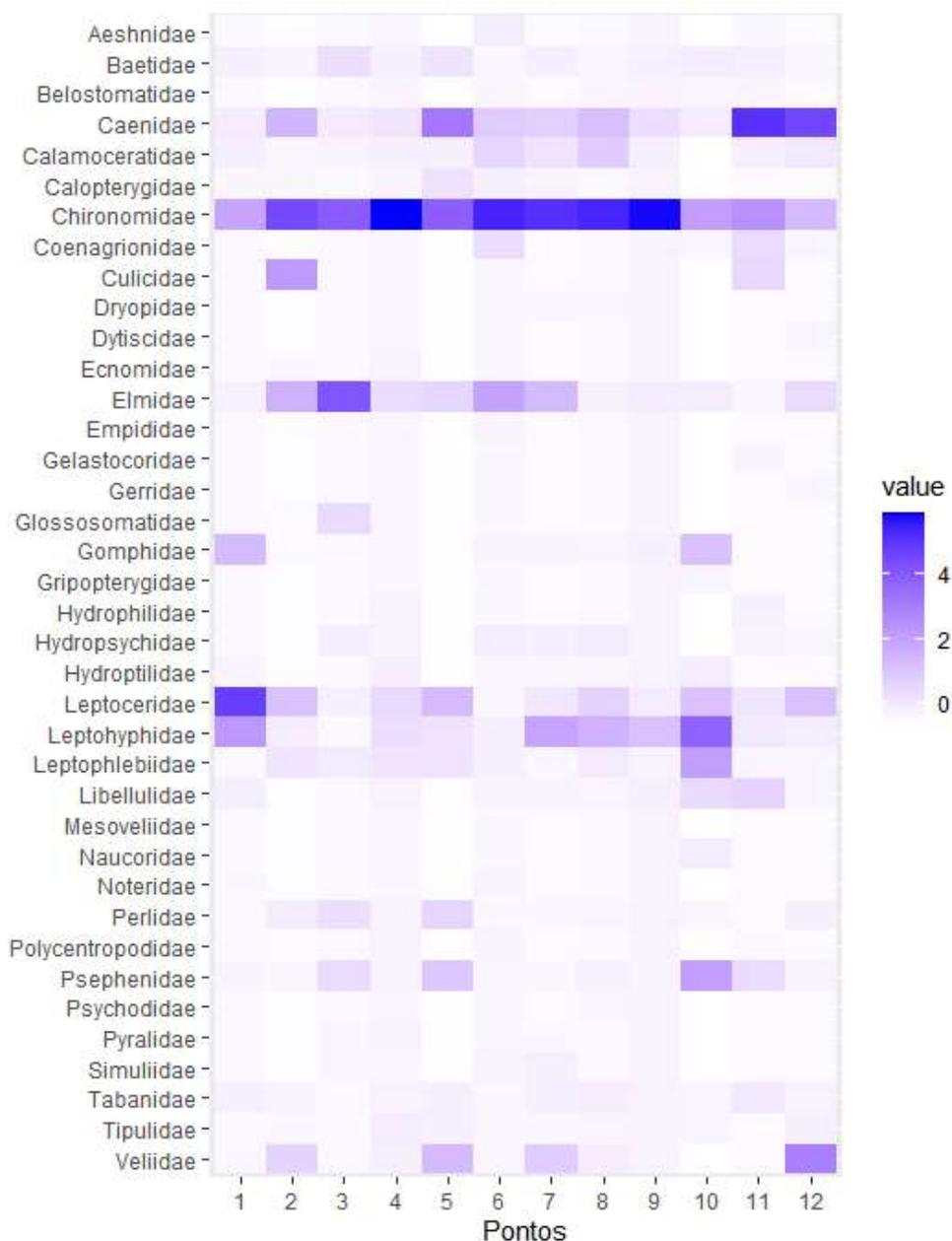
Pontos de coleta		P7				P8				P9				P10				P11				P12			
Ordem	Família - GTF	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P
	Naucoridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
	Veliidae	1	13	-	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	41	-
Lep	Pyralidae	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Aeshnidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-
	Calopterygidae	1	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Odo	Coenagrionidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	33	2	1	-	1	-	-	-
	Gomphidae	-	2	-	-	-	-	1	-	2	-	2	-	2	3	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-
	Libellulidae	-	2	-	-	1	-	-	-	2	2	1	-	1	2	-	1	40	2	-	2	-	-	1	-
Ple	Gripopterygidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Perlidae	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	2	1	-
	Calamoceratidae	1	-	-	3	13	-	-	-	2	-	1	-	-	-	-	-	-	2	4	6	2	1	3	-
	Ecnomidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Glossosomatidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tri	Hydropsychidae	1	-	-	2	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-	-
	Hydroptilidae	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
	Leptoceridae	4	1	1	-	5	-	5	1	5	2	1	-	-	5	2	-	13	-	1	9	4	4	9	3
	Polycentropodidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
	Catadores	7	19	33	12	12	8	29	21	30	36	51	10	16	11	17	18	81	37	37	167	13	14	46	43
	Filtradores	1	3	-	2	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	38	-	1	7	-	-	-	1
	Fragmentadores	5	-	1	3	14	-	-	-	2	-	1	-	1	-	-	-	-	2	4	6	2	1	3	-
GTF	Generalistas	-	7	26	31	4	3	16	42	2	5	246	21	4	2	2	14	61	23	17	27	-	1	12	10
	Predadores	2	19	2	2	4	2	5	-	5	5	3	1	5	6	2	5	99	14	4	2	4	4	45	2
	Raspadores	6	2	5	9	2	-	-	3	1	2	4	3	5	-	6	4	35	2	1	2	3	-	-	9
	RFC	4	1	1	-	6	-	5	1	5	2	1	-	-	5	2	-	13	-	1	9	4	4	9	3

Fonte: Elaborado pela autora.

As famílias Chironomidae, Caenidae e Elmidae estiveram presentes em todos os pontos de coleta. As famílias mais comuns foram Leptoceridae, Baetidae, Leptohyphidae e Calamoceratidae, estando presentes em onze pontos, seguida por Psephenidae, Tabanidae e Leptophlebiidae, que estavam em dez pontos e por Perlidae que ocorreu em nove pontos de coleta (TABELA 2, FIGURA 4).

A família Chironomidae (Ordem Diptera) foi a mais abundante em sete pontos do estudo (2, 4, 5, 6, 7, 8 e 9). Os outros pontos apresentaram diferentes padrões, sendo que as famílias mais abundantes por ponto foram: Leptoceridae (Ordem Trichoptera) no ponto 1, Elmidae (Ordem Coleoptera) no ponto 3, Leptohyphidae (Ordem Ephemeroptera) no ponto 10 e Caenidae (Ordem Ephemeroptera) nos pontos 11 e 12. Algumas famílias foram exclusivas de apenas um ponto amostral: Empididae (6), Psychodidae (8), Gripopterygidae (10), Gelastocoridae (11), Dytiscidae e Gerridae (12) (TABELA 2, FIGURA 6).

Figura 6 - Matriz de intensidade de composição das famílias de insetos aquáticos em 12 pontos de coleta em áreas de produção de pecuária leiteira no Vale do Taquari - RS. O gradiente de cores representa a intensidade de ocorrência de cada família por ponto, sendo que cores mais escuras indicam uma maior abundância e cores mais claras uma menor abundância. Os valores representados são a raiz quadrada dos valores originais, e não os valores absolutos.



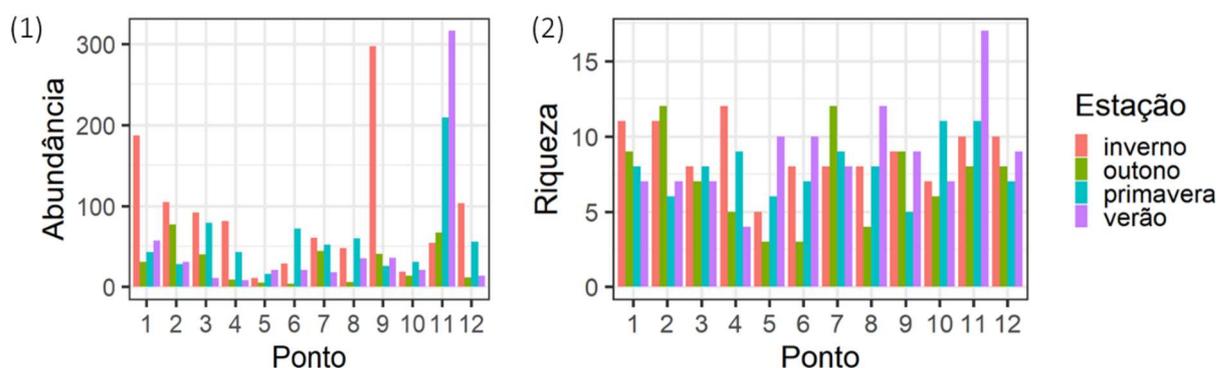
Fonte: Elaborado pela autora.

Quinze famílias estiveram presentes independente da estação do ano, porém as famílias Psephenidae e Coenagrionidae não ocorreram apenas na primavera e Glossosomatidae não ocorreu apenas no verão. Algumas famílias foram exclusivas

apenas em uma estação: o verão apresentou sete famílias exclusivas (Dryopidae, Dytiscidae, Psychodidae, Gelastocoridae, Gerridae Hydrophilidae, Griptopterygidae) e o inverno uma família (Empididae) (TABELA 2).

As diferenças entre os pontos amostrados foram verificadas através do teste de Friedman, constatando que a abundância de insetos aquáticos não variou entre os pontos de coleta ($\chi^2 = 15,578$, $gl=11$, $p=0,15$), assim como a riqueza não variou de forma significativa entre os pontos amostrados ($\chi^2 = 8,96$, $gl=11$, $p=0,62$), como mostra a Figura 7.

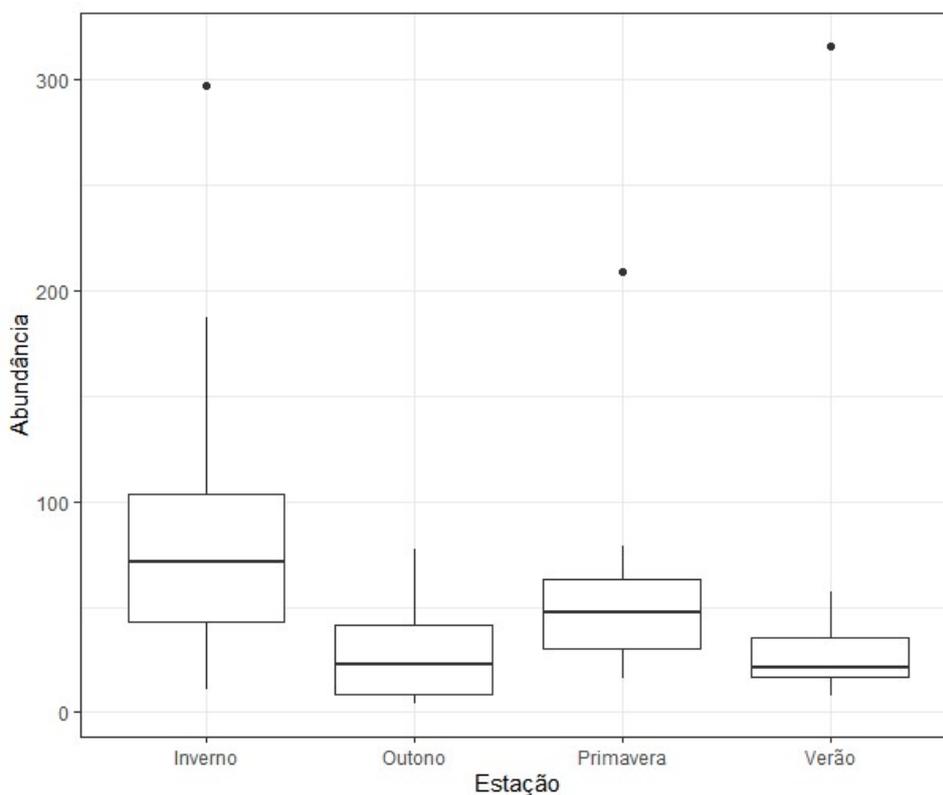
Figura 7 - Abundância (1) e Riqueza (2) de insetos aquáticos durante os quatro períodos amostrados em doze pontos de coleta em propriedades leiteiras no Vale do Taquari



Fonte: Elaborado pela autora.

As diferenças entre as estações do ano não foram significativas em relação a riqueza ($\chi^2 = 3,16$, $gl=3$, $p=0,36$), porém a abundância foi significativamente diferente ($\chi^2 = 10,3$, $gl=3$, $p=0,016$) entre as estações outono e inverno ($p= 0.002$) e outono e primavera ($p=0.048$) como mostra a Figura 8.

Figura 8 - Abundância de insetos aquáticos entre as diferentes estações do ano em doze pontos de coleta em propriedades leiteiras no Vale do Taquari - RS. Cada retângulo indica os valores de mediana (linha grossa) e quartis (limites superior e inferior da caixa). Os "outliers" são indicados pelos pontos isolados acima dos retângulos.



Fonte: Elaborado pela autora.

Foram encontradas diferenças significativas na composição das famílias entre os pontos amostrais ($F=1.6$, $p=0.001$). A comparação par a par indicou uma grande variação nas composições de famílias entre os pontos, especialmente nos Pontos 1 e 11, que apresentaram maior número de diferenças significativas com os outros pontos estudados (TABELA 3).

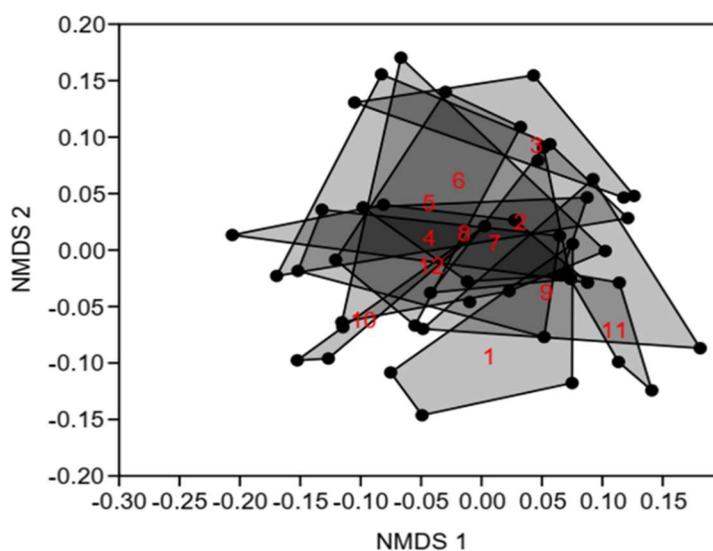
Tabela 3 - Valores de p para comparações par a par entre a composição de famílias de insetos aquáticos em doze propriedades leiteiras no Vale do Taquari – RS. Diferenças significativas estão em negrito ($p < 0.05$).

	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	0,119	0,028	0,137	0,026	0,031	0,138	0,146	0,367	0,028	0,031	0,031
2		0,224	0,737	0,232	0,403	0,942	0,455	0,267	0,031	0,055	0,396
3			0,115	0,110	0,144	0,173	0,147	0,058	0,062	0,029	0,062
4				0,687	0,408	0,833	1,000	0,745	0,165	0,030	0,576
5					0,373	0,348	0,570	0,165	0,062	0,029	0,576
6						0,514	0,597	0,235	0,055	0,028	0,147
7							0,858	0,802	0,053	0,031	0,232
8								0,773	0,088	0,058	0,461
9									0,058	0,053	0,056
10										0,029	0,058
11											0,084

Fonte: Elaborado pela autora.

Apesar das diferenças entre os pontos, foi identificada uma forte sobreposição em relação à composição de famílias, sendo que os pontos que apresentaram diferenças mais significativas (TABELA 3), também apresentaram menor sobreposição (FIGURA 9, stress = 0,2589).

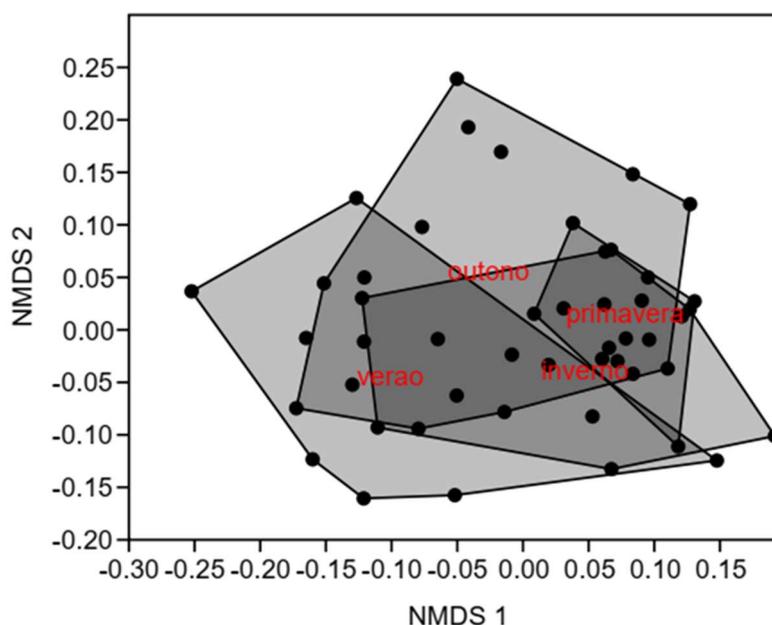
Figura 9 - Diagrama de Ordenação NMDS para a composição de famílias de insetos aquáticos coletados no Arroio da Seca em doze propriedades leiteiras no Vale do Taquari – RS.



Fonte: Elaborado pela autora.

A composição de famílias variou entre as estações do ano ($F=3.723$, $p=0.0001$), com diferenças significativas entre verão e outono ($p= 0.023$); verão e inverno ($p= 0.0002$); verão e primavera ($p=0.0001$); outono e inverno ($p=0.0047$); outono e primavera ($p= 0.0002$); inverno e primavera ($p= 0.0102$) como mostra a Figura 10 (stress = 0,2633).

Figura 10 - Diagrama de Ordenação NMDS para a composição de famílias de insetos aquáticos coletados no Arroio da Seca entre as estações do ano em doze propriedades leiteiras no Vale do Taquari – RS.



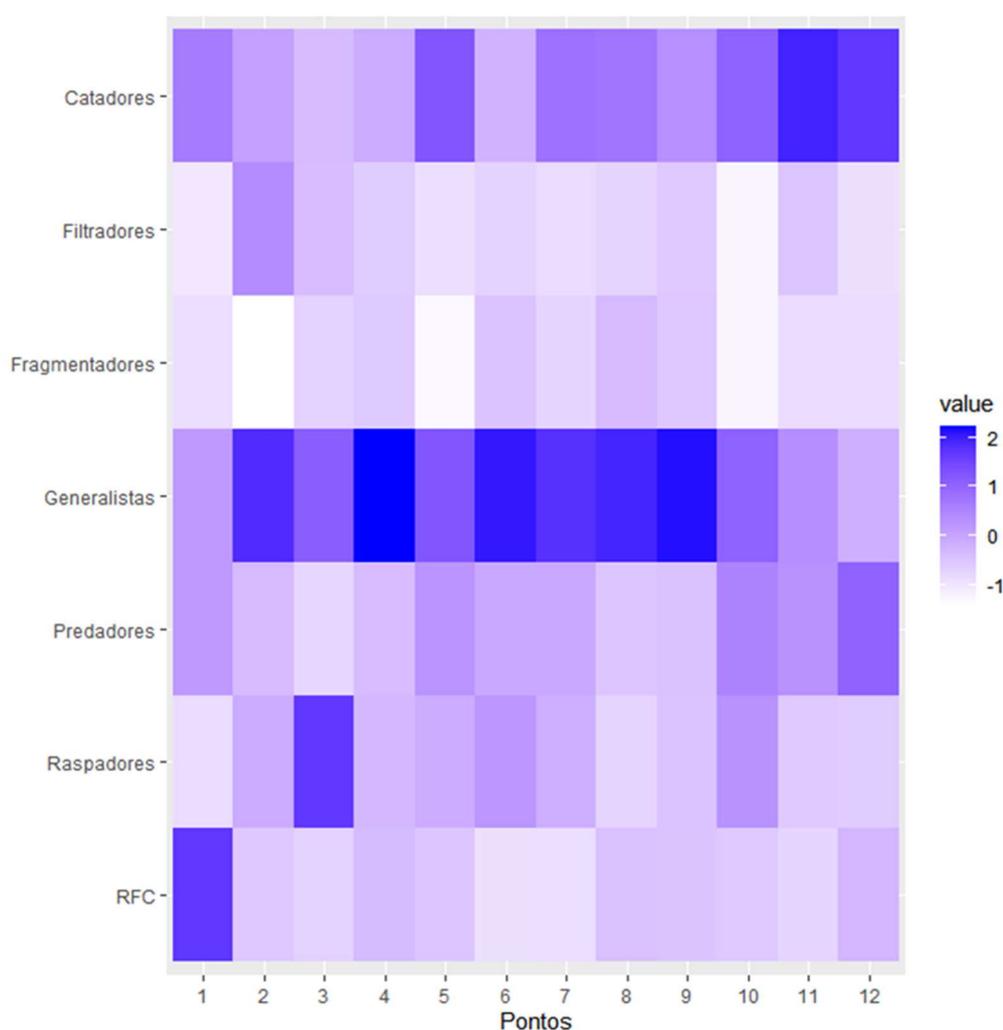
Fonte: Elaborado pela autora.

As famílias de insetos aquáticos foram caracterizadas conforme seu grupo trófico funcional alimentar em: Fragmentadores, Predadores, Catadores, Raspadores, Filtradores, Generalistas e RFC, que correspondem as famílias com espécies dos grupos funcionais Raspadores, Filtradores e Catadores (TABELA 2). Considerando todos os pontos de coleta, o grupo trófico funcional dos Predadores foi o que apresentou o maior número de famílias.

A Figura 11 evidencia a presença e dominância dos grupos tróficos funcionais em cada ponto de coleta. Os Generalistas foram os organismos mais abundantes em nosso estudo, com maior destaque nos pontos 2, 4, 5, 6, 7, 8 e 9. No ponto 1 o maior número de organismos foi representado pelos RFC, especialmente pelo alto número de insetos da família Leptoceridae; enquanto no ponto 3 o grupo trófico funcional

dominante foram os Raspadores. No ponto 10 os grupos mais representados foram Catadores e Generalistas, enquanto os pontos 11 e 12 apresentaram alta abundância de Catadores (FIGURA 11).

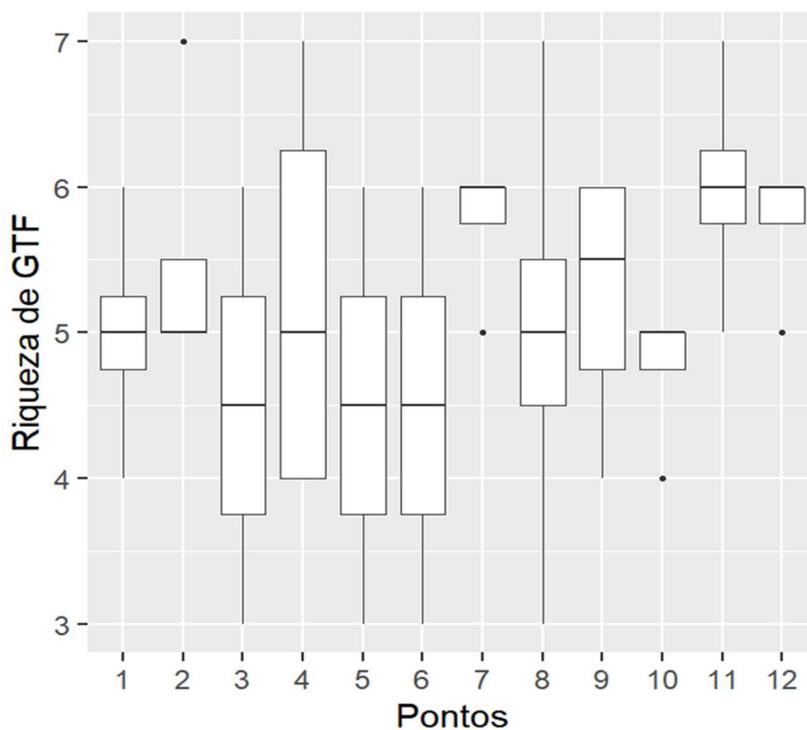
Figura 11 - Matriz de intensidade dos GTF dos insetos aquáticos em 12 pontos de coleta em áreas de produção de pecuária leiteira no Vale do Taquari – RS. O gradiente de cores representa a intensidade de ocorrência de cada família por ponto, sendo que cores mais escuras indicam uma maior abundância e cores mais claras uma menor abundância. Os valores representados são a raiz quadrada dos valores originais, e não os valores absolutos.



Fonte: Elaborado pela autora.

O teste de Friedman constatou que a riqueza de grupos tróficos funcionais dos insetos aquáticos não variou de forma significativa entre os pontos de coleta ($\chi^2 = 13,065$, $gl=11$, $p=0,2891$; Figura 12).

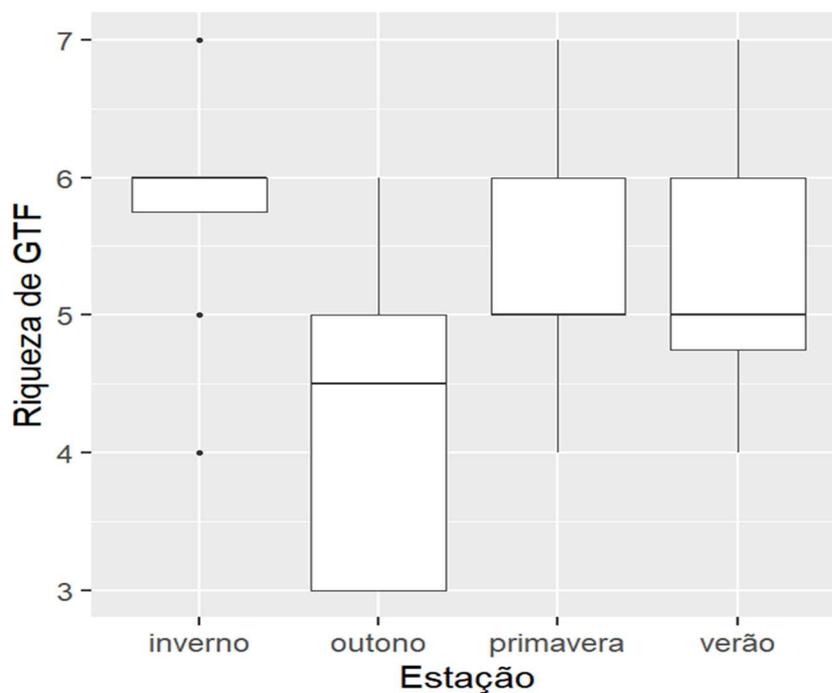
Figura 12 - Riqueza de GTF de insetos aquáticos durante os quatro períodos amostrados no Arroio da Seca em doze propriedades leiteiras no Vale do Taquari – RS.



Fonte: Elaborado pela autora.

Foram encontradas diferenças na riqueza de GTF dos insetos aquáticos entre as estações do ano ($\chi^2 = 11.727$, $gl=3$, $p=0.008$), sendo que as comparações par-a-par indicaram diferenças significativas entre outono e inverno ($p= 0.005$) e outono e primavera ($p= 0.027$) (FIGURA 13).

Figura 13 - Riqueza de GTF de insetos aquáticos entre as diferentes estações do ano em doze pontos de coleta em propriedades leiteiras no Vale do Taquari - RS. Cada retângulo indica os valores de mediana (linha grossa) e quartis (limites superior e inferior da caixa). Os "outliers" são indicados pelos pontos isolados acima dos retângulos.



Fonte: Elaborado pela autora.

A avaliação da composição de grupos tróficos funcionais dos insetos coletados indicou diferenças significativas entre os pontos amostrados ($F=1.44$, $p=0.0188$). A comparação par a par indicou que o ponto de coleta com maiores diferenças significativas em relação aos outros pontos foi P11 (TABELA 4).

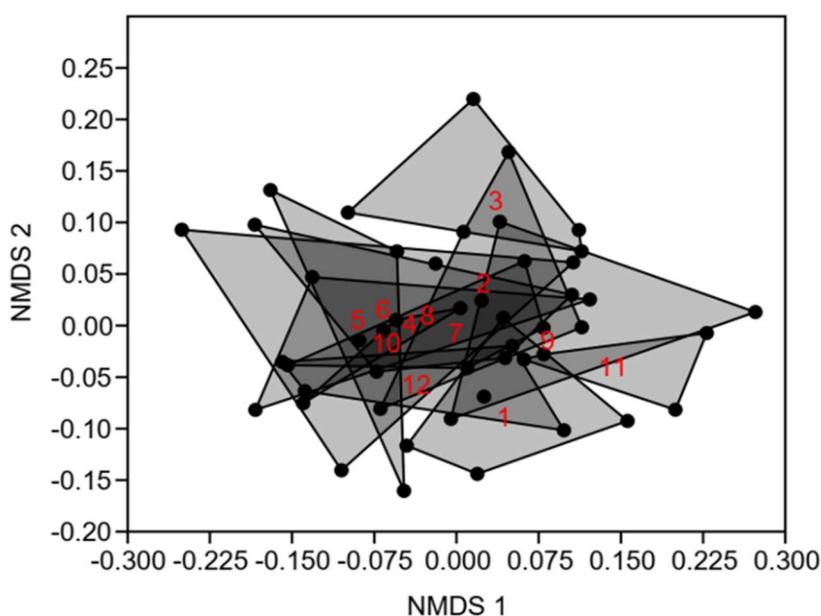
Tabela 4 - Valores de p para comparações par a par entre a composição de GTF de insetos aquáticos em doze propriedades leiteiras no Vale do Taquari – RS. Diferenças significativas estão em negrito ($p < 0.05$).

	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	0,148	0,030	0,088	0,027	0,142	0,145	0,108	0,430	0,057	0,200	0,192
2		0,199	0,433	0,031	0,577	0,913	0,496	0,510	0,231	0,205	0,367
3			0,115	0,112	0,110	0,143	0,117	0,113	0,058	0,027	0,062
4				0,831	0,518	0,605	0,741	0,658	0,569	0,031	0,624
5					0,608	0,179	0,662	0,202	0,736	0,027	0,314
6						0,775	0,653	0,375	0,402	0,087	0,377
7							0,835	0,914	0,277	0,169	0,543
8								0,973	0,458	0,084	0,599
9									0,205	0,829	0,655
10										0,029	0,282
11											0,147

Fonte: Elaborado pela autora.

A análise de ordenamento (NMDS) indicou uma forte sobreposição na composição dos grupos tróficos funcionais dos insetos aquáticos (FIGURA 14).

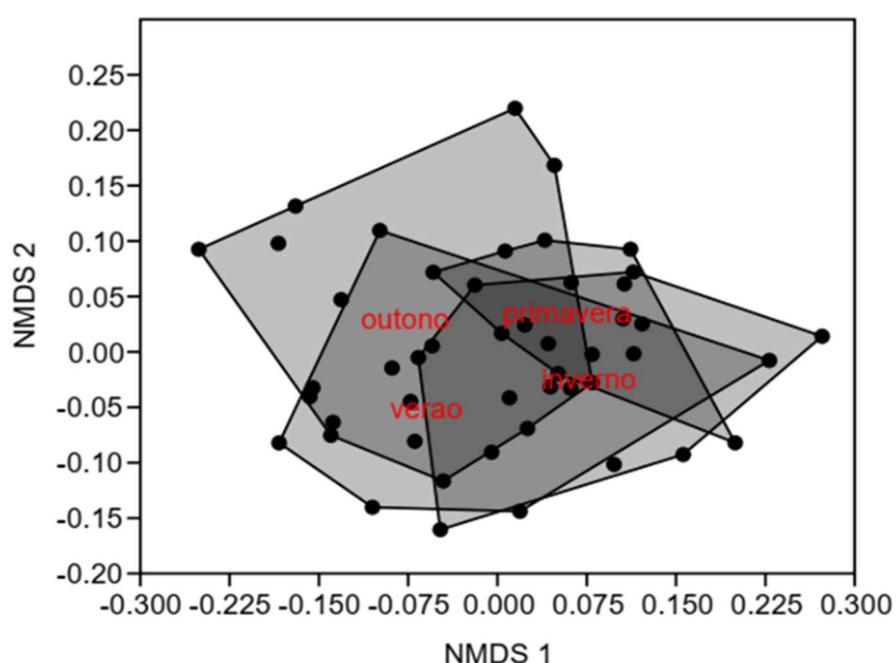
Figura 14 - Diagrama de Ordenação NMDS para a composição de GTF de insetos aquáticos coletados no Arroio da Seca em doze propriedades leiteiras no Vale do Taquari – RS.



Fonte: Elaborado pela autora.

A composição de grupos tróficos funcionais entre as estações foi significativamente diferente ($F=4.055$, $p=0.0001$). Estas diferiram entre o verão e inverno ($p=0.0008$), verão e primavera ($p=0.0001$), outono e inverno ($p=0.0024$), outono e primavera ($p=0.0001$). Apesar de apresentar sobreposição entre as estações, a análise de ordenamento (NMDS) reforçou essas diferenças, com grupos mais bem definidos (FIGURA 15).

Figura 15 - Diagrama de Ordenação NMDS para a composição de GTF de insetos aquáticos entre as estações do ano coletados no Arroio da Seca em doze propriedades leiteiras no Vale do Taquari – RS.



Fonte: Elaborado pela autora.

Para compreender como riqueza, abundância, composição e grupos tróficos funcionais foram relacionados a variáveis ambientais, foram calculados os valores de BMWP para cada ponto de coleta (TABELA 5).

Tabela 5 - Avaliação do BMWP e sua respectiva qualidade da água para as 12 propriedades leiteiras estudadas no Vale do Taquari – RS.

Ponto	BMWP	Qualidade
1	91	Aceitável
2	122	Boa
3	90	Aceitável
4	127	Boa
5	93	Aceitável
6	107	Boa
7	139	Boa
8	129	Boa
9	103	Boa
10	120	Boa
11	135	Boa
12	117	Boa

Fonte: Elaborado pela autora.

Também foram contabilizados os valores de BMWP para cada amostra coletada, que foram organizados junto aos parâmetros físico-químicos da água e as características da vegetação das APP, conforme descrito na Tabela 6.

Tabela 6 - Valores dos parâmetros físico-químicos e variáveis ambientais nos doze locais de coleta em quatro estações (Temp = Temperatura (°C), pH = Potencial Hidrogeniônico, ORP = Potencial de oxi-redução, Cond = Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), Turb = Turbidez (UNT), OD = Oxigênio dissolvido (mg /L), STD = Sólidos totais dissolvidos (g/L), Nat = Índice de Diversidade de Shannon de Nativas, Sust = Índice de Sustentabilidade, Riq_Arv = Riqueza de árvores, e BMWP = *Biological Monitoring Working Party Score System*).

Estação	Ponto	Temp	pH	ORP	Cond.	Turb.	OD	STD	Nat	Sust	Riq_Arv	BMWP
Inverno	1	16,53	7,48	169	0,133	130	13,15	0,087	3,52	75	62	70
Outono	1	17,69	7,53	235	0,1	32,1	12,48	0,065	3,52	75	62	52
Primavera	1	22,64	7,56	152	0,123	5,5	27,13	0,08	3,52	75	62	40
Verão	1	28,2	8,71	141	0,157	9,3	3,35	0,102	3,52	75	62	48
Inverno	2	19,19	7,84	138	0,087	25,3	10,08	0,056	3,16	66	60	73
Outono	2	17,58	7,47	222	0,73	20,1	20,05	0,047	3,16	66	60	78
Primavera	2	22,39	7,71	146	0,088	4,5	20,5	0,057	3,16	66	60	44
Verão	2	22,94	8,83	175	0,102	39,2	3,65	0,066	3,16	66	60	42
Inverno	3	19,16	8,08	158	0,222	38,6	7,86	0,144	3,52	75	72	59
Outono	3	18,13	7,64	231	0,155	2,8	15,63	0,1	3,52	75	72	45
Primavera	3	23,05	7,43	145	0,278	53,5	20,64	0,181	3,52	75	72	53
Verão	3	23,14	8,82	183	0,211	4,6	3,41	0,137	3,52	75	72	48
Inverno	4	16,18	7,15	147	0,101	0	8,55	0,66	3,06	69,5	35	86
Outono	4	17,83	7,48	225	0,045	65,9	13,94	0,027	3,06	69,5	35	33
Primavera	4	22,09	7,64	39	0,121	8,1	39,36	0,078	3,06	69,5	35	55
Verão	4	26,16	9,2	107	0,101	0	3,30	0,066	3,06	69,5	35	29
Inverno	5	17,39	7,99	147	0,076	7,2	7,5	0,049	3,24	76,5	69	38
Outono	5	17,91	7,48	222	0,053	26,1	8,47	0,035	3,24	76,5	69	16
Primavera	5	20,89	7,63	142	0,053	13,5	15,7	0,034	3,24	76,5	69	35
Verão	5	24,93	8,68	153	0,063	29,6	2,69	0,041	3,24	76,5	69	69
Inverno	6	17,31	7,83	178	0,93	7,4	11,37	0,125	3,48	69,5	59	49
Outono	6	18,59	7,77	218	0,147	22,3	7,34	0,095	3,48	69,5	59	26

Primavera	6	22,31	7,58	158	0,183	5,9	21	0,119	3,48	69,5	59	47
Verão	6	23,28	9,17	103	0,231	5,7	7,46	0,15	3,48	69,5	59	79
Inverno	7	17,41	8,02	141	0,123	34,6	12,44	0,079	3,66	67	78	55
Outono	7	17,4	7,09	276	0,067	60,5	22,41	0,041	3,66	67	78	77
Primavera	7	22,97	7,7	151	0,114	4	16,99	0,074	3,66	67	78	57
Verão	7	23,71	8,56	182	0,144	4,8	3,80	0,093	3,66	67	78	60
Inverno	8	18,8	8,16	153	0,099	94	10,44	0,061	3,56	76,5	60	57
Outono	8	17,98	7,63	215	0,117	39,9	9,7	0,076	3,56	76,5	60	23
Primavera	8	21,7	7,5	165	0,166	9	19,33	0,108	3,56	76,5	60	50
Verão	8	23,16	7,36	220	0,17	14,1	3,41	0,11	3,56	76,5	60	88
Inverno	9	19,28	7,96	137	0,089	16,2	10,62	0,057	3,48	64,5	54	65
Outono	9	17,56	7,56	209	0,085	27,8	20,69	0,055	3,48	64,5	54	57
Primavera	9	24,84	8,1	116	0,102	5,9	19,01	0,066	3,48	64,5	54	36
Verão	9	23,47	8,74	181	0,114	13,6	3,78	0,074	3,48	64,5	54	70
Inverno	10	16,88	7,83	170	0,135	0,9	11,6	0,88	2,79	48,5	31	55
Outono	10	17,69	7,68	222	0,098	26,6	6,4	0,064	2,79	48,5	31	60
Primavera	10	22,77	7,52	150	0,127	5,7	20,34	0,083	2,79	48,5	31	78
Verão	10	27,12	8,86	97	0,154	11	3,34	0,1	2,79	48,5	31	59
Inverno	11	17,66	7,92	148	0,129	0	9,14	0,084	3,43	81	60	71
Outono	11	18,57	7,68	211	0,108	48,6	10,09	0,07	3,43	81	60	55
Primavera	11	23,32	7,44	144	0,172	18,5	10,82	0,112	3,43	81	60	82
Verão	11	27,23	8,46	133	0,19	42,6	3,77	0,123	3,43	81	60	104
Inverno	12	18,88	7,96	148	0,112	26,3	11,47	0,072	3,5	61	74	74
Outono	12	17,67	7,45	228	0,1	23,6	15,09	0,065	3,5	61	74	68
Primavera	12	23,55	7,86	155	0,132	7,4	16,97	0,086	3,5	61	74	47
Verão	12	23,44	8,76	174	0,146	17,5	3,36	0,095	3,5	61	74	65

Fonte: Elaborado pela autora.

A Análise de Correspondência Canônica (CCA) indicou correlação significativa entre os dados de abundância e composição de insetos aquáticos com as variáveis ambientais (teste de Monte Carlo, $p < 0.001$). Os eixos 1 e 2 juntos explicaram 54,9% da variação na comunidade de insetos aquáticos, sendo 28,63% pelo eixo 1 e 26,27% pelo eixo 2. Os outros eixos tiveram correlações mais baixas, sendo que os 4 primeiros explicaram 75,75% da variação na comunidade (TABELA 7).

Tabela 7 - Autovalores, porcentagens de explicação e porcentagem acumulada de explicação para os quatro primeiros eixos de ordenação da análise de correlação canônica entre dados de abundância e composição de insetos aquáticos e variáveis ambientais em 12 propriedades leiteiras no Vale do Taquari – RS.

Eixo	Autovalor	Porcentagem	Porcentagem acumulada
1	0,183	28,63	28,63
2	0,169	26,27	54,9
3	0,072	11,27	66,17
4	0,061	9,58	75,75

Fonte: Elaborado pela autora.

O eixo 1 apresentou alta correlação negativa com oxigênio dissolvido, riqueza de árvores, diversidade de árvores nativas e índice de sustentabilidade; e positiva com pH e BMWP. O eixo 2 apresentou alta correlação positiva com condutividade e riqueza de árvores (TABELA 8).

Tabela 8 - Escores das variáveis ambientais nos quatro primeiros eixos de correlação canônica entre dados de abundância e composição de insetos aquáticos e variáveis ambientais em 12 propriedades leiteiras no Vale do Taquari – RS (Temp = Temperatura (°C), pH = Potencial Hidrogeniônico, ORP = Potencial de oxirredução, Cond = Condutividade (µS/cm), Turb = Turbidez (UNT), OD = Oxigênio dissolvido (mg/L), STD = Sólidos totais dissolvidos (g/L), Nat = Índice de Diversidade de Shannon de Nativas, Sust = Índice de Sustentabilidade, Riq_Arv = Riqueza de árvores, e BMWP = *Biological Monitoring Working Party Score System*).

Parâmetro	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 4
Temp	0,200	0,008	-0,223	0,296
pH	0,476	-0,107	-0,130	0,531
ORP	-0,002	0,052	0,258	-0,094
Cond	0,066	0,543	-0,261	-0,106
Turb	0,076	-0,142	0,305	-0,253
OD	-0,513	0,211	0,034	-0,412
STD	0,116	-0,011	-0,275	0,167
Nat	-0,326	0,070	-0,016	-0,101
Sust	-0,302	0,165	-0,175	-0,036
Riq_Arv	-0,350	0,328	0,192	0,045
BMWP	0,432	0,064	0,147	-0,183

Fonte: Elaborado pela autora.

As variáveis ambientais formaram ao menos quatro grupos. Um grupo foi mais explicado pelas variáveis ambientais riqueza de árvores, índice de sustentabilidade, diversidade de árvores nativas e a variável oxigênio dissolvido, formado pelas famílias Hydropsychidae, Baetidae, Elmidae e Perlidae. Outro grupo foi explicado pela turbidez da água, formado pelas famílias Leptohyphidae, Gomphidae, Leptoceridae e Calamoceratidae. As famílias Psephenidae e Leptophlebiidae também foram agrupadas e explicadas pelo BMWP. As famílias Caenidae, Chironomidae e Tipulidae também formaram um grupo, mas não foram explicadas pelas variáveis estudadas (FIGURA 16).

Tabela 9 - Autovalores, porcentagens de explicação e porcentagem acumulada de explicação para os três primeiros eixos de ordenação da análise de correlação canônica entre dados de grupos tróficos funcionais de insetos aquáticos e variáveis ambientais em 12 propriedades leiteiras no Vale do Taquari – RS.

Eixo	Autovalor	Porcentagem	Porcentagem acumulada
1	0,075	43,03	43,03
2	0,049	27,96	70,99
3	0,031	17,57	88,56

Fonte: Elaborado pela autora.

O eixo 1 apresentou alta correlação positiva com condutividade e oxigênio dissolvido. O eixo 2 apresentou alta correlação positiva com oxigênio dissolvido; e negativa com pH e BMWP (TABELA 10).

Tabela 10 - Escores das variáveis ambientais nos três primeiros eixos de correlação canônica entre dados de grupos tróficos funcionais de insetos aquáticos e variáveis ambientais em 12 propriedades leiteiras no Vale do Taquari – RS (Temp = Temperatura (°C), pH = Potencial Hidrogeniônico, ORP = Potencial de oxirredução, Cond = Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), Turb = Turbidez (UNT), OD = Oxigênio dissolvido (mg/L), STD = Sólidos totais dissolvidos (g/L), Nat = Índice de Diversidade de Shannon de Nativas, Sust = Índice de Sustentabilidade, Riq_Arv = Riqueza de árvores, e BMWP = Biological Monitoring Working Party Score System).

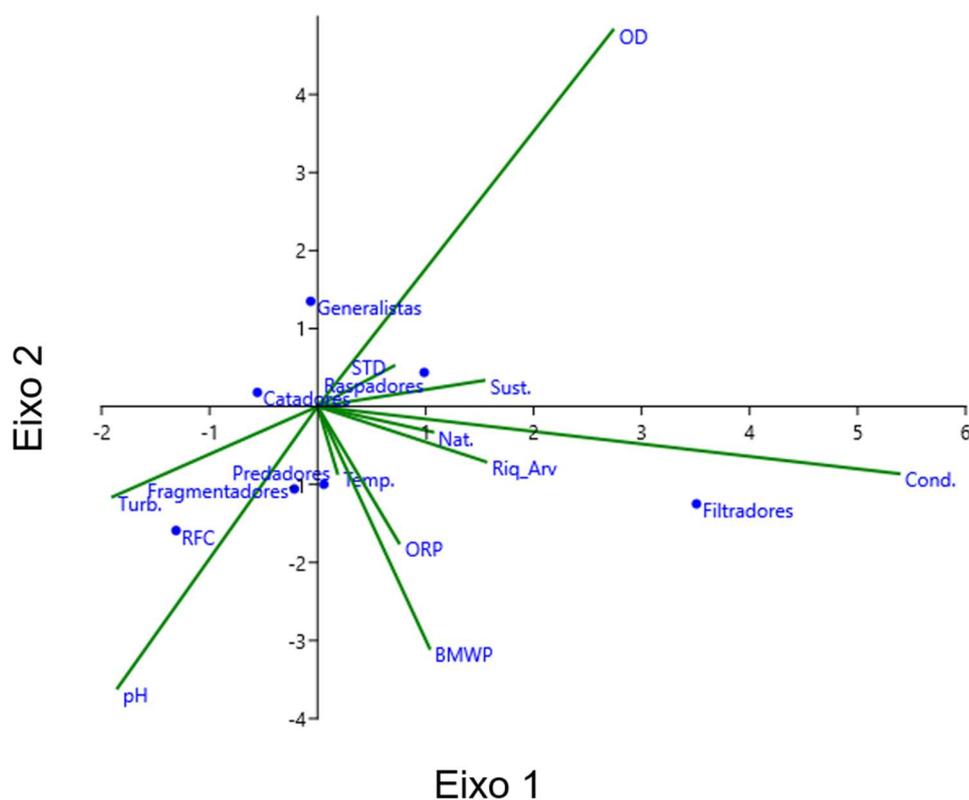
Parâmetro	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
Temp	0,019	-0,090	-0,082
pH	-0,195	-0,380	-0,138
ORP	0,079	-0,184	-0,030
Cond	0,567	-0,091	0,165
Turb	-0,200	-0,122	-0,072
OD	0,288	0,508	-0,077
STD	0,074	0,055	0,104
Nat	0,112	-0,034	0,345
Sust	0,162	0,035	0,180
Riq_Arv	0,164	-0,074	0,158
BMWP	0,109	-0,326	0,319

Fonte: Elaborado pela autora.

De maneira geral, os grupos tróficos funcionais não foram relacionados a uma variável específica e nenhum grupo foi formado. No entanto, é possível

visualizar que o grupo dos raspadores esteve relacionado a sustentabilidade, enquanto o grupo de predadores esteve relacionado a temperatura (Figura 17).

Figura 17 - Análise de correspondência canônica (CCA) – Grupos tróficos funcionais (Fragmentadores, Predadores, Raspadores, Catadores, Generalistas, Filtradores e RFC – Raspadores-Filtradores-Catadores) e sua correlação com variáveis ambientais (Temp = Temperatura (°C), pH = Potencial Hidrogeniônico, ORP = Potencial de oxirredução, Cond = Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), Turb = Turbidez (UNT), OD = Oxigênio dissolvido (mg/L), STD = Sólidos totais dissolvidos (g/L), Nat = Índice de Diversidade de Shannon de Nativas, Sust = Índice de Sustentabilidade, Riq_Arv = Riqueza de árvores, e BMWP = Biological Monitoring Working Party Score System).



Fonte: Elaborado pela autora.

Para avaliar se insetos aquáticos podem ser bons indicadores de sustentabilidade ambiental em áreas de pecuária leiteira foram utilizados os índices de diversidade de Shannon (H') e de equitabilidade de Pielou (J). O índice de diversidade de Pielou (J) foi estratificado em cinco intervalos iguais de 0,2, que

foram associados aos conceitos de sustentabilidade péssimo (0 – 0,2), ruim (0,21 – 0,4), regular (0,41 – 0,6), bom (0,61 – 0,8) e excelente (0,81 – 1). Utilizando os valores de J, foram extrapolados os conceitos para o índice de diversidade de Shannon, como mostra a Tabela 11.

Tabela 11 - Comunidade de insetos aquáticos expresso pelos índices de equitabilidade de Peilou (J) e diversidade de Shannon (H') e seu respectivo conceito de sustentabilidade em doze propriedades leiteiras no Vale do Taquari – RS.

Pontos	Shannon (H')	Pielou (J)	Conceito de Sustentabilidade
1	1,788	0,6602	Bom
2	2,231	0,7577	Bom
3	1,78	0,6941	Bom
4	1,749	0,5839	Regular
5	2,336	0,8851	Excelente
6	1,848	0,6665	Bom
7	2,182	0,7168	Bom
8	2,058	0,6868	Bom
9	1,151	0,4251	Regular
10	2,432	0,8415	Excelente
11	2,186	0,7072	Bom
12	1,981	0,6852	Bom

Fonte: Elaborado pela autora.

Utilizando esses dados, obteve-se um subparâmetro de diversidade de insetos aquáticos expresso pelo índice de Shannon (H'), conforme descrito na Tabela 12.

Tabela 12 - Subparâmetro de diversidade de insetos aquáticos baseado no índice de Shannon (H') indicando seus respectivos conceitos de sustentabilidade para comunidades em propriedades leiteiras no Vale do Taquari – RS.

Índice de diversidade de Shannon (H')	Conceito
0 - 0,5	Péssimo
0,51 - 1	Ruim
1,01 - 1,75	Regular
1,76 - 2,3	Bom
2,31 ou mais	Excelente

Fonte: Elaborado pela autora.

5 DISCUSSÃO

Este estudo trouxe uma maior compreensão do potencial de uso dos insetos aquáticos como indicadores de sustentabilidade ambiental. Os valores de riqueza e abundância não variaram entre os pontos de coleta, o que possivelmente está relacionado à similaridade entre as propriedades amostradas, que possuem vegetação e uso da terra semelhantes, além de compartilharem a mesma microbacia. De acordo com Zerwes (2015), que avaliou os mesmos pontos de coleta, a vegetação arbórea apresenta alta riqueza e diversidade. O mesmo autor utilizou o índice de sustentabilidade proposto por Markus (2014), e considerou todos as propriedades como excelentes e apenas uma como boa.

Os resultados aqui apresentados mostraram que a riqueza de insetos aquáticos não variou entre as estações do ano, porém a abundância diferiu entre outono e inverno, e outono e primavera. Este resultado pode estar ligado ao fato dos táxons predominantes do estudo, como Chironomidae e Caenidae terem apresentado variações sazonais em suas proporções, sendo mais abundantes no inverno e primavera, e menos abundantes no outono. A oscilação da abundância destes organismos pode estar relacionada ao volume pluviométrico em cada estação, sendo que o inverno foi o período de menor precipitação comparado a todos os outros. Os períodos mais secos são considerados mais estáveis, uma vez que os organismos não são arrastados pela correnteza, favorecendo um maior tempo de colonização e posterior aumento na abundância de indivíduos (BAPTISTA *et al.*, 2001; BELMAR *et al.*, 2013; PRINCIPE *et al.*, 2007). Estes resultados são corroborados por diversos estudos que constataram um aumento significativo de macroinvertebrados em períodos de menor pluviosidade (ANDRADE *et al.*, 2008;

KIKUCHI; UIEDA, 1998; MWAIJENGO *et al.*, 2020; SU *et al.*, 2019; UIEDA GAJARDO, 1996).

As comunidades de insetos aquáticos dos trechos amostrados apresentaram alta sobreposição de famílias entre os pontos amostrais, sendo que as maiores variações foram encontradas nos Pontos 1 e 11. Segundo Rempel *et al.* (2012), que elaboraram uma pontuação de sustentabilidade ambiental na mesma área de estudo, estes dois pontos apresentam a maior pontuação para o “Parâmetro de Dejetos”, ou seja, possuem estrumeira fechada, coberta e distante dos corpos d’água, promovendo a destinação adequada do dejetos animal. Os mesmos autores indicam que o ponto 11 possui a maior pontuação na escala de sustentabilidade, o que indica uma qualidade ambiental superior aos outros pontos de coleta.

A composição da comunidade variou para a maioria das famílias entre diferentes estações do ano. Essas diferenças possivelmente estão relacionadas a variação na pluviosidade, que influencia a estrutura das comunidades aquáticas (DELONZEK; KRAWCZYK, 2016; REZENDE, 2007). Das 38 famílias identificadas neste estudo, 15 foram encontradas independente da estação do ano. Este resultado foi similar a diversos outros estudos, onde as famílias abundantes e de ampla distribuição são encontradas em qualquer período de coleta (JOHANN *et al.*, 2019; LEMES da SILVA *et al.*, 2020; MUSONGE *et al.*, 2019; NOGUEIRA *et al.*, 2011; PIO *et al.*, 2020; RESTELLO *et al.*, 2014; SANTOS *et al.*, 2020). As famílias Chironomidae, Caenidae e Elmidae estiveram presentes em todos os pontos amostrais e são comumente encontradas em ambientes lóticos.

A família Chironomidae possui distribuição global e ocorre comumente em grande abundância em ecossistemas aquáticos (FERRINGTON, 2008; LESZCZYŃSKA *et al.*, 2019; TRIVINHO-STRIXINO, 2011). De acordo com Molineri *et al.* (2020) quase toda a comunidade de água doce é composta por Chironomidae e somente a presença destes indivíduos a nível de família não identifica com precisão locais degradados de não degradados. Esse fato também é confirmado por Serra *et al.* (2017), que afirmam que estes organismos necessitam de níveis mais precisos de identificação para comprovarem a sua sensibilidade. A abundância da família Chironomidae é muito comum em ambientes aquáticos devido sua alta taxa de crescimento populacional, como também aos seus diferentes hábitos alimentares (BIASI *et al.*, 2013; CHOUDHARY *et al.*, 2015; LESZCZYŃSKA *et al.*, 2019; RIBEIRO; UIEDA, 2005). Esses resultados estão de acordo com diversos

estudos em que esta família apresenta grande abundância (BAPTISTA *et al.*, 2014; BRACCIA; VOSHELL, 2006; CORTESE *et al.*, 2019; COSTA, 2015; HEPP; SANTOS, 2009; PERALTA *et al.*, 2018; SERRA, 2017; STEWART *et al.*, 2014; ZEQUI *et al.*, 2019).

Os coleópteros da família Elmidae são encontrados nos mais diversos ambientes aquáticos, geralmente associados em ambientes de águas limpas e oxigenadas (BRAUN *et al.*, 2019; DOMÍNGUEZ; FERNÁNDEZ, 1998; DOS SANTOS *et al.*, 2011; GONZÁLEZ-CÓRDOBA *et al.*, 2020; SEGURA *et al.*, 2012). A alta abundância da família Caenidae era esperada, uma vez que estes possuem uma ampla distribuição e são comumente encontradas em grande número nos ambientes aquáticos, sendo consideradas tolerantes a ambientes agrícolas (ALBATERCEDOR, 1996; DA SILVA, 1998; DOMÍNGUEZ *et al.*, 2006; GONCHAROV, 2020; LAINI *et al.*, 2019; LOPES *et al.*, 2008; MUSONGE *et al.*, 2019; SALLES, 2006; SMITH *et al.*, 2019).

A família Perlidae foi bastante comum, estando presente em 9 dos 12 pontos amostrados. Esse resultado indica uma boa qualidade ambiental na área de estudo, uma vez que Perlidae é considerada sensível a alterações ambientais e é encontrada apenas em ambientes de águas limpas, bem oxigenadas e de áreas florestadas (FOCHETTI; TIerno DE FIGUEROA 2008; PIMENTA *et al.*, 2016; RIGHI-CAVALLARO *et al.*, 2010). Segundo Carrie *et al.* (2017), em ambientes lóticos tropicais a família Perlidae é característica de sítios florestados, o que corrobora os resultados encontrados, uma vez que a maior abundância desses organismos foi no ponto 3, que também é a propriedade com maior tamanho de APP na área de estudo (ZERWES, 2015). O substrato composto por cascalhos e seixos nos pontos onde estes organismos foram encontrados também é um fator a ser considerado, pois esta família é facilmente encontrada em substratos com estas características (AVELINO-CAPISTRANO *et al.*, 2018).

A presença de diferentes grupos tróficos funcionais encontrados nos sítios de coleta evidencia uma diversidade de nichos tróficos existentes. Segundo Copatti *et al.* (2010), quando distintos grupos de organismos exploram os mais variados habitats, estes reduzem os efeitos da competição nos ambientes em que estão inseridos. O grupo trófico funcional com o maior número de famílias foi representado pelos predadores, como já encontrado em outros estudos em ambientes lóticos (HENTGES, 2019; NEGRÃO *et al.*, 2019; PIO *et al.*, 2020). A alta

presença de predadores pode estar relacionada à disponibilidade de presas presentes em ambientes lóticos, como a grande abundância de larvas da família Chironomidae que servem de alimento para a maioria dos organismos predadores presentes nos ambientes aquáticos (GIEHL, 2018; RAMÍREZ; GUTIÉRREZ-FONSECA, 2014).

Em relação a abundância, os Generalistas apresentaram uma maior expressividade do estudo, especialmente devido a dominância da família Chironomidae na maioria dos pontos amostrais. Generalistas são considerados muito importantes para o funcionamento da cadeia alimentar nos ecossistemas aquáticos e na decomposição da matéria orgânica (COLLIER 2009; SERRA *et al.*, 2016; ONO *et al.*, 2020). A riqueza de grupos tróficos funcionais não variou de forma significativa entre os pontos de coleta, porém variou entre estações, indicando a sensibilidade de alguns grupos a flutuações sazonais. O outono apresentou a maior riqueza de famílias predadoras, enquanto o inverno e a primavera apresentaram maior abundância de predadores, assim como de organismos generalistas, o que pode ter tornado a competição mais intensa, afetando a densidade do primeiro grupo. De acordo com Rocha (2010), esse grupo pode ser afetado por competição intrafamiliar, assim como entre diferentes famílias.

Em relação a composição de grupos tróficos funcionais dos insetos coletados as maiores diferenças foram registradas no ponto 11, sendo que este apresentou uma maior riqueza de famílias de predadores, indicando alta disponibilidade de alimentos. Conforme já dito anteriormente, este ponto apresenta qualidade ambiental superior aos outros pontos de coleta (REMPEL *et al.*, 2012), mas também se diferencia dos demais por possuir um substrato formado por material orgânico e remanso, o que proporciona mais refúgios e uma maior disponibilidade de esconderijo para presas e predadores, como encontrado em diversos estudos (SHIMANO *et al.*, 2012; KLEMMER; RICHARDSON, 2013; YAN *et al.*, 2019). A composição de grupos tróficos funcionais entre as estações foi significativamente diferente, principalmente devido à presença e ausência de famílias de predadores entre as estações consideradas mais chuvosas e mais secas. As estações mais chuvosas apresentaram famílias que parecem ser mais resistentes a estas mudanças ambientais.

A CCA indicou que o grupo formado pelas famílias Hydropsychidae, Baetidae, Elmidae e Perlidae foi mais explicado pelas variáveis ambientais riqueza

de árvores, índice de sustentabilidade, diversidade de árvores nativas e a variável oxigênio dissolvido. A relação dos organismos da família Elmidae com a riqueza de árvores e diversidade de árvores nativas pode indicar a grande quantidade do material provindo da vegetação existente nestes ambientes, condições importantes para essa família (PASSOS *et al.*, 2018). No estudo de Braun *et al.* (2019), esta família foi encontrada em áreas associadas a regiões florestadas e bem preservadas. Organismos desta família também estão relacionados a ambientes lóticos que possuem águas bem oxigenadas (BRAUN *et al.*, 2018; SIMEONE *et al.*, 2018) o que corrobora o fato de estarem neste estudo correlacionados com a variável ambiental oxigênio dissolvido.

A família Perlidae é amplamente relacionada a ambientes lóticos considerados áreas de referência e que possuem alta cobertura vegetal (BUCKUP *et al.*, 2007; HEPP; SANTOS, 2009; LAKEW; MOOG, 2015; PIMENTA *et al.*, 2016; DAMANIK-AMBARITA *et al.*, 2016), sendo considerados sensíveis a mudanças de oxigênio dissolvido (HAIDEKKER; HERING, 2008), o que justifica sua presença em ambientes que possuem boas pontuações de sustentabilidade e conseqüentemente boa cobertura vegetal.

As famílias Hydropsychidae e Baetidae, consideradas mais tolerantes, também foram relacionadas a estas variáveis ambientais, o que pode estar relacionada aos seus hábitos alimentares, sendo que a primeira família é composta por organismos filtradores que coletam seu alimento na coluna d'água e a segunda é formada por organismos catadores que contribuem para a decomposição das folhas providas das APP destes locais (BURNEO, 2014; GRAÇA *et al.*, 2016). Os resultados encontrados corroboram estudos que indicam que estas famílias são encontradas em ambientes com maiores concentrações de oxigênio dissolvido (ARAB, 2020; BOUCHELOUCHE; PES *et al.*, 2014; STRIEDER 2002). A vegetação presente no entorno dos cursos d' água também proporciona um maior sombreamento tornando suas temperaturas mais baixas, tornando o ambiente propício para os organismos destas duas famílias, que comumente são encontrados em abundância em águas frias (DALLAS; RIVERSMOORE, 2012; ROGOWSKI; STEWART, 2016; SWEENEY *et al.*, 2018).

A CCA também indicou a formação de outro grupo, explicado pela turbidez da água e formado pelas famílias Leptoceridae Calamoceratidae, Leptohiphidae e Gomphidae. Este fato pode estar relacionado a influência da turbidez sobre os

cursos d'água devido aos impactos antrópicos, que limita a penetração de luz, alterando a produção primária e a biomassa e conseqüentemente modificando a composição da entomofauna aquática (HALL *et al.* 2015; MWAJENGO *et al.*, 2020; WELLARD-KELLY *et al.*, 2013). Diversos estudos comprovam as alterações na comunidade de macroinvertebrados devido a turbidez (BACKUS-FREER; PYRON, 2015; EVANS-WHITE *et al.*, 2009; FORIO *et al.*, 2017; OKANO *et al.*, 2018).

As famílias Psephenidae e Leptophlebiidae foram agrupadas e explicadas pelo BMWP, o que confirma a associação dessas famílias a ambientes lóticos bem oxigenados e que possuem uma boa integridade ambiental ou ligeiramente impactados (ROSENBERG; RESH, 1993; BRASIL *et al.*, 2014; SELVAKUMAR *et al.*, 2014; WANG *et al.*, 2016; SOUZA *et al.*, 2019; FIERRO *et al.*, 2020). De acordo com a pontuação do índice BMWP, a qualidade da água nos pontos de coleta foi classificada como Boa e Aceitável, justificando a presença dessas famílias nestes ambientes.

Os grupos tróficos funcionais (GTF) não foram relacionados a uma variável específica e nenhum grupo foi formado, porém o grupo dos raspadores esteve relacionado a sustentabilidade. Áreas que possuem boa cobertura vegetal podem proporcionar aos organismos deste grupo trófico funcional uma maior oferta de material orgânico para seu estabelecimento e desenvolvimento (CHAGAS *et al.*, 2017; GOMEZ; MOLINERI, 2019; IÑIGUEZ-ARMIJOS *et al.*, 2018). O grupo de predadores esteve fracamente relacionado a temperatura. Este GTF apresentou a maior riqueza encontrada nesse estudo, indicando uma alta oferta de presas nestes ambientes (GIEHL, 2018). De acordo com Siegloch *et al.* (2016) a vegetação ciliar é essencial para controle da temperatura da água e de níveis de oxigênio dissolvido, contribuindo para o equilíbrio da comunidade aquática. Nesse sentido os valores de temperatura podem estar associados com características da preservação da vegetação dessas áreas que possibilitam um maior estabelecimento de organismos que servem como fonte de alimento para o grupo dos predadores.

Os resultados aqui apresentados também indicam que o índice de Shannon (H') pode ser utilizado como parâmetro para comunidades de insetos aquáticos do Vale do Taquari, corroborando estudos em que a diversidade de macroinvertebrados se mostrou sensível para ambientes de referência e degradados (SILVEIRA *et al.*, 2005; MILESI *et al.*, 2009; CHAGAS *et al.*, 2017; FIERO *et al.*, 2017; THAMBIRATNAM *et al.*, 2020; WONG *et al.*, 2020) Esse método

pode ser utilizado com sucesso em outras áreas e grupos, corroborando o estudo de Markus (2014), que aperfeiçoou um indicador de sustentabilidade para propriedades leiteiras baseado no índice de diversidade de Shannon do estrato arbóreo de APP, refletindo o estado de conservação da vegetação.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo dos insetos aquáticos em áreas de produção leiteira forneceu informações sobre a qualidade destes ambientes, sendo as respostas fornecidas por estes organismos úteis para a criação de subsídios voltados à sustentabilidade, ações de preservação e restauração dos ecossistemas aquáticos.

A hipótese de que riqueza, abundância, composição e grupos tróficos funcionais de insetos aquáticos em um sistema lótico variam espacialmente e sazonalmente foi parcialmente confirmada. As propriedades amostradas neste estudo apresentam muitas similaridades em relação a práticas agrícolas e características da vegetação de suas APP. É possível que a ausência de diferenças entre pontos seja um reflexo dessa similaridade, reforçado pelo fato que todas as propriedades se encontram na mesma bacia hidrográfica. Os insetos aquáticos amostrados apresentaram variação sazonal, indicando a sensibilidade desse grupo ao clima, e possivelmente, principalmente a pluviosidade, uma vez que chuvas mais intensas deixam o habitat desses grupos mais instável. Apesar da forte sobreposição encontrada entre pontos quando avaliando a composição das famílias e os grupos tróficos funcionais, foi possível verificar diferenças no ponto de coleta com maior pontuação de sustentabilidade, indicando que ambientes mais íntegros podem proporcionar uma maior oferta de recursos e estabelecimento de diferentes organismos.

A hipótese de que riqueza, abundância, composição e grupos tróficos funcionais de insetos aquáticos que ocupam um sistema lótico são influenciadas pelos parâmetros físico-químicos da água, além das condições ambientais da cobertura vegetal de APP foi confirmada. A formação de grupos explicados por

parâmetros físico-químicos, aspectos da vegetação das áreas de APP e BMWP indicam que insetos aquáticos respondem de maneiras diferentes a variáveis ambientais, sendo bons indicadores de alterações antrópicas.

A hipótese que insetos aquáticos são bons indicadores de sustentabilidade ambiental em áreas de pecuária leiteira foi confirmada. Por meio do levantamento realizado em campo e do tratamento dos dados conclui-se que o índice de Shannon (H') pode ser utilizado como parâmetro para comunidades de insetos aquáticos do Vale do Taquari. Os resultados apresentados são de grande valia para a compreensão da distribuição da comunidade de insetos aquáticos associadas a APP destes ambientes lóticos de atividade leiteira.

Levando em conta os resultados aqui apresentados e com o propósito de subsidiar medidas de sustentabilidade para a conservação dos ecossistemas aquáticos e a qualidade ambiental destes ambientes lóticos, recomenda-se aos proprietários possibilitar que trechos desmatados de fragmentos florestais presentes em suas propriedades desenvolvam seu processo de sucessão ecológica, evitando assim o assoreamento das margens dos cursos d'água; e conservar os solos na proximidade dos ambientes lóticos através da criação de estratégias para a redução do acesso do gado as margens dos rios.

Este estudo confirma o grande potencial do uso de insetos aquáticos como bioindicadores em áreas de produção leiteira no Vale do Taquari, porém as consequências dessa atividade sobre estes organismos ainda não são totalmente compreendidas. Estudos complementares devem ser realizados visando identificar os fatores que podem alterar a qualidade da água dos recursos hídricos devido a produção da pecuária leiteira. Para trabalhos futuros, sugere-se:

- a. A execução de estudos mais longos, que considerem dois ou mais anos de coleta, para que as mesmas estações possam ser comparadas em um mesmo ponto;
- b. Identificar os organismos coletados em níveis taxonômicos mais aprofundados de gênero ou espécie;
- c. Realizar estudos em áreas consideradas controle, que não desenvolvam atividades agrícola, para análises e comparações mais precisas dos resultados;
- d. Analisar as concentrações de coliformes fecais, nitrato e fósforo nos cursos d'água, uma vez que essas variáveis podem

contribuir para a compreensão da distribuição dos insetos aquáticos.

Insetos aquáticos são excelentes indicadores de sustentabilidade ambiental. Sendo assim, é recomendado que futuras pesquisas continuem abordando esse campo, contribuindo assim para a manutenção da qualidade ambiental dos recursos hídricos. O presente estudo constitui-se como subsídio a possíveis programas de biomonitoramento que venham a ser realizados no estado do Rio Grande do Sul, juntamente a projetos de gestão de comitês de bacias hidrográficas. A informação gerada nesta pesquisa representa uma valiosa ferramenta para auxiliar na formulação de iniciativas voltadas à sustentabilidade ambiental direcionadas a produção da pecuária leiteira, priorizando a conservação dos recursos naturais, através da identificação de fatores que podem alterar a saúde dos ecossistemas aquáticos.

REFERÊNCIAS

AHLERT, E. M. **Sistema de indicadores para avaliação da sustentabilidade de propriedades produtoras de leite**. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Vale do Taquari, Lajeado, 2015.

AHLERT, E. M.; HAETINGER, C.; REMPEL, C. Sistema de indicadores para avaliação da sustentabilidade de propriedades produtoras de leite. **Revista Estudo & Debate**, v. 24, n. 2, 2017.

ALBA-TERCEDOR, J.; SANCHEZ-ORTEGA, A. Un método rápido y simples para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). **Limnetica**, v. 4, p.51-56, 1988.

ALKEMADE, R.; VAN OORSCHOT, M.; MILES, L.; NELLEMAN, C.; BAKKENES, M.; TEN BRINK, B. GLOBIO3: a framework to investigate options for reducing global terrestrial biodiversity loss. **Ecosystems**, v. 12, n. 3, p. 374- 390, 2009.

ALTIERI, M. A. **Agroecologia**: bases científicas para uma agricultura sustentável. Guaíba: Agropecuária, 2002.

AMUNDSON, R.; BERHE, A. A.; HOPMANS, J. W.; OLSON, C.; SZTEIN, A. E.; SPARKS, D. L. Soil and human security in the 21st century. **Science**, v. 348, n. 6235, 2015.

ANBUMOZHI, V., RADHAKRISHNAN, J., & YAMAJI, E. Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations. **Ecological Engineering**, v. 24, p. 517–523, 2005.

ANDRADE, L. R. S.; ARAÚJO, S. M. S; ANDRADE, M. Z. S. S.; MEDEIROS, L. E. L. Degradação ambiental no açude de Bodocongó na cidade de Campina Grande, Paraíba. Paraíba, **Revista Verde**, v. 13, p. 74-83, 2018.

ANGRISANO, E.B. Insecta Trichoptera in Ecosistemas de Aguas Continentales. **Metodologia para su Estudio**, v. 3, p. 1199-1224, 1995.

ARMITAGE, P. D.; MOSS, D.; WRIGHT, J. F.; FURSE, M. T. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. **Water research**, v. 17, n. 3, p. 333-347, 1983.

ARNAIZ, O. L.; WILSON, A. L.; WATTS, R. J.; STEVENS, M. M. Influence of riparian condition on aquatic macroinvertebrate communities in an agricultural catchment in south-eastern Australia. **Ecological Research**, v. 26, p. 123–131, 2011.

AVELINO-CAPISTRANO, F.; PESSACQ, P.; BARBOSA, L. S. Order Plecoptera. In: Hamada, N.; Thorp, J. H.; Rogers, C. (orgs.) **Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates**, Londres:Academic Press, 2018.

BALDERAS, E. C. S., GRAC, C., BERTI-EQUILLE, L., & HERNANDEZ, M. A. A. Potential application of macroinvertebrates indices in bioassessment of Mexican streams. **Ecol. Indic.**, v. 61, p. 558–567, 2016.

BAPTISTA, D. BUSS, D.F.; DORVILLÉ, L.F.M.; NESSIMIAN, J.L. Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé river basin, Rio de Janeiro, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n.2, p. 249-258, 2001.

BAPTISTA, V. D. A.; ANTUNES, M. B.; MARTELLO, A. R.; FIGUEIREDO, N. D. S. B.; AMARAL, A. M. B.; SECRETTI, E.; BRAUN, B. Influência de fatores ambientais na distribuição de famílias de insetos aquáticos em rios do sul do Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v. 17, n. 3, p. 155-176, 2014.

BARBIERI, J. C.; CAJAZEIRA, J. E. R. **Responsabilidade social empresarial e empresa sustentável: da teoria à prática**. São Paulo: Saraiva, 2009.

BARBOLA, I. F.; MORAES, M. F.; ANAZAWA, T. M.; NASCIMENTO, E. A.; SEPKA, E. R.; POLEGATTO, C. M.; MILLÉO, J.; SCHÜHLI, G. S. Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para o monitoramento de um reservatório na bacia do rio Pitangui, Paraná, Brasil. **Série Zoologia**, v. 10, p. 15-23, 2011.

BARRELLA, W.; PETRERE JR, M.; SMITH, W. S.; MONTAG, L. D. A. As relações entre as Matas ciliares, os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. **Matas ciliares: Conservação e recuperação**. São Paulo: Ed. EDUSP/FAPESP, p. 187-208, 2002.

BELLEN, H. M. **Indicadores de sustentabilidade: uma análise comparativa**. Rio de Janeiro: FGV, 2010.

BELMAR, O.; VELASCO, J.; MARTÍNEZ-CAPEL, F.; MARIN, A.A. The influence of natural flow regimes on macroinvertebrate assemblages in a semiarid Mediterranean basin. **Ecohydrology**, v. 6, p. 363–379, 2013.

BIASI, C.; TONIN, A. M.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. The colonisation of leaf

litter by Chironomidae (Diptera): the influence of chemical quality and exposure duration in a subtropical stream. **Limnologica**, v. 43, n. 6, p. 427-433, 2013.

BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V. H.; STATZNER, B. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, v. 51, n. 1, p. 495-523, 2006.

BORRELLI, P.; ROBINSON, D. A.; FLEISCHER, L. R.; LUGATO, E.; BALLABIO, C.; ALEWELL, C.; MEUSBURGER, K.; SCHUTT, B.; FERRO, V.; BAGARELLO, V.; OOST, K. V.; MONTANARELLA, L.; PANAGOS, P. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. **Nat Commun**, v.8, 2017.

BORTOLI, J; SANTANA, E. R. R.; REMPEL, C. Caracterização de estabelecimentos rurais com ênfase na pecuária leiteira no vale do Taquari-RS. **Ambiência Guarapuava (PR)**, v. 12, n. 1, p.87-100, 2016.

BRACCIA, A.; VOSHELL, J. R. Benthic macroinvertebrate responses to increasing levels of cattle grazing in Blue Ridge Mountain streams, Virginia, USA. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 131, n. 1-3, p. 185-200. 2007.

BRACCIA, A.; VOSHELL, J. R. Environmental factors accounting for benthic macroinvertebrate assemblage structure at the sample scale in streams subjected to a gradient of cattle grazing. **Hydrobiologia**, v. 573, n. 1, p. 55-73. 2006.

BRANCALION, P. H. S.; GARCIA, L. C.; LOYOLA, R.; RODRIGUES, R. R.; PILLAR, V. D.; LEWINSOHN, T. M. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives, **Natureza & Conservação**, v. 14, p., 1-15, 2016.

BRAND, C., MISERENDINO, M. L. Testing the performance of macroinvertebrate metrics as indicators of changes in biodiversity after pasture conversion in Patagonian mountain streams. **Water Air Soil Pollut**, v. 226, n. 370, 2015.

BRASIL, L. S.; DE LIMA, E. L.; SPIGOLONI, Z. A.; RIBEIRO-BRASIL, D. R. G.; JUEN, L. The habitat integrity index and aquatic insect communities in tropical streams: A meta-analysis. **Ecological Indicators**, v.116, 2020.

BRASIL, Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 25 mai. 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 20 abril 2018.

BRASIL. Decreto no 23.793, de 23 de janeiro de 1934. Aprova o código florestal que com este baixa. Disponível em:

http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1930-1949/D23793.htm. Acesso em: 02 abril 2018.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de novembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, nov. 1965. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L4771.htm. Acesso em: 10 abril 2018.

BRAUN, B. M.; GONÇALVES, A. S.; PIRES, M. M.; KOTZIAN, C. B. Potential distribution of riffle beetles (Coleoptera: Elmidae) in southern Brazil. **Austral Entomology**, v. 58, n. 3, p. 646-656, 2019.

BRAUN, B.M.; PIRES, M.M.; STENERT, C.; MALTCHIK, L.; KOTZIAN, C.B. Effects on riparian vegetation width and substrate type on riffle beetle community structure. **Entomol. Sci.**, v. 21, p. 66–75, 2018.

BUCKUP, L.; BUENO, A. A. P.; BOND-BUCKUP, G.; CASAGRANDE, M.; MAJOLO, F. The benthic macroinvertebrates fauna of highland streams in southern Brazil: Composition, diversity and structure. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, p. 294–301, 2007.

BUENDIA, C.; BUSSI, G.; TUSET, J.; VERICAT, D.; SABATER, S.; PALAU, A.; BATALLA, R. J. Effects of afforestation on runoff and sediment load in an upland Mediterranean catchment. **Science of the Total Environment**, v. 540, p.144-157, 2016.

BURNEO, A.E. **Trophic variability of stream macroinvertebrates along an altitudinal gradient and among size groups in the Oyacachi River Basin**. 2014, Monografia. Universidad San Francisco de Quito, Quito, 2014.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Caderno Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 2, p. 465-473, 2003.

BUSS, D. F.; CARLISLE, D. M.; CHON, T. S.; CULP, J.; HARDING, J. S.; KEIZER-VLEK, H. E.; ROBINSON, W. A.; STRACHAN, S.; THIRION, C.; HUGHES, R. M. Stream biomonitoring using macroinvertebrates around the globe: a comparison of large-scale programs. **Environmental monitoring and assessment**, v. 187, n. 1, p. 4132, 2015.

CALLISTO, M. Macroinvertebrados bentônicos. In: BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. A.; ROLAND, F. Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico. **IBUFRJ/SBL**: Rio de Janeiro, p. 139-152, 2000.

CALLISTO, M.; FERREIRA, W. R.; MORENO, P.; GOULART, M.; PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 14, n. 1, p. 91-98, 2002.

CARREIRA, R. S.; CORDEIRO, L. G. M. S.; OLIVEIRA, D. R. P.; NUDI, A. H.; FARIAS, C. O.; SCOFIELD, A. L.; MASSONE, C. G.; WAGENER, A. L. R. Origem e distribuição da matéria orgânica sedimentar usando indicadores geoquímicos. In: FALCÃO, A. P. C., WAGENER, A. L. R., CARREIRA, R. S. (org). Química ambiental: caracterização ambiental regional da Bacia de Campos, Atlântico Sudoeste. **Habitats**, v. 6, n.1, p.179-228, 2017.

CARRIE, R.; DOBSON, M.; BARLOW, J. Desafios usando métricas extrapoladas de macroinvertebrados em nível de família em riachos tropicais moderadamente perturbados: um estudo de caso em Belize. **Hydrobiologia**, v. 794, n. 1, p. 257-271, 2017.

CARVALHO, A. L.; CALIL, E. R. Chaves de identificação para as famílias de Odonata (Insecta) ocorrentes no Brasil, adultos e larvas. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 41, n.15, p.223–241, 2000.

CASTRO, D.M.P.; CARVALHO, D.R.; POMPEU, P.D.S.; MOREIRA, M.Z.; NARDOTO, G.B.; CALLISTO, M. Land use influences niche size and the assimilation of resources by benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. **PLoS ONE**, v.11, e0150527, 2016.

CENEVIVA-BASTOS, M.; MONTAÑA, C. G.; SCHALK, C. M.; CAMARGO, P. B.; CASATTI, L. Responses of aquatic food webs to the addition of structural complexity and basal resource diversity in degraded Neotropical streams. **Austral Ecology**, v. 42, n. 8, p. 908-919. 2017.

CHAGAS, F. B.; RUTKOSKI, C. F.; BIENIEK, G. B.; VARGAS, G. D. L. P.; HARTMANN, P. A.; HARTMANN, M. T. Integrated analysis of water quality from two rivers used for public supply in southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 29., e14, 2017.

CHALISE, D.; KUMAR, L.; KRISTIANSEN, P. LAND Degradation by Soil Erosion in Nepal: A Review. **Soil Syst.**, v. 3, n. 12, 2019.

CHOUDHARY, A.& AHI, J. Biodiversity of Freshwater Insects: A Review. **The International Journal of Engineering and Science**, v. 4, p. 25-31, 2015.

CHUA, E. M., WILSON, S. P., VINK, S, FLINT, N. The influence of riparian vegetation on water quality in a mixed land use river basin. **River Res Applic**, v35, p. 259– 267, 2019.

COELHO, R. C. D. T. P.; BUFFON, I.; GUERRA, T. Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água: um método para avaliar a importância da zona ripária. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 6, p. 104-117, 2011.

COLLIER, C. A.; ALMEIDA-NETO, M. S.; MACÊDO, G.; ALMEIDA, K.; ROSA-FILHO, J.S.; SEVERI, W.; EL-DEIR, A. A. A. Effects of anthropic actions and forest areas on a neotropical aquatic ecosystem. **Science of The Total Environment**, v. 691, p. 367-377, 2019.

COMISSÃO MUNDIAL SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO - CMMAD. **Nosso futuro comum**. 2. ed. Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas, 1991.

CONCEIÇÃO, A. A.; ALBERTONI, E. F.; MILESI, S. V.; HEPP, L. U. Influence of Anthropogenic Impacts on the Functional Structure of Aquatic Invertebrates in Subtropical Wetlands. **Wetlands**, p. 1-10. 2020.

COPATTI, C. E. Diversidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade ambiental de uma microbacia no sul do Brasil. **Perspectiva**, v. 34, n. 124, p. 79-91, 2010.

COPATTI, C. E.; SCHIRMER, F. G.; MACHADO, J. D. V. Diversidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade ambiental de uma microbacia no sul do Brasil. **Perspectiva**, v. 34, p. 79-91. 2010.

CORBI, J. J.; KLEINE, P.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Are aquatic insect species sensitive to banana plant cultivation?. **Ecological Indicators**, v. 25, p. 156-161, 2013.

CORTESE, B.; ARPELLINO, J. P. Z.; PAGGI, A. C.; CAPÍTULO, A. R. Chironomid genera distribution related to environmental characteristics of a highly impacted basin (Argentina, South America). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 8, p. 8087-8097, 2019.

COSTA, E. B. **Distribuição de larvas de Chironominae (Insecta: Diptera: Chironomidae) em cursos d'água de baixa ordem sob influência de diferentes usos do solo no Município de Cabo Verde, MG**. 2015. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental) - Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, MG, 27 nov. 2015.

CRISCI-BISPO, V. L.; BISPO, P. C.; FROEHLICH, C. G. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in two Atlantic Rainforest streams, Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 2, p. 312-318, 2007.

CUMMINS, K. W.; KLUG, M. J. Feeding ecology of stream invertebrates. **Annual review of ecology and systematics**, v. 10, n. 1, p. 147-172. 1979.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P. C. N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in southeast Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environmental**, v. 40, n. 1, p. 71-90, 2005.

DA SILVA, E. D. Estratégias de adaptação das espécies de Ephemeroptera às condições ambientais da Restinga de Maricá, Estado do Rio de Janeiro. **Oecologia Brasiliensis**, v. 5, n. 1, 1998.

DA SILVA, E. R. A identificação das famílias de Ephemeroptera (Insecta) ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro: chave pictórica para as ninfas. **Boletim do Museu Nacional de Zoologia**, v. 508, p.1-6, 2003.

DADASHPOOR, H.; ALIDADI, M. Towards decentralization: spatial changes of employment and population in Tehran metropolitan region, Iran. **Appl. Geogr.**, v. 85, p. 51-61, 2017.

DAIELLO, C. Z.; REMPEL, C. Permanent Preservation Areas scenarios in dairy farms in the Vale do Taquari against the forest code. **Sustentabilidade em Debate**, v. 11, n. 1, p. 33-50, 2020.

DALA-CORTE, R. B.; MELO, A. S.; SIQUEIRA, T.; BINI L. M.; MARTINS, R. T.; CUNICO, A. M.; MONTEIRO-JÚNIOR, C. S. Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. **J Appl Ecol**, v. 57, p. 1391-1402, 2020.

DAMANIK-AMBARITA, M. N.; LOCK, K.; BOETS, P.; EVERAERT, G.; NGUYEN, T. H. T.; FORIO, M. A. E.; MUSONGE, P. L. S.; SUHAREVA, N.; BENNETSEN, E.; LANDUYT, T.; DOMINGUEZ-GRANDA, L.; GOETHALS, P. L. M. Ecological water quality analysis of the Guayas river basin (Ecuador) based on macroinvertebrates indices. **Limnologica**, v. 57, p. 27-59, 2016.

DANGER, A.R.; ROBSON, B. J. The effects of land use on leaf-litter processing by macroinvertebrates in an Australian temperate coastal stream. **Aquatic Sciences**, v.66, n. 3, p. 296-304, 2004.

CASTRO-CATALÀ, N.; DOLÉDEC, S.; KALOGIANNI, E.; SKOULIKIDIS, N. T.; PAUNOVIC, M.; VASILJEVIĆ, B.; SABATER, S.; TORNEZ, E.; MUÑOZ, I.. Unravelling the effects of multiple stressors on diatom and macroinvertebrate communities in European river basins using structural and functional approaches. **Science of The Total Environment**, v. 742, 2020.

DE LA FUENTE, B.; MATEO-SÁNCHEZ, M. C.; RODRÍGUEZ, G.; GASTÓN, A.; PÉREZ DE AYALA, R.; COLOMINA-PÉREZ, D.; MELERO, M.; SAURA, S. Natura 2000 sites, public forests and riparian corridors: The connectivity backbone of forest green infrastructure. **Land Use Policy**, v. 75, p. 429–441, 2018.

DELONZEK, E. C.; LEHUN, A. L.; KRAWCZYK, A. C. D. B. Colonization of benthic invertebrates in a stony river in Southern Brazil. **LUMINÁRIA**, v. 22, n. 01, 2020.

DENZIN, N. K.; LINCOLN, Y. S. **The Sage handbook of qualitative research**. Thousand Oaks: 4thED-SAGE, 2011.

DI DOMENICO, D.; KRUGER, S. D.; MAZZIONI, S.; ZANIN, A.; LUDWIG, M. B. D. Índice de sustentabilidade ambiental na produção leiteira. **Race: revista de administração, contabilidade e economia**, v. 16, n. 1, 261-282. 2017.

DOLÉDEC, S.; PHILLIPS, N.; SCARSBROOK, M.; RILEY, R. H.; TOWNSEND, C. R. Comparison of structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream invertebrate communities. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, p. 44-60, 2006.

DOLÉDEC, S.; PHILLIPS, N.; TOWNSEND, C. Invertebrate community responses to land use at a broad spatial scale: trait and taxonomic measures compared in New Zealand rivers. **Freshwater Biology**, v. 56, n. 8, p. 1670-1688. 2011.

DOMÍNGUEZ, E.; MOLINERI, C.; PESCADOR, M. L.; HUBBARD, M.; NIETO, C. **Ephemeroptera of South America**. Moscow: Pensoft, 2006.

DOMINGUEZ, E.; FERNANDEZ, H.R. Calidad de los Ribs de la Cuenca del Sali (Tueuman. Argentina) medido por un indice biotico. **Serie Conservacion de la Naturaleza**, Fundacion Miguel Lillo, Tueuman. Argentina, 1998.

DOS SANTOS, D.A.; MOLINERI, C.; REYNAGA, M.C.; BASUALDO, C. Which index is the best to assess stream health? **Ecological Indicators**, v. 11, p. 582-589, 2011.

DPIW. **Conservation of Freshwater Ecosystem Values (CFEV) project Technical Report**. Conservation of Freshwater Ecosystem Values Program. Department of Primary Industries and Water, Hobart, Tasmania, 2008.

ENANGA, M.; SHIVOGA, W.; MAINA-GICHABA, C.; CREED, F. Observing Changes in Riparian Buffer Strip Soil Properties Related to Land Use Activities in River Njoro Watershed, Kenya. **Water and Air Soil Pollution**, v. 218, 587-601, 2011.

FAUCHEUX, S.; FROGER, G.; NÖEL J. What forms Rationality for Sustainable Development? **The Journal of Socio-Economics**, Wellington, v. 24, n 1, p.169-209, 1995.

FERRAZ, J. M. G., 2003. As Dimensões da Sustentabilidade e seus indicadores. In: MARQUES, J. F.; SKORUPA, L. A. tec.; FERRAZ, J. M. G (orgs). Indicadores de sustentabilidade em agroecossistemas. **Jaguariúna**: Embrapa Meio Ambiente, 2003.

FERREIRA, J. M. L.; VIANA, J. H. M.; COSTA, A. D.; SOUSA, D. D.; FONTES, A. A Indicadores de Sustentabilidade em Agroecossistemas. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 33, n. 271, p. 12-25, 2012.

FERRINGTON, L. C. Global diversity of non-biting midges (Chironomidae; Insecta-Diptera) in freshwater. **Hydrobiologia**, n. 595, p. 447-445, 2008.

FIERRO, P.; BERTRÁN, C.; TAPIA, J.; HAUENSTEIN, E.; PEÑA-CORTÉS, F.; VERGARA, C.; CERNA, C.; VARGAS-CHACOFF, L. Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. **Science of the Total Environment**, v. 609, p. 724-734, 2017.

FIERRO, P.; VALDOVINOS, C.; VARGAS-CHACOFF, L.; BERTRÁN, C.; ARISMENDI, I. Macroinvertebrates and fishes as bioindicators of stream water pollution. **IntechOpen, Water Quality**, p. 23-38, 2017.

FIORENTIN, G. L. **Caracterização de formas jovens aquáticas de Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera e Hemiptera, coletadas em três municípios do Rio Grande do Sul – Brasil**. Dissertação (Mestrado em Biociências - Área Zoologia) – Pontifícia Universidade Católica - PUC, 1989.

FOCHETTI, R.; TIerno DE FIGUEROA, J.M. Global diversity of stoneflies (Plecoptera; Insecta) in freshwater. **Hydrobiologia**, v. 595, n. 1, p. 365–377, 2008.

FOLEY, J.A.; DEFRIES, R.; ASNER, G.P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S.R.; CHAPIN, F.S.; COE, M.T.; DAILY, G.C.; GIBBS, H.K.; *et al.* Global Consequences of Land Use Change. **Science**, v. 309, p. 570–574. 2005

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Statistic Division**. 2019. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/#data>
Acesso em: 10 abr. 2019.

GALETI, G.; CAPITANIO, B. M.; BALDISSERA, R. Variation of benthic macroinvertebrate communities in streams of three landscapes of South Brazilian grasslands. **Revista de Biología Tropical**, v. 68, n. 1, p. 108-121, 2020.

GEIST, J.; HAWKINS, S. J. Habitat recovery and restoration in aquatic ecosystems: current progress and future challenges. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 26, n. 5, p. 942-962, 2016.

GIEHL, N. F.; RESENDE, B. O.; ROGES, P. F.; DIAS-SILVA, K.; NOGUEIRA, D. S.; CABETTE, H. S. Diversidade de presas e predadores (Insecta) em mesohabitats de córregos de Cerrado. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 108, 2018.

GOMES, W. I. A.; JOVEM-AZEVEDO, D. S.; PAIVA, F. F.; MILESI, S. V.; MOLOZZI, J. Functional attributes of Chironomidae for detecting anthropogenic impacts on reservoirs: a biomonitoring approach. **Ecological Indicators**, v. 93 p. 404–410, 2018.

GONCHAROV, A. V.; BATURINA, N. S.; MARYINSKY, V. V.; KAUS, A. K.; CHALOV, S. R. Ecological assessment of the Selenga River basin, the main tributary of Lake Baikal, using aquatic macroinvertebrate communities as bioindicators. **Journal of Great Lakes Research**, v. 46, n. 1, p. 53-61, 2020.

GONZÁLEZ-CÓRDOBA, M.; MARTÍNEZ-ROMÁN, N. R.; DEL CARMEN ZÚÑIGA, M.; MANZO, V.; ARCHANGELSKY, M. Description of the putative mature larva of the Neotropical genus *Stenhelmoides* Grouvelle (Coleoptera: Elmidae). **Scientific Reports**, v. 10. n. 1, p. 1-14, 2020.

GOULART, M.D.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista FAPAM**, v. 2, p. 153-164, 2003.

GRAÇA, M. A.; HYDE, K.; CHAUVET, E. Aquatic hyphomycetes and litter decomposition in tropical–subtropical low order streams. **Fungal Ecology**, v. 19, p. 182-189, 2016.

GRUDZINSKI, B. P.; DANIELS, M. D.; ANIBAS, K.; SPENCER, D. Bison and cattle grazing management, bare ground coverage, and links to suspended sediment concentrations in grassland streams. **J Amer Water Res Assoc**, v. 52, n. 1, p.16–30, 2016.

GUERRA, A.J.T. Experimentos e monitoramentos em erosão dos solos. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 16, p. 32-37, 2005.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. D.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; LOVEJOY, T. E.; TOWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impacts on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, 2015.

HAIDEKKER, A.; HERING, D. Relationship between benthic insects (Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera) and temperature in small and medium-sized streams in Germany: a multivariate study. **Aquatic Ecology**, v. 42, n. 3, p. 463–481, 2008.

HAMADA, N. A key to Brazilian genera of Plecoptera (Insecta) based on nymphs. **Zootaxa**, v. 651, p. 1–15, 2004.

HAMMER, HARPER., D.A.T., RYAN, P.D. Programa Past, versão 3.02a. **PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis**. Palaeontologia Electronica, v. 4, 2001.

HANNA, D.E.L.; RAUDSEPP-HEARNE, C.; BENNETT, E.M. Effects of land use, cover, and protection on stream and riparian ecosystem services and biodiversity. **Conserv. Biol.**, v. 34, p. 244–255, 2020.

HAO, R.; YU, D.; LIU, Y.; LIU, Y.; QIAO, J.; WANG, X.; DU, J. Impacts of changes in climate and landscape pattern on ecosystem services. **Science of The Total Environment**, v. 579, 2017.

HARRISON, I.; ABELL, R.; DARWALL, W.; THIEME, M.L.; TICKNER, D.; TIMBOE, I. The freshwater biodiversity crisis. **Science**, v. 362, 2018.

HARRISON, S. S. C. E.; HARRIS, I. T. The effects of bankside management on gizz stream invertebrate Communities. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 2233–2245, 2002.

HCP - HABITAT CONSERVATION PLAN. **Compiled white papers for hydraulic project habitat conservation plan approval habitat conservation plan (Hcp)**. Washington department of fish & wildlife. Washington: WDFW Publications, p.:7-170, 2009. Disponível em: http://wdfw.wa.gov/publications/00803/7_riparian_vegetation_and_lwd_2009-03-25.pdf. Acesso em: 22 nov. 2018.

HE, S.; WU, J. Relationships of groundwater quality and associated health risks with land use/land cover patterns: A case study in a loess area, **Northwest China, Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 25, n. 1-2, p. 354-373, 2019.

HEINO, J.; MELO, A. S.; JYRKÄNKALLIO-MIKKOLA, J.; PETSCH, D. K.; SAITO, V. S.; TOLONEN, K. T.; BINI, L. M.; LANDEIRO, V. L.; SILVA, T. S. F.; PAJUNEN, V.; SOININEN, J.; SIQUEIRA, T. Subtropical streams harbour higher genus richness and lower abundance of insects compared to boreal streams, but scale matters. **Journal of Biogeography**, v. 45, n. 9, p. 1983-1993. 2018.

HELIOVAARA, K. **Insects and pollution**. Boca Raton: CRC press, 2018.

HENTGES, S. M. **Estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos e avaliação da qualidade da água em riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Piratinim, Médio Rio Uruguai, RS, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis) - Universidade Federal da Fronteira Sul, 26 fev. 2019. 2019.

HEPP, L. U.; SANTOS, S. Comunidades bentônicas de riachos relacionados a diferentes usos do solo em uma bacia hidrográfica no sul do Brasil. **Monitoramento e avaliação ambiental**, v. 157, n. 1-4, p. 305-318, 2009.

HERBST, D. B.; BOGAN, M. T.; ROLL, S. K.; SAFFORD, H. D. Effects of livestock exclusion on in-stream habitat and benthic invertebrate assemblages in montane streams. **Freshwater Biology**, v. 57, p. 204–217, 2012.

HOLDEN, E.; LINNERUD, K.; BANISTER, D. Sustainable development: our common future revisited. **Global Environmental Change**, v. 26, p. 130-139, 2014.

HORAK, C. N.; ASSEF, Y. A.; GRECH, M. G.; MISERENDINO, M. L. Agricultural practices alter function and structure of macroinvertebrate communities in Patagonian piedmont streams. **Hydrobiologia**, v. 847, n. 17, p. 3659-3676, 2020.

HOU, D.; BOLAN, N. S.; TSANG, D. C. W.; KIRKHAM, M. B.; O'CONNOR, D. Sustainable soil use and management: An interdisciplinary and systematic approach, **Science of The Total Environment**, v. 729, 2020.

HUANG, X.; SONG, Y.; LI, M.; LI, J.; HUO, Q.; CAI, X.; ZHU, T.; HU, M.; ZHANG, H. A high-resolution ammonia emission inventory in China. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 26, n. 1, 2012.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ - IAP. **Avaliação da Qualidade da Água Através Macroinvertebrados Bentônicos** - Índice BMWP. Disponível em: <http://www.meioambiente.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=91>. Acesso em: 11 dezembro 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Pecuária Municipal**. 2017. Disponível em:

<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9107-producao-da-pecuariamunicipal.html?t=resultados>. Acesso em: 10 mai. 2019.

JOHANN, A. D. S. T.; MANGOLIN, L. P.; SANCHES, P. V.; SEBASTIÉN, N. Y.; TOPAN, D. A.; PIANA, P. A.; GOMES, B. M. Afluente urbanizado causa perda de biodiversidade em um segmento de rio neotropical. **Água, ar e poluição do solo**, v. 230, n. 6, 2019.

JOWETT, I. G.; RICHARDSON, J.; BOUBEE, J. A. T. Effects of riparian manipulation on stream communities in small streams: two case studies. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 43, p.763–774, 2009.

JUNQUEIRA, M.; AMARANTE, M.; DIA, C.; FRANÇA, E. Biomonitoramento da qualidade das águas da bacia do Alto Rio das velhas (MG-Brasil) através de macroinvertebrados. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 12, n. 1, p. 73-87. 2000.

KIKUCHI, R. M.; UIEDA, V. S. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. In: NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO, A. L. (orgs). **Ecologia de insetos aquáticos**. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, Séries Oecologia Brasiliensis, 1998.

KIKUCHI, R. M.; UIEDA, V. S. Composition and distribution of macroinvertebrates in different types of substrate of a stream in the Municipal District of Itatinga, São Paulo, Brazil. **Entomología y Vectores**, v. 12, n. 2, p. 193-231. 2005.

KILGARRIFF, P.; RYAN, M.; O'DONOGHUE, C.; GREEN, S. Livestock exclusion from watercourses: Policy effectiveness and implications. **Environmental Science and Policy**, v. 106, p. 58-67, 2020.

KLEMMER, A. J.; RICHARDSON, J. S. Quantitative gradient of subsidies reveals a threshold in community-level trophic cascades. **Ecology**, v. 94, n. 9, p. 1920-1926, 2013.

KÖPPEN, W. **Climatologia**. Ciudad de México: Fundo de Cultura Econômica, 1931.

KREMEN, C.; WILLIAMS, N. M.; AIZEN, M. A.; GEMMILL-HERREN, B.; LEBUHN, G.; MINCKLEY, R.; PACKER, L.; POTTS, S. G.; ROULSTON, T.; STEFFAN-DEWENTER, I.; VÁZQUEZ, D. P.; WINFREE, R.; ADAMS, L.; CRONE, E. E.; GREENLEAF, S. S.; KEITT, T. H.; KLEIN, A. M.; REGETZ, J. RICKETS, T. H. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. **Ecology letters**, v. 10, n. 4, p. 299-314, 2007.

LA NOTTE, A.; D'AMATO, D.; MÄKINEN, H.; PARACCHINI, M. L.; LIQUETE, C.; EGOH, B.; GENELETTI, D.; CROSSMAN, N. D. Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. **Ecological indicators**, v. 74, p 392-402, 2017.

LAI, L.; KUMAR, S. A global meta-analysis of livestock grazing impacts on soil properties. **PLoS ONE**, v. 15, n. 8, 2020.

LAINI, A., VIAROLI, P., BOLPAGNI, R., CANCELLARIO, T., RACCHETTI, E., & GUARESCHI, S. Taxonomic and functional responses of benthic macroinvertebrate communities to hydrological and water quality variations in a heavily regulated river. **Water**, v. 11, n. 7, 2019.

LAKEW, A., MOOG, O. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for assessing the ecological status of streams and rivers in central and southeast highlands of Ethiopia. **Hydrobiologia**, v. 751, p. 229–242, 2015.

LEFRANÇOIS, J.; GRIMALDI, C.; GASCUEL-ODOUX, C.; GILLIET, N. Suspended sediment and discharge relationships to identify bank degradation as a main sediment source on small agricultural catchments. **Hydrol. Process.**, v. 21, p. 2923-2933, 2007.

LEITE, G. F.; SILVA, F. T. C.; GONÇALVES, J. F. J.; SALLES, P. Effects of conservation status of the riparian vegetation on fish assemblage structure in neotropical headwater streams. **Hydrobiologia**, v. 762, n. 1, p. 223-238, 2015.

LEMES DA SILVA, A. L.; LEMES, W. P.; ANDRIOTTI, J.; PETRUCIO, M. M.; FEIO, M. J. Recent land-use changes affect stream ecosystem processes in a subtropical island in Brazil. **Austral Ecology**, v. 45, n. 5, p. 644-658, 2020.

LESZCZYŃSKA, J.; GRZYBKOWSKA, M.; GŁOWACKI, L.; DUKOWSKA, M. Variables Influencing Chironomid Assemblages (Diptera: Chironomidae) in Lowland Rivers of Central Poland. **Environmental Entomology**, v. 48, n. 4, p. 988–997, 2019.

LI, Y.; LI, J.; ARE, K. S.; HUANG, Z.; YU, H.; ZHANG, Q. Livestock grazing significantly accelerates soil erosion more than climate change in Qinghai-Tibet Plateau: Evidenced from ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pbex measurements. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 285, 2019.

LIAO, H.; SARVER, E.; KROMETIS, L. A. H. Interactive effects of water quality, physical habitat, and watershed anthropogenic activities on stream ecosystem health. **Water Research**, n. 130, p. 69–78, 2018.

LIGEIRO, R., MORETTI, M.S., GONÇALVES JÚNIOR, J.F. AND CALLISTO, M. What is more important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs: exposure time or leaf species? **Hydrobiologia**, v. 654, n. 1, 125-136. 2010.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (orgs). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/ Fapesp, cap.3, p.33-44, 2000. Disponível em: <http://www.ipef.br/hidrologia/mataciliar.asp>. Acesso em 25 março 2018.

- LIU, Y.; YAO, C.; WANG, G.; BAO, S. An integrated sustainable development approach to modeling the eco-environmental effects from urbanization. **Ecol. Indic.**, v. 11, n. 6, p. 1599–1608. 2011.
- LOPES, M.J.N.; SILVA, M.S.R.; SAMPAIO, R.T.M.; BELMONT, E.L.L.; SANTOS-NETO, C.R. Avaliação preliminar da qualidade da água de bacias hidrográficas de Manaus utilizando o método BMWP adaptado. **Revista Saúde e Biologia**, v. 3, n. 2: p. 1-9, 2008.
- LOYOLA, R. G. N. Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade. **Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação**. UFES, Vitória–ES. 2000.
- MALLIN, M.A.; MCIVER, M.R.; ROBUCK, A.R.; DICKENS, A.K. Industrial swine and poultry production causes chronic nutrient and fecal microbial stream pollution. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 226, n. 407, 2015.
- MANGADZE, T.; BERE, T.; MWEDZI, T. Choice of biota in stream assessment and monitoring programs in tropical streams: a comparison of diatoms, macroinvertebrates and fish. **Ecol. Indic.**, v. 63, p. 128–143, 2016.
- MARANGON, L. R.; REMPEL, C. Sustentabilidade ambiental em propriedades produtoras de leite do município de Anta Gorda/RS. **Rev. De Gestão, Sustentabilidade e Negócios**. São Francisco de Assis, v.2, n. 1, 2014.
- MARKUS, E. **Estrutura arbórea da mata ciliar como indicador ambiental em propriedades leiteiras com floresta estacional decidual**. Dissertação (Mestrado em Ambiente e Desenvolvimento) – Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Desenvolvimento do Centro Universitário UNIVATES, Lajeado, 2014.
- MARQUES, V. L.; ALLEDI FILHO, C. **Responsabilidade Social – conceitos e práticas**: construindo o caminho para a sustentabilidade nas organizações. São Paulo: Atlas, 2012.
- MARTINS, R.T.; OLIVEIRA, V.C.; SALCEDO, A.K.M. Uso de insetos aquáticos na avaliação de impactos antrópicos em ecossistemas aquáticos. In: HAMADA, N; NESSIMIAN, J. L; QUERINO, R.B. (orgs). **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Ed. do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 2014.
- MASCARENHAS, S.A. **Metodologia científica**. São Paulo: Pearson Education do Brasil, 2012.
- MATI, B. M.; MUTIE, S.; GADAIN, H.; HOME, P.; MTALO, F. Impacts of land-Use/Cover Changes on the Hydrology of the Transboundary Mara River, Kenya/Tanzania. **Lakes and Reservoirs: Research and Management**, v. 13, p. 169-177, 2008.
- MCKERGOW, L. A.; WEAVER, D. M.; PROSSER, I. P.; GRAYSON, R. B.; REED, A. E. G. Before and after riparian management: sediment and nutrient exports from

a small agricultural catchment, Western Australia. **J Hydrol**, v. 270, p. 253–272, 2003.

MELO, A. L. U.; ONO, E. R.; UIEDA, V. S. Benthic invertebrate communities structure in headwater streams with different states of the riparian vegetation conservation. **COMMUNITY ECOLOGY**, v. 21, p. 43–53, 2020.

MERRITT, R. W. & K. W. CUMMINS. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque: Hunt Publishing Company, 1996.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W.; BERG, M. B. Trophic Relationships of Macroinvertebrates. In: Hauer, F. R.; Lamberti, G. A. **Methods in Stream Ecology**, Amsterdã:Academic Press, 2017.

MEZA, M.; RUBIO, J.; DÍAS, A.; WALTEROS, L. Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná. **Caldasia**, v. 34, n. 2, p. 443-456, 2012.

MILESI, S.V.; BIASI, C.; RESTELLO, R.M.; HEPP, L.U. Distribution of benthic macroinvertebrates in Subtropical streams (Rio Grande do Sul, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, vol. 21, no. 4, p. 419-429, 2009.

MOLINERI, C.; TEJERINA, E. G.; TORREJÓN, S.E.; PERO, E.J. I.; HANKEL, G.E. Indicative value of different taxonomic levels of Chironomidae for assessing the water quality. **Ecol. Indic.**, v.108, 2020.

MOLLER, H.; MACLEOD, C. J.; HAGGERTY, J.; ROSIN, C.; BLACKWELL, G.; PERLEY, C.; MEADOWS, S.; WELLER, F.; GRADWOHL, M. Intensification of New Zealand Agriculture: Implications for biodiversity, **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 51., n. 3, p. 253-263, 2008.

MONTEIRO, T. R.; OLIVEIRA, L. G.; GODOY, B. S. Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP à bacia do rio Meia Ponte-GO. **Oecol. Bras.**, v. 12, n. 3, 2008.

MORAES, A. B.; WILHELM, A. E.; BOELTER, T.; STENERT, C.; SCHULZ, U. H.; MALTCHIK, L. Reduced riparian zone width compromises aquatic macroinvertebrate communities in streams of Southern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, p. 7063–7074, 2014.

MOSTAFAVI, H, TEIMORI A. Investigating multiple human pressure types in the southern Caspian Sea Basin Rivers at different spatial scales toward Integrating Water Resource Management (IWRM) in Iran. **Anthropogenic Pollution Journal**, v. 2, n. 1, p. 38-47, 2018.

MUSONGE, P. S. L.; BOETS, P.; LOCK, K.; AMBARITA, N. M. D.; FORIO, M. A. E.; VERSCHUREN, D.; GOETHALS, P. L. Baseline assessment of benthic macroinvertebrate community structure and ecological water quality in Rwenzori rivers (Albertine rift valley, Uganda) using biotic-index tools. **Limnologica**, v. 75, p. 1-10, 2019.

- MWAIJENGO, G. N.; VANSCHOENWINKEL, B.; DUBE, T.; NJAUB, N.K.; BRENDONCK, L. Seasonal variation in benthic macroinvertebrate assemblages and water quality in an Afrotropical river catchment, northeastern Tanzania. **Limnologica**, v. 82, 2020.
- NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H.; MCCLAIN, M. E. **Riparia**: Ecology, conservation, and management of streamside communities. London: Elsevier Academic Press, 2005.
- NEGRÃO, G. N.; CUNHA, M. C. Diversidade de Macroinvertebrados Bentônicos na Avaliação do Uso do Solo e Qualidade Ambiental da Bacia do Guabirola, Guarapuava, PR, Brasil. **Revista geografa**, v. 14, n. 1, p. 7-26. 2019.
- NETO, R.S R.; LUZ, D.L.; TERCENIO, R. A. J. Springs' Water Quality Assessment in Areas with Different Degrees of Forest Conservation: a Study in Tropical Climate Basins. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 231, n. 227, 2020.
- NICACIO, G.; L. JUEN. Chironomids as indicators in freshwater ecosystems: an assessment of the literature. **Insect Conservation and Diversity**, v.8, p. 393-403, 2015.
- NIESER, N.; MELO, A. L. **Os heterópteros aquáticos de Minas Gerais, guia introdutorio com chave de identificação para as espécies de Nepomorpha e Gerromorpha**. Belo Horizonte: Editora Universidade Federal de Minas Gerais, 1997.
- NIH – UNIVATES (Núcleo de Informações Hidrometeorológicas). **Informações hidrometeorológicas**. Lajeado: Univates, 2019.
- NJUE, N., KOECH, E., HITIMANA, J., & SIRMAH, P. Influence of land use activities on riparian vegetation, soil and water quality: An indicator of biodiversity loss, South West Mau Forest, Kenya. **Open Journal of Forestry**, v. 6, n. 5, p. 373-385, 2016.
- NOGUEIRA, D. S.; CABETTE, H. S. R.; JUEN, L. Estrutura e composição da comunidade de Trichoptera (Insecta) de rios e áreas alagadas da bacia do rio Suiá-Miçú, Mato Grosso, Brasil. **Iheringia**. Série Zoologia, v. 101, n. 3, p. 173-180, 2011.
- OLIVEIRA, L. F. T.; SILVA, S. P. Mudanças institucionais e produção familiar na cadeia produtiva do leite no Oeste Catarinense. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 50, n. 4, p. 705-720, 2012.
- OLIVEIRA, P. C. R.; NOGUEIRA, M. G.; SARTORI, L. P. Differential environmental impacts on small and medium size rivers from center of São Paulo State, Brazil, and regional management perspectives. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 4, p. 404–419, 2014.
- ONO, E. R.; MANOEL, P. S.; MELO, A. L. U.; UIEDA, V. S. Effects of riparian vegetation removal on the functional feeding group structure of benthic

macroinvertebrate assemblages. **COMMUNITY ECOLOGY**, v. 21, p.145-157, 2020.

PACKETT, R. Riparian erosion from cattle traffic may contribute up to 50% of the modelled streambank sediment supply in a large Great Barrier Reef river basin. **Marine Pollution Bulletin**, v.158, 2020.

PADIAL, A. A.; CESCHIN, F.; DECLERCK, S. A.; DE MEESTER, L.; BONECKER, C. C.; LANSAC-TÔHA, F. A.; RODRIGUES, L.; RODRIGUES, L. C.; TRAIN, S.; VELHO, L. F. M; BINI, L. M. Dispersal ability determines the role of environmental, spatial and temporal drivers of metacommunity structure. **PloS One**, v. 9, n. 10, 2014.

PALHIARINI, W.S.; PAGOTTO, J.P.A. A importância da vegetação ripária para ambientes aquáticos continentais. **SaBios: Rev. Saúde e Biol.**, v.10, n. 2, p. 66-74, 2015.

PASSOS, M. I. P.; MANZO, V.; MAIER, C. A. Families Dryopidae, Elmidae, and Psephenidae, In: Hamada, N.; Thorp, J. H.; Rogers, C. (orgs.) **Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates**, Londres:Academic Press, 2018.

PASSOS, M. I. S.; NESSIMIAN, J. L.; FERREIRA JUNIOR, N. Chaves para identificação dos gêneros de Elmidae (Coleoptera) ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 51, p. 42–53, 2007.

PERALTA, R. H. L.; MARTÍN, G. M. T. Densidad larval de Chironomidae (Insecta:Diptera) en un meandro del río Bogotá (Cajica, Colombia) durante La Niña 2011. **Revista Facultad de Ciencias Básicas**, v. 11, n. 1, p. 48–67, 2015.

PÉREZ, G. R. **Guia para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia**. Colombia: Editorial Presencia, 1998.

PESSI, D.; REMPEL, C.; HAETINGER, C. Diagnóstico do uso da terra em Áreas de Preservação Permanente de pequenas propriedades rurais produtoras de leite no Vale do Taquari/RS – Brasil. **Revista Espacios**, Bogotá, v. 38, n. 22, p. 1-10, 2017.

PIMENTA, S. M.; BOAVENTURA, G. R.; PEÑA, A. P.; RIBEIRO, T. G. Estudo da qualidade da água por meio de bioindicadores bentônicos em córregos da área rural e urbana. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, n. 1, p. 198-210, 2016.

PIO, J. F.; SANTIAGO, E. D. F.; COPATTI, C. E. Composição e diversidade de macroinvertebrados bentônicos em um riacho do Cerrado brasileiro. **Iheringia**. Série Zoologia, v. 110. 2020.

PIRES, A. P. F.; REZENDEA, C. L.; ASSADD, E. D.; LOYOLA, R.; SCARANO, F. R. Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n.3, p.187–193, 2017.

PRATHER, C.M. PELINI, S. L.; LAWS, A.; RIVEST, E.; WOLTZ, M.; BLOCH, C. P.; TORO, I. D.; HO, C.K.; KOMINOSKI, J., SCOTT NEWBOLD, T. A.; PARSONS, S.; JOERN, A. Invertebrates, ecosystem services and climate change. **Biol. Rev.**, n. 88, p. 327–348, 2013.

PRINCIPE, R. E.; RAFFAINI, G. B.; GUALDONI, C. M.; OBERTO, A.M.; CORIGLIANO, M.G. Do hydraulic units define macroinvertebrate assemblages in mountain streams of central Argentina? **Limnologica**, v. 37, p. 323–336, 2007.

PÜTTKER, T.; BUENO, A. A.; DE BARROS, C. D. S.; SOMMER, S.; PARDINI, R. Immigration rates in fragmented landscapes – empirical evidence for the importance of habitat amount for species persistence. **Plos One**, v. 6, n. 11, p.2793, 2011.

QUINN, J. M.; CROKER, G. F.; SMITH, B. J.; BELLINGHAM, M. A. Integrated catchment management effects on flow, habitat, instream vegetation and macroinvertebrates in Waikato, New Zealand, hillcountry streams. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v.43, p.775–802, 2009.

RAMÍREZ, A., & GUTIÉRREZ-FONSECA, P. E. Estudios sobre macroinvertebrados acuáticos en América Latina: avances recientes y direcciones futuras. **Revista de Biología Tropical**, v. 62, p. 9-20, 2014.

RANGANATH, S. C.; HESSION, W. C.; WYNN, T. M. Livestock exclusion influences on riparian vegetation, channel morphology, and benthic macroinvertebrate assemblages. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 64, n. 1, p. 33-42. 2009.

RECALDE, F. C.; POSTALI, T. C.; ROMERO, G. Q. Unraveling the role of allochthonous aquatic resources to food web structure in a tropical riparian forest. **Journal of Animal Ecology**, v. 85, p. 525–536, 2016.

REMPEL, C.; ECKHARDT, R. R.; JASPER, A.; SCHULTZ, G.; HILGERT, I; BARDEN, J. E. Proposta metodológica de avaliação da sustentabilidade ambiental de propriedades produtoras de leite. **Tecno-Lógica**, Santa Cruz do Sul, v. 16, n. 1, p. 48-55, 2012.

RESTELLO, R. M.; BIASI, C.; DE MORAES, P. F. M. B.; GABRIEL, G.; HEPP, L. U. Composition and diversity of the Chironomidae in subtropical streams: effects of environmental predictors and temporal analysis. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, p. 215–226, 2014.

REZENDE, C. F. Community structure of macroinvertebrates associated with leaf litter from riffles and pools from Central Amazon streams. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 2, p. 300- 3005, 2007.

RIBEIRO, G. V. B. A. Origem Histórica do Conceito de Área de Preservação Permanente no Brasil. **Revista Tema**, v. 8, n. 1, 2011.

RIBEIRO, L. O., UIEDA, V. S. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados

bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. **Rev. Bras. Zool.**, v. 22, n. 3, p. 613-618, 2005.

RIGHI-CAVALLARO, K.O.; LECCI, L.S. Three new species of *Anacroneuria* (Plecoptera: Perlidae) from Centre-West and Southeast Brazil. **Zootaxa**, v. 2683, p. 35–44, 2010.

ROCHA, L. G. **Variação temporal da Comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um riacho intermitente do semiárido brasileiro**. 2010. Dissertação (Mestrado em Bioecologia Aquática) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, Rio Grande do Norte, 26 mar. 2010.

RODRIGUES, G. S.; CAMPANHOLA, C.; KITAMURA, P. C. **Avaliação de impacto ambiental da inovação tecnológica agropecuária: AMBITEC-AGRO**. Jaguariúna: Editora Embrapa Meio Ambiente, 2003.

ROJAS, I. M.; PIDGEON, A. M.; RADELOFF, V. C. Restoring riparian forests according to existing regulations could greatly improve connectivity for forest fauna in Chile. **Landscape and Urban Planning**, v. 203, 2020.

ROLOFF, M. C.; REMPEL, C; ECKHARDT, R. R. Sustentabilidade Ambiental de propriedades leiteiras do município de Paverama-RS. **Tecno-Lógica**. Santa Cruz do Sul, v. 18, n. 2, p. 60-68, 2014.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall. 488 p. 1993.

SACHS, I. Desenvolvimento sustentável, bioindustrialização descentralizada e novas configurações rural-urbanas. Os casos da Índia e do Brasil. In: VIEIRA, P. F.; WEBER, J. (orgs.) **Gestão de recursos naturais renováveis e desenvolvimento: novos desafios para a pesquisa ambiental**. São Paulo: Cortez, 1997.

SACHS, I. **Caminhos para o Desenvolvimento Sustentável**. Rio de Janeiro: Garamond, 2002.

SALLES, F. F. **A Ordem Ephemeroptera No Brasil (Insecta): Taxonomia e Diversidade**. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2006.

SANDIFER, P. A.; SUTTON-GRIER, A. E.; WARD, B. P. Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services, and human health and well-being: Opportunities to enhance health and biodiversity conservation, **Ecosystem Services**, v. 12, p. 1-15, 2015.

SANTOS, I. G. A.; RODRIGUES, G. G. Colonização de macroinvertebrados bentônicos em detritos foliares em um riacho de primeira ordem na Floresta Atlântica do Nordeste Brasileiro. **Revista Iheringia**, série zoologia, v. 105, n. 1, p. 84-93, 2015.

SANTOS, J. S.; WOLFF, L. L.; BALDAN, L. T.; GUIMARÃES, A. T. B. Seasonal records of benthic macroinvertebrates in a stream on the eastern edge of the Iguaçu National Park, Brazil. **Biodiversity Data Journal**, v. 8, 2020.

SCANES, C. G. Impact of agricultural animals on the environment. **Anim. Hum. Soc.**, 427–449. 2018.

SCARSBROOK, M.R.; HALLIDAY, J. Transition from pasture to native forest land - use along stream continua: Effects on stream ecosystems and implications for restoration. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 33, n. 2, p.293-310, 1999.

SCHINEGGER, R.; PALT, M.; SEGURADO, P.; SCHMUTZ, S. Untangling the effects of multiple human stressors and their impacts on fish assemblages in European running waters. **Sci. Total Environ**, v. 573, p. 1079 –1088, 2016.

SCREMIN, A. P.; KEMERICH, P. D. C. Impactos ambientais em propriedade rural de atividade mista. **Disc. Scientia: Série Ciências Naturais e Tecnológicas**, Santa Maria, v. 11, n. 1, p.126-148, 2010.

SCRIMGEOUR, G.J., KENDALL, S. Effects of livestock grazing on benthic invertebrates from a native grassland ecosystem. **Freshw. Biol.**, v. 48, p.347–362, 2003.

SEGURA, M. O.; VALENTE-NETO, F.; FONSECA-GESSNER, A. A. Checklist of the Elmidae (Coleoptera: Byrrhoidea) of Brazil. **Zootaxa**, v. 3260, n. 1, p. 1-18, 2012.

SERRA, S. R.; GRAÇA, M. A.; DOLÉDEC, S.; FEIO, M. J. Chironomidae traits and life history strategies as indicator of anthropogenic disturbance. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n.326, 2017.

SHIMANO, Y.; SALLES, F. F.; FARIA, L. R. R.; CABETTE, H. S. R.; NOGUEIRA, D. S. Distribuição espacial das guildas tróficas e estruturação da comunidade de Ephemeroptera (Insecta) em córregos do Cerrado de Mato Grosso, Brasil. **Iheringia**, Série Zoologia, v. 102, n.2, p. 187-196, 2012.

SICHE, R.; AGOSTINHO, F.; ORTEGA, E.; ROMEIRO, A. Índices versus indicadores: precisões conceituais na discussão da sustentabilidade de países. **Ambiente & Sociedade**, v. 10, n. 2, p. 137-148, 2007.

SILVEIRA, M. P.; BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; NESSIMIAN, J. L.; EGLER, M. Application of biological measures for stream integrity assessment in south-east Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 101, n. 1-3, p. 117-128. 2005.

SIMEONE, D.; SANTOS, C.; GISANE, F.; TAGLIARO, C. H.; BEASLEY, C. R. Greater macroinvertebrate diversity and freshwater mussel density in meander margins of an Amazon river. **Freshwater Biology**, v. 63, n. 9, p. 1118-1129, 2018.

SINGH, S. P. Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. **Environmental Conservation**, v. 25, n. 1–2, 1998.

SINHA, R. K.; ELDHO, T. I.; SUBIMAL, G. Assessing the impacts of land cover and climate on runoff and sediment yield of a river basin. **Hydrological Sciences Journal**, v. 65, n. 12, p. 2097-2115. 2020.

SMITH, B. J.; CHIPPS, S. R.; GROTE, J. D.; MECHAM, J.; STEVENS, T. M.; RAPP, T. Comparison of aquatic invertebrate communities in near-shore areas with high or low boating activity. **Journal of Freshwater Ecology**, v. 34, n. 1, p. 189-198, 2019.

SMITH, P.; HOUSE, J. I.; BUSTAMANTE, M.; SOBOCKÁ, J.; HARPER, R.; PAN, G.; WEST, P. C.; CLARK, J. M.; ADHYA, T.; RUMPEL, C.; PAUSTIAN, K.; KUIKMAN, P.; COTRUFO, M. F.; ELLIOTT, J. A.; MCDOWELL, R.; GRIFFITHS, R. I.; ASAKAWA, S.; BONDEAU, A.; JAIN, A. K.; MEERSMANS, J.; PUGH, T. A. M. Global change pressures on soils from land use and management. **Glob Change Biol**, v. 22, p. 1008-1028, 2016.

SONG, Y.; SONG, X.; SHAO, G.; HU, T. Effects of Land Use on Stream Water Quality in the Rapidly Urbanized Areas: A Multiscale Analysis. **Water**, v. 12, n. 123, 2020.

STEWART-KOSTER, B.; OLDEN, J. D.; GIDO, K. B. Quantifying flow- ecology relationships with functional linear models. **Hydrological Sciences Journal**, v. 59, p. 629–644, 2014.

STHRALER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions, American Geophysical Union**, v. 38, n. 6, p. 913-920, 1957.

STROHSCHOEN, A. A. G.; PÉRICO, E.; DE LIMA, D. F. B.; REMPEL, C. Estudo preliminar da qualidade da água dos rios Forqueta e Forquetinha, Rio grande do sul. **Revista brasileira de biociências**, v. 7, n.4, p. 372-375, 2009.

SU, P.; WANG, X.; LIN, Q.; PENG, J.; SONG, J.; FU, J.; WANG, S.; CHENG, D.; BAI, H.; LI, Q. Variability in macroinvertebrate community structure and its response to ecological factors of the Weihe River Basin, China. **Ecological Engineering**, v. 140, 2019.

SWEENEY, B. W.; NEWBOLD, J. D. Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: A literature review. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 50, n. 3, p. 560–584, 2014.

TELLES, S. T.; RIGHETTO, J. A. Crescimento da agropecuária e sustentabilidade ambiental. **Diagnóstico e Desafios da Agricultura Brasileira - IPEA**, p. 89-113, 2019.

THAMBIRATNAM, S.; SIVARUBAN, B.; PANDIARAJAN, S.; RAJASEKARAN, I. Temporal variation of mayfly community (Ephemeroptera) in response to ecological

attributes in Gadana river, Tamilnadu, India. **ENTOMON**, v.45, n. 2, p.115-122, 2020.

TRIVINHO-STRIXINO, S. Chironomidae (Insecta, Diptera, Nematocera) do Estado de São Paulo, Sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, n. 11, p. 675-684, 2011.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 67-75, 2010.

TUNDISI, J. G; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo, SP: Oficina de textos, 2008.

TUNDISI, J.G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p.7-16, 2008.

UIEDA, V. S.; GAJARDO, I. C. S. M. Macroinvertebrados perifíticos encontrados em Poções e Corredeiras de um Riacho. **Naturalia**, v.21, p. 31-47, 1996.

UIEDA, V. S; MOTTA, R. L. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, n. 1, p. 15-30, 2007.

UNITED NATIONS CONVENTION TO COMBAT DESERTIFICATION – UNCCD; THE INTERNATIONAL RENEWABLE ENERGY AGENCY - IRENA. Energy and Land Use – Global Land Outlook Working Paper, 2007.

URDANIGO, J. P.; PONCE, M. D.; CAJAS, M. T.; SÁNCHEZ FONSECA, C.; BENITEZ, R. Y.; E ARMIJO ALBÁN, K.; GUERRERO CHÚEZ, N.; MANCERA-RODRÍGUEZ, N. J. Diversity of aquatic macroinvertebrates along creeks with different riparian cover in Murocomba Protector Forest, Ecuador. **Rev. biol. trop**, v. 67, n. 4, p. 861-878, 2019.

VAN LOOY, K.; TORMOS, T.; FERRÉOL, M.; VILLENEUVE, B.; VALETTE, L.; CHANDESRI, A.; BOUGON, N.; ORAISON, F.; SOUCHON, Y. Benefits of riparian forest for the aquatic ecosystem assessed at a large geographic scale. **Knowl. Manage. Aquat. Ecosyst.**, v. 6, n. 406, 2013.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. V.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. Canadian **Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, n. 1, p. 130-137, 1980.

VARGAS, R. R.; ARRUDA, R. D. O. M.; LEMOS, J. G.; SAAD, A. R.; OLIVEIRA, A. P. G. A influência do uso e ocupação da terra na qualidade das águas da Bacia Hidrográfica Pedrinhas, Guarulhos (SP). **Ciência e Natura**, v. 41, n. 61, 2019.

VERONA, L. A. F. **Avaliação de sustentabilidade em agroecossistemas de base familiar e em transição agroecológica na região sul do Rio Grande do Sul**. 2008. Tese (Doutorado em Ciências: Produção Vegetal – Doutorado) - Universidade Federal de Pelotas, Pelotas. 2008.

VIKRANTHPRIDHVI, Y.; MUSALIAH, M. A review on water and sewage water treatment process. **Journal of Pharmaceutical Chemical and Biological Sciences**, v. 5, n. 1, p. 225–231, 2015.

VÖRÖSMARTY, C. J.; MCINTYRE, P. B.; GESSNER, M. O.; DUDGEON, D.; PRUSEVICH, A.; GREEN, P. *et al.* Global threats to human water security and river biodiversity. **Nature**, v. 467, n. 7315, p. 555-561, 2010.

WCED, World Commission on Environment and Development. **Our Common Future**. Oxford: Oxford University Press, 1987.

WIGGINS, G. B. **Larvae of the North American caddisfly genera (Trichoptera)**. Toronto: University of Toronto Press, 1996.

WILCOCK, R. J.; BETTERIDGE, K.; SHEARMAN, D.; FOWLES, C. R.; SCARSBROOK, M. R.; THORROLD, B. S.; COSTALL, D. Riparian protection and on-farm best management practices for restoration of a lowland stream in an intensive dairy farming catchment: A case study, **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 43, n. 3, p. 803-818, 2009.

WILLIS, R. Farming. **Asia Pacific Viewpoint**, v. 42, n. 1, p.55-65, 2001.

WONG, A. B.; CHAW, V.; FIKRI, A. H. Land use effects on Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (EPT) communities in Ranau-Beluran District, Sabah, Malaysia. **Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation**, v. 13, n.4, p. 1812-1819, 2020.

WRIGHT-STOW, A. E.; WILCOCK, R. J. Responses of stream macroinvertebrate communities and water quality of five dairy farming streams following adoption of mitigation practices, **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 51, n. 1, p.127-145, 2017.

YAN, J.; CUI, B.; HUANG, H.; O'FLYNN, S.; BAI, J.; YSEBAERT, T. Functional consumers regulate the effect of availability of subsidy on trophic cascades in the Yellow River Delta, China. **Marine pollution bulletin**, v. 140, p. 157-164, 2019.

ZEQUI, J. A. C.; ESPINOZA, A. A.; LOPES, J. A. P. Aquatic insect communities in small stream in the south of Brazil. **Environ Monit Assess.**, v. 191, n. 408, 2019.

ZERMEÑO-HERNÁNDEZ, I.; BENÍTEZ-MALVIDO, J.; SUAZO-ORTUÑO, I.; MÉNDEZ-TORIBIO, M. Impact of adjacent land use on the ecological condition of riparian habitats: The relation between condition and vegetation properties. **Appl Veg Sci.**, n. 1– 12, 2020.

ZERWES, C. M. **Estrato arbóreo de fragmentos de floresta estacional decidual submontana em propriedades produtoras de leite: uso de dados fitossociológicos para diagnóstico de sustentabilidade**. Dissertação (Mestrado em Ambiente e Desenvolvimento) – Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Desenvolvimento do UNIVATES, 2015.

ZHAO, A.; ZHU, X.; LIU, X.; PANB, Y.; ZUO, D. Impacts of land use change and climate variability on green and blue water resources in the Weihe River Basin of northwest China. **Catena**, n. 137, p. 318–327, 2016.