

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS – UNISINOS
UNIDADE ACADÊMICA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA
DOUTORADO

JOÃO ALBERTO LEÃO BRACCINI

**ECOLOGIA DE COMUNIDADES DE TURBELÁRIOS LÍMNICOS EM ÁREAS
ÚMIDAS DO SUL DO BRASIL**

SÃO LEOPOLDO

2019

JOÃO ALBERTO LEÃO BRACCINI

**ECOLOGIA DE COMUNIDADES DE TURBELÁRIOS LÍMNICOS EM ÁREAS
ÚMIDAS DO SUL DO BRASIL**

Tese apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia, área de concentração, diversidade e manejo da vida silvestre da Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

Orientadora: Prof^a Dr^a Ana Maria Leal-Zanchet

SÃO LEOPOLDO

2019

B796e Braccini, João Alberto Leão.
Ecologia de comunidades de turbelários límnicos em
áreas úmidas do sul do Brasil / João Alberto Leão Braccini.
– 2019.
106 f. : il. ; 30 cm.

Tese (doutorado) – Universidade do Vale do Rio dos
Sinos, Programa de Pós-Graduação em Biologia, 2019.
“Orientadora: Prof.^a Dr.^a Ana Maria Leal-Zanchet.”

1. Ecologia de invertebrados. 2. Fatores regionais.
3. Fatores locais. 4. Região Neotropical. I. Título.

CDU 573

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
(Bibliotecária: Amanda Schuster – CRB 10/2517)

Dedico essa Tese aos meus pais
Ernesto (*in memoriam*) e **Marisa**,
meu eterno amor e gratidão

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a minha orientadora, professora doutora **Ana Maria Leal-Zanchet**, por toda sua paciência e compreensão ao longo de todos estes anos que faço parte do Instituto de Pesquisas de Planárias (IPP), pois, sem ela, com certeza, a minha pesquisa não teria a mesma qualidade, gratidão.

Agradeço ao meu companheiro **Rafael Dalla Rosa**, que me apoiou durante todos esses anos, colaborando com ideias e soluções para os desafios encontrados no decorrer do Doutorado, muitas vezes servindo até como auxiliar de campo.

À minha **família**, meu **pai** (*in memoriam*), minha **mãe**, meus **irmãos**, que sempre do meu lado me deram forças para aguentar todas as adversidades que passei ao longo desses quatro anos de Doutorado.

À minha grande colega do IPP e acima disso, minha amiga do coração **Giuly Gouvêa Iturralde**, todos esses anos estive do meu lado, minha companheira fiel de campo à qual muito devo. Ela não sabe, mas me inspiro muito nela, em suas escolhas, atitudes, seu caráter e sua dignidade.

À colega do PPG-Biologia, **Heloisa Allgayer**, que por muitas vezes me acolheu em seu laboratório, seja para desabafarmos, seja para discutirmos metodologias a serem aplicadas na Tese, minha mais sincera gratidão.

Ao **Piter Kehoma Boll**, por todos esses anos de parceria e cumplicidade, que nossa amizade não acabe junto com o nosso vínculo do PPG – UNISINOS, gratidão por tudo!

À laboratorista e já amiga de longa data, **Letícia Guterres**, além de me ajudar e muito na confecção dos cortes histológicos, dividiu frustrações e sonhos comigo, me dando forças para sempre seguir a diante.

Aos demais **colegas do IPP**, por todo apoio em atividades de campo, elaboração de manuscritos, pelas disciplinas divididas e superadas, e vários outros motivos que não vou ousar citar aqui.

À minha grande amiga, **Mariane Cenira Padilha Brizolla**, só nós sabemos tudo que passamos ao longo desse Doutorado! Muito obrigado por todos os conselhos e por me aturar... espero que continuemos nossa amizade além do PPG.

À CAPES/Prosup pela concessão da bolsa de doutorado.

A todos estes e muitos outros o meu Muito Obrigado!

“A gente só **encanta** quando se **encanta**.
Se eu não estiver **encantado** com o meu objeto de conhecimento,
eu não posso **encantar** o outro”

Mário Sérgio Cortella

APRESENTAÇÃO GERAL

A presente tese foi desenvolvida com base em estudos com comunidades de turbelários em áreas úmidas naturais do sul Brasil, e suas relações com as variáveis regionais e locais. A tese, subdividida em três capítulos, foi escrita na forma de artigos científicos, conforme as normas do periódico *Freshwater Biology*. O **Capítulo I “Hydroperiod, habitat complexity, and physical and chemical variables as key factors affecting microturbellarian assemblages in highland wetlands”** tem como principal objetivo investigar a influência da complexidade de habitats, hidroperíodo e variáveis físicas, químicas e estruturais de áreas úmidas de altitude (considerando as variações sazonais), sobre a riqueza, abundância e composição de espécies de microturbelários aquáticos em áreas úmidas de altitude do sul do Brasil. O **Capítulo II “Comunidades de turbelários em áreas úmidas de água doce com presença de *Sphagnum* em locais contrastantes no sul do Brasil”** tem como objetivo principal comparar a estrutura de comunidades de turbelários entre áreas úmidas permanentes de altitude e da Planície Costeira do sul do Brasil. O **Capítulo III “Há influência de variáveis regionais e locais na estrutura de comunidades de turbelários em áreas úmidas costeiras do sul do Brasil?”** visa avaliar os atributos das comunidades de turbelários com relação à distância espacial, riqueza e densidade fitoplanctônica, variáveis físicas, químicas, estruturais e do entorno das áreas úmidas localizadas ao longo do litoral do Rio Grande do Sul, Brasil.

RESUMO

Um dos grandes desafios na ecologia é tentar entender os padrões da estrutura das comunidades e suas variações, ao longo de gradientes ambientais. Dentre esses gradientes, a complexidade dos habitats está relacionada a várias características ambientais, tais como: complexidade topográfica ou rugosidade do substrato, diversidade de substratos, variedade de refúgios, altura do substrato, porcentagem de cobertura vegetal e composição vegetal, havendo forte influência desses fatores nas comunidades. As áreas úmidas intermitentes apresentam hidroperíodo anual, tendo por característica fauna e flora únicas que contribuem significativamente para a diversidade local. Por sua vez, as áreas úmidas permanentes possuem água o ano inteiro, e a permanência de água por longos períodos possibilita a ocorrência de espécies não efêmeras. A altitude é uma condição que influencia fortemente o clima de uma região e conseqüentemente a biota, sendo que com o aumento da altitude diminui a temperatura média, ocorrem mudanças no relevo, na topografia e na hidrografia, acarretando mudanças na estrutura de comunidades em geral. A abordagem espacial, por sua vez, infere que a distância geográfica pode influenciar a estrutura das comunidades, de forma que quanto maior a distância entre duas comunidades, menos similares essas comunidades devem ser. O principal objetivo dessa tese é analisar a influência de fatores locais e regionais sobre a riqueza, abundância e composição de espécies de turbelários em ambientes límnicos na região sul do Brasil, ao longo de diversas condições ambientais. As amostragens ocorreram em 40 áreas úmidas naturais, em ambientes de altitude (Campos de Cima da Serra) e ao longo de todo o litoral do Rio Grande do Sul, entre os anos de 2016 e 2017. Um total de 3008 espécimes de turbelários foi coletado, distribuídos em 76 espécies. Em ambientes de altitude, os fatores hidroperíodo, complexidade de habitat, total de sólidos dissolvidos e, para riqueza, também o pH, levando em consideração variações sazonais, foram os fatores que melhor explicaram as variações na riqueza e abundância de turbelários. Houve influência dessas variáveis também na composição das espécies ($p < 0,05$). A riqueza de espécies de turbelários foi maior em áreas úmidas costeiras do que em áreas úmidas de altitude ($p < 0,05$). As comunidades de turbelários foram distintas entre as áreas úmidas de altitude e áreas úmidas costeiras ($p < 0,05$), com táxons exclusivos para ambos grupos de áreas úmidas, onde o TDS se mostrou uma variável importante para composição das espécies. Ao longo de um gradiente latitudinal na Planície Costeira, a riqueza de espécies apresentou correlação com o espaço, onde os maiores valores estimados foram no litoral médio, e relação positiva com a densidade fitoplanctônica e negativa com a salinidade ($p < 0,05$). Os valores

estimados de abundância de espécimes foram mais altos no litoral sul e houve relação positiva da abundância com o aumento da turbidez e com a diminuição do oxigênio dissolvido ($p < 0,05$). A composição de espécies de turbelários foi fracamente explicada em amostragens ao longo do litoral gaúcho, com relação significativa com a salinidade e turbidez ($p < 0,05$). Os resultados do presente estudo destacam quão dinâmicas e complexas são as comunidades de turbelários, com a influência direta de fatores locais e regionais sobre a riqueza, abundância e composição de espécies, havendo expressivo aumento do conhecimento sobre os fatores que influenciam as comunidades desses invertebrados em áreas úmidas naturais neotropicais.

Palavras-chave: ecologia de invertebrados; fatores regionais; fatores locais; região Neotropical.

ABSTRACT

One of the big challenges in ecology is trying to understand the patterns of community structure and their variations along environmental gradients. Among these gradients, habitat complexity is related to several environmental characteristics, such as: topographic complexity or substrate roughness, substrate diversity, refuge variety, substrate height, percentage of vegetation cover and vegetation composition, which have a strong influence on communities. Intermittent wetlands have an annual hydroperiod, being characterized by unique fauna and flora that contribute significantly to the local diversity. In turn, permanent wetlands have water throughout the whole year and water staying for long periods allows the occurrence of non-ephemeral species. Altitude is a condition that strongly influences the climate of a region and consequently its biota, an increase in altitude causes diminution in mean temperature, changes in terrain, topography and hydrography, which lead to changes in the general structure of communities. A spatial approach, on the other hand, implies that geographical distance can influence community structure, i.e., the greater the distance between two communities, the less similar they should be. The main objective of this thesis is to analyze the influence of local and regional factors on the richness, abundance and species composition of turbellarian species in freshwater environments in southern Brazil along a series of environmental gradients. The samples occurred in 40 natural wetlands in highland environments (Araucaria Plateau) and along the whole coast of the state of Rio Grande do Sul, between the years 2016 and 2017. A total of 3008 turbellarian specimens of 76 species was collected. In highland environments, the factors hydroperiod, habitat complexity, total dissolved solids (TDS) and, for richness, also pH, considering seasonal variations, were the factors that best-explained variations in turbellarian richness and abundance. There was also influence of these variables on species composition ($p < 0.05$). Turbellarian species richness was higher in coastal wetlands than in highland wetlands ($p < 0.05$). The turbellarian communities were distinct between highland and coastal wetlands ($p < 0.05$) with exclusive taxa for both wetland groups, where TDS was an important variable for species composition. Across a latitudinal gradient in Coastal Plain, species richness presented correlation to space, with the highest estimated values in middle coast, and species richness showed a positive relation to phytoplankton density and negative to salinity ($p < 0.05$). We observed the highest estimated specimen abundance in the south coast; there was a positive relationship between specimen abundance and an increase of turbidity and a decrease of dissolved oxygen ($p < 0.05$). Species composition was weakly explained, with a significant relation to salinity and turbidity ($p < 0.05$). The results of this study highlight how dynamic and

complex turbellarian communities are, with the direct influence of local and regional factors on richness, abundance and species composition. There was an expressive increase in the knowledge of factors that influence these invertebrate communities in natural neotropical wetlands.

Keywords: invertebrate ecology; regional factors; local factors; Neotropical Ecozone.

FIGURA 1 Espécies de turbelários límnicos das ordens (A) Tricladida, (B) Catenulida, (C) Kalyptorhynchia, (D) Lecithoepitheliata, (E) Limnotyphloplanida e (F) Macrostromorpha... 17

CAPÍTULO I

FIGURE 1 Study area in the municipality of Bom Jesus, Araucaria Plateau, Southern Brazil.

Unfilled squares: Less complex intermittent wetlands; Unfilled circles: Less complex Permanent Wetlands. 31

FIGURE 2 Two-way ANOVA comparing the mean microturbellarian species richness between wetlands with different hydroperiods ($p > 0.05$), intermittent and permanent, with different levels of habitat complexity ($p = 0.037$), more or less complex, and the comparison between wetlands with the same hydroperiod and different levels of habitat complexity ($p < 0.001$) in highland wetlands in southern Brazil. 38

FIGURE 3 Two-way ANOVA comparing the mean abundance of turbellarians between wetlands with different hydroperiods ($p > 0.05$), intermittent and permanent, with different levels of habitat complexity ($p > 0.05$), more or less complex, and the comparison between wetlands with the same hydroperiod and different levels of habitat complexity ($p = 0.02$), in highland wetlands in southern Brazil. 40

FIGURE 4 Ordination analyses (NMDS) between highland wetlands based on microturbellarian species abundance in southern Brazil. A: NMDS with 19 wetlands in 2016 winter survey (Stress: 15.5). B: NMDS with 14 wetlands in 2017 summer survey (Stress: 14). There was a strong association between the microturbellarian species abundance with total dissolved solids (TDS) ($p < 0.05$). Species with abundance lower than 2% were excluded from the ordinations. Consequently, some areas were also excluded from the analysis. 42

CAPÍTULO II

FIGURA 1 Área de estudo localizada nos Campos de Cima da Serra (Bom Jesus) e no litoral norte (Tramandaí, Capão da Canoa, Arroio Teixeira e Arroio do Sal) do Rio Grande do Sul 60

FIGURA 2 áreas úmidas naturais com formação de turfeiras, localizadas na planície costeira, município de Tramandaí (A), e nos Campos de Cima da Serra, no município de Bom Jesus (B), do sul do Brasil. 61

FIGURA 3 Riqueza média de turbelários entre áreas úmidas costeiras (litoral) e de altitude do sul do Brasil. Letras distintas indicam diferenças significativas ($p = 0,016$). 65

FIGURA 4 Análise de ordenação (NMDS) para 10 áreas úmidas, com base na abundância de espécies de turbelários entre áreas úmidas costeiras e áreas úmidas de altitude no sul do Brasil (Stress = 6,8). Vetor indica variável ambiental relacionada com a ordenação ($p < 0,05$). Espécies com abundância total menor que 1% do total foram excluídas da ordenação. Triângulos azuis: áreas úmidas costeiras; Quadrados vermelhos: áreas úmidas de altitude..... 66

CAPÍTULO III

FIGURA 1 Área de estudo localizada na planície costeira do sul do Brasil. Números indicam as áreas úmidas amostradas. 79

FIGURA 2 Regressão linear simples entre a riqueza de turbelários com a salinidade (ppt) ($r^2 = 0,36$; $p = 0,016$; A) e densidade fitoplanctônica ($r^2 = 0,50$; $p = 0,002$; B) em áreas úmidas costeiras do sul do Brasil. 85

FIGURA 3 Krigagem para riqueza de turbelários em relação à localização geográfica em 15 áreas úmidas costeiras do sul do Brasil. Números no mapa indicam riqueza observada por área úmida; números na legenda colorida indicam a riqueza interpolada..... 86

FIGURA 4 Regressão linear simples entre a abundância de turbelários (número total de indivíduos) com a turbidez ($r^2 = 0,63$; $p < 0,001$; A) e o oxigênio dissolvido ($r^2 = 0,34$; $p = 0,01$; B) em áreas úmidas costeiras do sul do Brasil. 87

FIGURA 5 Krigagem para abundância de turbelários em relação à localização geográfica em 15 áreas úmidas costeiras do sul do Brasil. Números no mapa indicam abundância observada por área úmida; números na legenda colorida indicam a abundância estimada..... 88

FIGURA 6 Diagrama de Venn a partir da relação da composição de espécies de turbelários com as variáveis ambientais e espaciais. Env.: variáveis físicas, químicas e estruturais das áreas úmidas, características do uso do solo do entorno das áreas úmidas e riqueza e densidade fitoplanctônica; PCNM: ordenação da distância euclidiana das áreas úmidas; Trend: tendências aleatórias..... 89

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

TABLE 1 Structural, physical and chemical characteristics of 20 highland wetlands, located in Bom Jesus, southern Brazil. *: average of winter and summer samplings. LCP: less complex permanent wetland; MCP: more complex permanent wetland; LCI: less complex intermittent

wetland; MCI: more complex intermittent wetland. TEMP: temperature; NTU: turbidity; DO: dissolved oxygen; TDS: total dissolved solids; ORP: redox potential. 33

TABLE 2 Turbellarian abundance in 20 wetlands in Araucaria Plateau, southern Brazil. LCP: less complex permanent wetland; MCP: more complex permanent wetland; LCI: less complex intermittent wetland; MCI: more complex intermittent wetland. 35

TABLE 3 Generalized linear mixed model (GLMM) used to analyze the influence of physical, chemical and structural variables of wetlands (considering seasonal variations) on microturbellarian species richness in highland wetlands in southern Brazil. Final simplified GLMM, areas as a random effect and interrelated environmental variables. Final model: **Richness ~ factor(Hydro)*factor(HC)*TDS*pH+(1|Areas)**. Hydro: hydroperiod (permanent and intermittent); HC: habitat complexity (more or less complex); TDS: total dissolved solids. 37

TABLE 4 Community attributes of microturbellarians in 20 wetlands with different hydroperiods and different levels of habitat complexity in Araucaria Plateau, southern Brazil. LCP: less complex permanent wetland; MCP: more complex permanent wetland; LCI: less complex intermittent wetland; MCI: more complex intermittent wetland. 38

TABLE 5 Generalized linear mixed model (GLMM) used to analyze the influence of physical, chemical and structural variables of wetlands (considering seasonal variations) on microturbellarian specimen abundance in highland wetlands in southern Brazil. Final simplified GLMM, areas as a random effect and interrelated environmental variables. Final model: **Abundance ~ factor(Hydro)*factor(HC)*TDS+(1|Areas)**. Hydro: hydroperiod (permanent and intermittent); HC: habitat complexity (more or less complex); TDS: total dissolved solids. 39

TABLE 6 SIMPER dissimilarity between 19 highland wetlands in southern Brazil divided into four categories, based on turbellarian species abundance in winter survey. Only the three species that contributed the most to the differences found in each comparison (groups A x B) were included in the table. LCP: less complex permanent wetland; MCP: more complex permanent wetland; LCI: less complex intermittent wetland; MCI: more complex intermittent wetland. 41

TABLE 7 SIMPER dissimilarity between 14 highland wetlands in southern Brazil divided into four categories, based on turbellarian species abundance in summer survey. Only the three species that contributed the most to the differences found in each comparison (groups A x B) were included in the table. LCP: less complex permanent wetland; MCP: more complex

permanent wetland; LCI: less complex intermittent wetland; MCI: more complex intermittent wetland. 43

CAPÍTULO II

TABELA 1 Características estruturais e parâmetros físicos e químicos de 10 áreas úmidas, cinco da planície costeira (PC) e cinco em ambientes de altitude (AL), no sul do Brasil. DO: oxigênio dissolvido; NTU: turbidez; ORP: potencial de oxirredução; TDs: sólidos totais dissolvidos; TEMP: temperatura. *= média dos três pontos amostrais. 61

TABELA 2 Abundância e riqueza de turbelários em áreas úmidas permanentes do sul do Brasil. PC: áreas úmidas costeiras; AL: áreas úmidas de altitude. 63

TABELA 3 Riqueza e abundância de turbelários em áreas úmidas costeiras (PC) e áreas úmidas de altitude (AL) no sul do Brasil. 64

TABELA 4 Dissimilaridade SIMPER entre cinco áreas úmidas de baixa altitude e cinco de alta altitude do sul do Brasil, baseada na abundância de espécies de turbelários (dissimilaridade total de 92,04%). 67

CAPÍTULO III

TABELA 1 Características estruturais, parâmetros físicos e químicos, atributos da comunidade fitoplanctônica e características do uso do solo do entorno de 15 áreas úmidas localizadas na planície costeira do sul do Brasil. Dens: densidade fitoplanctônica; DO: oxigênio dissolvido; NTU: turbidez; ORP: potencial de oxidorredução; Riq: riqueza do fitoplâncton; Sal: salinidade; TDS: total de sólidos dissolvidos; TEMP: temperatura. 81

TABELA 2 Abundância de turbelários em 15 áreas úmidas costeiras do litoral do Rio Grande do Sul. Os números de um até 15 na primeira linha são as áreas úmidas amostradas. 83

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	17
Turbelários: aspectos gerais	17
Áreas úmidas	20
Ecologia de comunidades	22
Complexidade de habitat	22
Altitude	23
Processos locais e regionais	23
OBJETIVO GERAL	25
Objetivos específicos	25
HIPÓTESES	26

CAPÍTULO I

Hydroperiod, habitat complexity, and physical and chemical variables as key factors affecting microturbellarian assemblages in highland wetlands	27
1. INTRODUCTION	28
2. MATERIAL AND METHODS	30
2.1 Study area	30
2.2 Sample design	31
2.3 Sorting and identification	33
2.4 Data analysis	34
3. RESULTS	35
4. DISCUSSION	43
5. CONCLUSION	46

CAPÍTULO II

Comunidades de turbelários em áreas úmidas de água doce com presença de <i>Sphagnum</i> em locais contrastantes no sul do Brasil	55
1. INTRODUÇÃO	57
2. MATERIAL E MÉTODOS	59
2.1 Área de estudo	59
2.2 Delineamento amostral	60

	17
2.3 Triagem e identificação	62
2.4 Análise de dados	62
3. RESULTADOS	63
4. DISCUSSÃO	68
CAPÍTULO III	
Há influência de variáveis regionais e locais na estrutura de comunidades de turbelários em áreas úmidas costeiras do sul do Brasil?	
	74
1. INTRODUÇÃO	75
2. MATERIAL E MÉTODOS	78
2.1 Área de estudo	78
2.2 Delineamento amostral	78
2.3 Triagem e identificação	81
2.4 Análise de dados	81
3. RESULTADOS	83
4. DISCUSSÃO	89
5. CONCLUSÃO	91
CONSIDERAÇÕES FINAIS	100

INTRODUÇÃO GERAL

Turbelários: aspectos gerais

Os turbelários são organismos abundantes e constituem um importante grupo na estruturação das comunidades. Porém, apesar de sua importância, dificilmente são abordados em estudos faunísticos. São encontrados em diversos ambientes, tanto marinhos, de água doce ou terrestres úmidos (Froehlich & Carbayo, 2011; Noreña, Damborenea, & Brusa, 2015). São caracteristicamente predadores de bactérias, algas unicelulares, rotíferos, oligoquetos, larvas de dípteros, microcrustáceos, entre outros organismos (Young, 2001). Os turbelários límnicos são usualmente subdivididos em dois grupos, os macroturbelários, com alguns centímetros de comprimento, sendo representados pelos tricládidos (Figura 1A), e os microturbelários, usualmente com menos de 5mm de comprimento, representados pelos táxons Catenulida (Figura 1B), Kalyptorhynchia (Figura 1C), Lecithoepitheliata (Figura 1D), Limnotyphloplanida (Figura 1E) e Macrostromorpha (Figura 1F) (Young, 2001; Schockaert et al., 2008; Boll et al., 2013; Van Steenkiste et al., 2013).

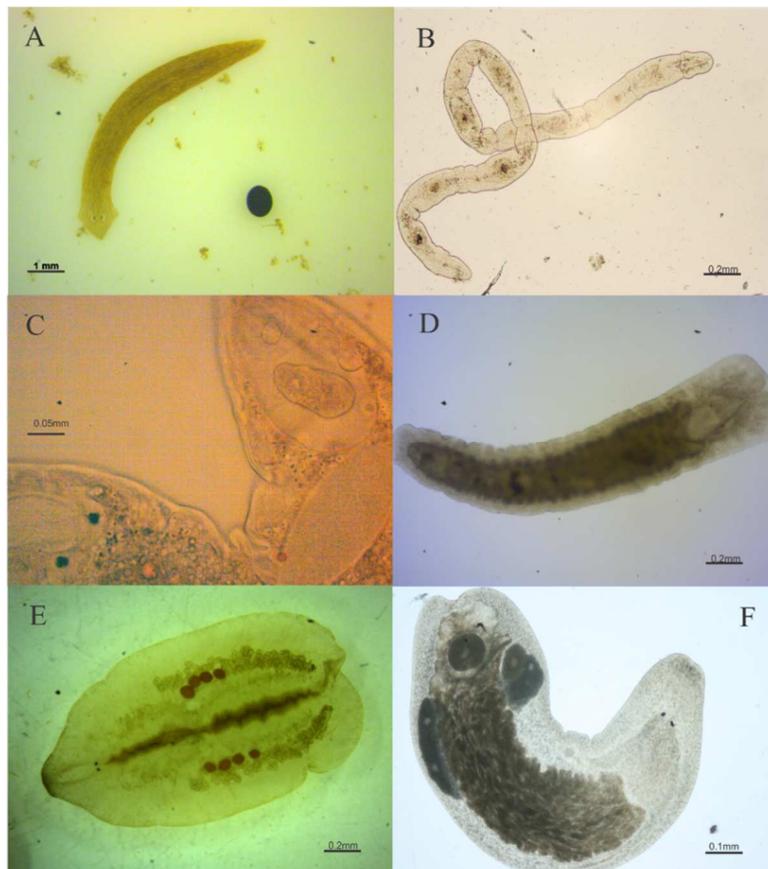


FIGURA 1 Espécies de turbelários límnicos das ordens (A) Tricladida, (B) Catenulida, (C) Kalyptorhynchia, (D) Lecithoepitheliata, (E) Limnotyphloplanida e (F) Macrostromorpha.

Os turbelários continentais são encontrados em diferentes microhabitats, sendo sua ocorrência, abundância e riqueza influenciadas principalmente pelo tipo de substrato, o qual pode ser arenoso, lodoso, em meio a detritos, galhos de árvores flutuantes, raízes, caules e folhas de macrófitas. Em muitos estudos, constatou-se relação positiva da abundância e riqueza de espécies com a proximidade da região litorânea das áreas úmidas (Young, 2001; Noreña, Damborenea, & Brusa, 2015). As espécies encontradas em regiões litorâneas, junto às macrófitas ou ao substrato, são aquelas espécies mais sujeitas às oscilações de riqueza e abundância em consequência de alterações no nível da água provocadas pelas alterações sazonais (Schwank, 1981; Young, 2001).

Muitas espécies de microturbelários produzem ovos envolvidos por cápsulas que provêm resistência, tornando esses ovos viáveis por longos períodos, podendo resistir a alterações do ambiente, como oscilações de temperatura, períodos de seca e frio extremo (Young, 2001). Tais características viabilizam a permanência das espécies em ambientes com alto grau de estresse, que apresentam grandes variações nas características químicas e físicas da água, incluindo áreas úmidas intermitentes (Eitam et al., 2004). Outras espécies de microturbelários, principalmente da ordem Catenulida, se reproduzem assexuadamente por formação de cadeias de zooides, sendo este um tipo de reprodução rápida. Essa característica, somada com a mobilidade, dispersão passiva através dos pelos dos mamíferos e nas penas de aves e fácil acesso ao alimento dessas espécies, torna-as boas colonizadoras de novos ambientes. Esses organismos podem ocorrer principalmente em áreas úmidas lânticas de água doce, vivendo associados ao substrato, como *Stenostomum bicaudatum*, ou como livre natantes, caso da maioria dos representantes de *Catenula* (Young, 2001).

O conhecimento atual, da relação estabelecida entre as comunidades de turbelários com as variáveis do ambiente, aponta relação significativa de atributos da estrutura de comunidades de turbelários com a temperatura, oxigênio disponível, hidroperíodo, complexidade do habitat e tamanho das áreas úmidas (Schwank, 1981; Eitam et al., 2004; Braccini & Leal-Zanchet, 2013; Braccini, Allgayer, & Leal-Zanchet, 2019). Os principais resultados desses trabalhos apontaram que a temperatura influencia principalmente as taxas de reprodução e eclosão dos ovos dos turbelários, onde espécies de reprodução assexuada, em geral, se reproduzem mais rapidamente, além de ocorrer maior eclosão dos ovos, com o aumento da temperatura (Schwank, 1981; Noreña, Damborenea, & Brusa, 2015). Eitam et al. (2004) estudaram a relação da estrutura de comunidades de turbelários entre áreas úmidas permanentes e intermitentes,

tendo constatado uma relação positiva entre a riqueza de espécies de turbelários com a permanência da água e tamanho das áreas úmidas.

Na região Neotropical, Braccini & Leal-Zanchet (2013) e Braccini et al. (2019) analisaram a estrutura de comunidades de turbelários em áreas úmidas permanentes de diferentes tamanhos localizados no litoral norte do Rio Grande do Sul, registrando um total de 56 espécies. Esses autores constataram variações na riqueza e abundância de turbelários de acordo com a estação e com o tamanho das áreas úmidas. Ao comparar a riqueza, abundância e a composição de espécies de turbelários entre áreas úmidas com diferentes formações vegetais no litoral médio do Rio Grande do Sul, Braccini (2014) constatou alta abundância e riqueza de espécies de turbelários em áreas úmidas com macrófitas emergentes e áreas úmidas pluriestratificadas, ambientes mais complexos, havendo abundância e riqueza baixas em áreas sem vegetação. Adicionalmente, foi verificado que a composição de espécies de turbelários está significativamente relacionada com as variáveis temperatura e oxigênio dissolvido na água (Braccini, 2014).

Algumas espécies de microturbelários podem apresentar respostas diretas às condições ambientais de seus ecossistemas, podendo ser bons indicadores da qualidade da água, assim como espécies de tricládidos terrestres que têm sido apontadas como indicadores do estado do solo e de áreas de grande biodiversidade em estudos da biodiversidade e conservação (Sluys, 1999; Carbayo, Leal-Zanchet, & Vieira, 2002). Uma espécie de tricládido límnico, *Girardia tigrina* (Girard 1850), é utilizada como bioindicadora da qualidade da água e em programas de combate à dengue (Bueno-Silva & Fischer, 2005), por ser uma grande predadora das larvas de *Aedes aegypti*. *Mesostoma ehrenbergii* também é conhecido como agente de controle de populações de mosquitos no hemisfério norte (Young, 2001).

Algumas espécies de microturbelários, como *Stenostomum sphagnetorum*, apresentam estratégias de antipredação, havendo a liberação de uma massa de material mucoso que é digerida pelo predador (por exemplo, o ciliado *Dileptus margaritifer*) fazendo com que o microturbelário consiga fugir, porém se um encontro com o predador acontece novamente em tempo não hábil para produção da nova massa mucosa o microturbelário é predado (Buonanno, 2009). O conhecimento sobre demais comportamentos predador-presa dos microturbelários é escasso, a pouca literatura existente cita que os principais predadores são outros turbelários, nematódeos, anelídeos, crustáceos, insetos, protozoários e ciliados (Young, 1973; 2001; Schmid-Araya & Schmid, 2000; Buonanno, 2009).

Áreas úmidas

Áreas úmidas são ecossistemas com alta biodiversidade, cobrem ao menos 9% da superfície da Terra (Zedler & Kercher, 2005), servindo de abrigo a vários organismos. Além disso, absorvem o dobro de gás carbônico das florestas, disponibilizam água, alimentos e outros produtos para a sobrevivência e desenvolvimento do ser humano, controlam inundações e mitigam mudanças climáticas. O somatório desses fatores resulta na extrema necessidade de conservação desses ambientes (Junk et al., 2011). No mundo, em torno de 64-71% dos corpos d'água desapareceram desde os anos 1900 (Davidson, 2014), devido à expansão agrícola e urbana, sendo atualmente considerados um dos ecossistemas mais vulneráveis e degradados (Amenzaga, Santamaria, & Green, 2002; Sounders, Meeuwig, & Vicent, 2002).

Em vista da grande degradação de áreas úmidas em todo o território mundial, representantes de vários países reuniram-se no Irã, em 1971, e estabeleceram ações relacionadas à valorização, conservação e uso sustentável de áreas úmidas, através da Convenção de Ramsar. Essa Convenção definiu áreas úmidas como

“[...] extensões de brejos, pantânos e turfeiras, ou superfícies cobertas de água, sejam de regime natural ou artificial, permanentes ou temporárias, estancadas ou correntes, doces, salobras ou salgadas, incluídas as extensões de água marinha cuja profundidade na maré baixa não exceda os seis metros.” (Ramsar Convention on Wetlands, 2011).

Há diversas classificações de áreas úmidas, propostas em diferentes países, onde os critérios adotados diferiram muitas vezes por características específicas de cada território, como, por exemplo, no Canadá (Tarnocai, 1980), Estados Unidos (Cowardin et al., 1979), Austrália (Paijmans et al., 1985), Argentina (Neiff, 2001), África do Sul (Taylor, Howard, & Begg, 1995), entre outros. Nesses países, os principais critérios estabelecidos foram geomorfologia, composição vegetal, fatores hidrológicos, fauna, solo, ou até mesmo o estresse provocado pelo fogo utilizado em uma classificação na Argentina (Neiff, 2001). Junk et al. (2014) propuseram a atual classificação de áreas úmidas brasileiras, que foram divididas em três níveis: (1) áreas úmidas costeiras, (2) áreas úmidas continentais e (3) áreas úmidas artificiais. As áreas úmidas costeiras foram subdivididas em florestas inundadas e pastagem alagada, sem maiores subdivisões.

O Brasil é o quinto maior país em extensão e possui uma grande variedade de áreas úmidas, cobrindo 20% de todo território nacional (Junk et al., 2011), entre elas, o Pantanal Mato-grossense, áreas baixas da Amazônia, savanas inundadas do rio Araguaia e planície costeira do Rio Grande do Sul (Maltchik, Bertoluci, & Erba, 2003). Nas demais áreas da planície costeira brasileira, extensas e numerosas áreas úmidas se conectam, assim como grandes manguezais, que são encontrados em latitudes entre 28-30°S (Junk et al., 2014).

O estado do Rio Grande do Sul possui cerca de 3.441 áreas úmidas, o que representa uma área de inundação de aproximadamente 30.000 km² (Maltchik, Bertoluci, & Erba, 2003), sendo distribuídas por todo o estado, em cinco províncias geomorfológicas: Planalto, Depressão Central, Planície Costeira, Planalto da Campanha e Escudo Cristalino (Hausman, 1995).

No Planalto do Rio Grande do Sul está situada a região dos Campos de Cima da Serra, que abrange também os estados de Santa Catarina e Paraná, sendo também chamada de Planalto das Araucárias. Suas maiores altitudes atingem 1200m, no Rio Grande do Sul, no município de Cambará do Sul. A região é composta por extensas áreas de floresta com Araucária, áreas de plantações e criação de gado e área urbana, havendo em meio a estes distintos ambientes uma malha hidrográfica formada por inúmeras áreas úmidas, como rios, córregos, arroios, lagoas permanentes e intermitentes e nascentes das sub-bacias do Rio Pelotas, afluente da Bacia do Uruguai, e do Taquari-Antas, afluente da Bacia do Guaíba (Bertê et al., 2016).

Nos últimos anos, alguns estudos têm sido realizados na região dos Campos de Cima da Serra buscando entender a relação das comunidades de invertebrados com características das áreas úmidas de altitude, encontrando alta abundância e riqueza moderada de invertebrados a partir de experimentos de eclosão de propágulos dormentes em áreas úmidas com diferentes hidroperíodos (Freiry et al., 2016; Stenert et al., 2017). Recentemente, Boelter et al. (2018) buscaram averiguar se as comunidades de macroinvertebrados aquáticos são influenciadas pela complexidade ambiental disponibilizada por diferentes composições vegetais e pela presença de peixes predadores, onde constataram que as comunidades de macroinvertebrados são influenciadas principalmente pela presença dos peixes predadores e também pela complexidade vegetal.

As áreas úmidas temporárias possuem várias definições, podendo ser classificadas de acordo com o seu regime hidrológico. Segundo Boulton & Brock (1999), essas áreas podem ser classificadas em efêmeras, episódicas, intermitentes, sazonais e permanentes. Áreas úmidas efêmeras são formadas por poças após a chuva e secam no dia seguinte, enquanto as episódicas permanecem sem água durante vários anos, inundando aproximadamente uma vez por década.

Já as áreas úmidas intermitentes apresentam hidroperíodo anual, onde há períodos com água e outros não, as sazonais sempre inundam em um período do ano, permanecendo sem água nos demais, e as permanentes são aquelas que permanecem com água durante o ano todo, podendo haver apenas flutuações no nível de água.

Por definição, as áreas úmidas intermitentes são aquelas que permanecem com água por pelo menos quatro meses do ano, são em geral pequenas e rasas, tendo por característica fauna e flora únicas que contribuem significativamente para a diversidade local (Williams, 2006; Waterkeyn et al., 2008). A permanência de água por longos períodos do ano proporciona, a um maior número de táxons, o seu completo ciclo de vida, intensificando as competições interespecíficas (Spencer & Blaustein, 2001).

Ecologia de comunidades

Complexidade de habitat

Dentre as principais variáveis utilizadas atualmente pelos pesquisadores para explicar a abundância, riqueza e composição de espécies tem se destacado a complexidade dos habitats. Essa variável está relacionada a várias características ambientais, tais como: complexidade topográfica ou rugosidade do substrato, diversidade de substratos, variedade de refúgios, altura do substrato, porcentagem de cobertura vegetal e composição vegetal (Gratwicke & Speight, 2005).

Um dos primeiros estudos a relacionar as comunidades biológicas com a complexidade de habitats foi de MacArthur & MacArthur (1961), cuja hipótese estabelecia que o aumento da riqueza de espécies estaria relacionado positivamente com o aumento da heterogeneidade de habitats. Porém, dependendo da escala utilizada para determinar a complexidade e do grupo taxonômico que se está trabalhando, a relação complexidade de habitats e riqueza pode ser negativa (Tews et al., 2004; Gonzále-Megías, María-Gómez, & Sánche-Piñero, 2007). Em estudos experimentais com comunidades de invertebrados, em geral, tem-se encontrado relação positiva da abundância/riqueza de espécies com a complexidade do habitat (Dean & Connell, 1987; Douglas & Lake, 1994). No entanto, Attrill, Strong, & Rowden (2000) não observaram influência da biomassa vegetal sobre as comunidades de macroinvertebrados em ambiente aquático, mas verificaram uma relação positiva entre a riqueza de macroinvertebrados e uma maior área conforme a arquitetura do vegetal.

Em estudo com turbelários na Planície Costeira do sul do Brasil, Braccini (2014) encontraram relação positiva da abundância e riqueza de espécies em ambientes mais

complexos (com vegetação) em relação aos menos complexos (sem vegetação). Houve, ainda, diferenças na riqueza e abundância entre os ambientes com diferentes tipos de vegetação, sendo que áreas úmidas pluriestratificadas e áreas úmidas de macrófitas emergentes tiveram maior riqueza do que aquelas contendo macrófitas com folhas flutuantes e macrófitas submersas.

As mudanças na heterogeneidade de habitats influenciam diretamente as variáveis físicas e químicas da água, implicando nas dimensões de nicho, tendo consequências na riqueza, abundância e composição de espécies animais (Silva, Diniz, & Vaz-de-Mello, 2010). Dentre outros mecanismos que podem influenciar as comunidades em ambientes de alta complexidade, tem-se: ocorrência de eventos de especiação causada por especializações, conduzidas por relações interespecíficas, e a persistência das espécies em períodos de grande estresse, como mudanças climáticas, facilitada pelo aumento no número de refúgios e coexistência de competidores (Fjeldså, Bowie, & Rahbek, 2012).

Altitude

A altitude é uma condição que influencia fortemente o clima de uma região e consequentemente a biota, em ambientes de maior altitude a temperatura média é menor do que em ambientes de altitudes mais baixas (Terborgh, 1971). Com o aumento da altitude ocorrem mudanças no relevo, na topografia e na hidrografia, o que acarreta mudanças na estrutura de comunidades em geral, seja em organismos micro ou macroscópicos (Guerra & Cunha, 1996; Townsend, Begon, & Harper, 2006). A altitude pode atuar como uma barreira para dispersão de muitas espécies, havendo também registros de espécies exclusivas para esses ambientes, devido à peculiaridade de habitats e alto grau de endemismo das áreas de altitude (Dorador et al., 2013).

Estudos que analisaram a influência da altitude sobre comunidades de plantas e animais, de maneira geral, apresentaram dois padrões de distribuição das espécies, o primeiro aponta uma diminuição no número de espécies com o aumento da altitude e o segundo uma distribuição unimodal com pico médio de altitude (Rahbek, 2005; Hoiss et al., 2012). As diferenças no padrão da riqueza de espécies em ambientes de altitude estão intimamente ligadas com o grupo taxonômico de estudo e com variações em escala local. Estudos recentes em áreas úmidas de altitude no sul do Brasil, registraram um grande número de espécies de invertebrados (Freiry et al., 2016; Ávila et al., 2017; Stenert et al., 2017; Boelter et al., 2018) e vertebrados (Knauth et al., 2018), havendo ocorrência de espécies raras, assim como variações locais na estrutura de comunidades em função dos diferentes habitats.

Processos locais e regionais

Uma das variáveis que atualmente tem se destacado em estudos de comunidades é o efeito em nível de paisagem sobre a distribuição espacial e composição local das comunidades ecológicas (Davis et al., 2018).

A abordagem espacial infere que a distância geográfica pode influenciar a estrutura das comunidades, ou seja, quanto maior a distância entre duas comunidades, menos similares essas comunidades devem ser (Nekola & White, 1999). As comunidades biológicas podem ser influenciadas pelas variáveis locais (como filtros ambientais e interações biológicas) e pelas variáveis regionais (como conectividade espacial das áreas e mecanismos de dispersão das espécies) (Rodil, Lucena-Moya, & Lastra, 2018). Na maioria dos estudos, os fatores regionais estão relacionados com a similaridade da composição de espécies entre as áreas de acordo com a limitação de dispersão, conectividade e dissimilaridades geográficas (Leibold et al., 2004; Rodil, Lucena-Moya, & Lastra, 2018). Os fatores locais, por sua vez, estão relacionados com mudanças na abundância e composição de espécies em sistemas aquáticos (Heino et al., 2015).

Os padrões das comunidades podem ser explicados pela dinâmica da diversidade das espécies derivada das probabilidades básicas de perda de espécies pela extinção e emigração, e ganho de espécies pela especiação e imigração (Ribeiro et al., 2018). Estudos que reconheçam e utilizem tanto processos locais como regionais são fundamentais para o entendimento dos processos ecológicos das comunidades, seja de ambiente aquático ou terrestre.

OBJETIVO GERAL

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar a influência de fatores locais e regionais sobre a riqueza, abundância e composição de espécies de turbelários em ambientes límnicos na região sul do Brasil.

Objetivos específicos

- 1) Investigar a influência da complexidade de habitats, hidroperíodo e variáveis físicas, químicas e estruturais em áreas úmidas de altitude, considerando variações sazonais, na riqueza e abundância de microturbelários;
- 2) Comparar a composição de espécies de microturbelários entre áreas úmidas com diferentes níveis de complexidade de habitats e com diferentes hidroperíodos no inverno e verão e a possível relação das variáveis físicas e químicas com a ordenação, em ambientes de altitude;
- 3) Compreender a estrutura de comunidades de turbelários em áreas úmidas com presença de turfeiras em ambientes contrastantes, costeiros e de altitude, do sul do Brasil;
- 4) Analisar a influência de variáveis estruturais, físicas e químicas da água sobre a composição de espécies de turbelários entre esses ambientes contrastantes no sul do Brasil;
- 5) Analisar a influência de variáveis regionais, distância espacial das áreas úmidas (lat; long) e características do uso do solo do entorno das áreas úmidas amostradas, sobre as assembleias de turbelários;
- 6) Avaliar a influência das variáveis locais, variáveis físicas e químicas e estruturais das áreas úmidas e riqueza e densidade fitoplanctônica, sobre as assembleias de turbelários em áreas úmidas costeiras do sul do Brasil.

HIPÓTESES

- 1) A riqueza e abundância de microturbelários estão fortemente relacionadas com a complexidade de habitats, hidroperíodo e temperatura, porque uma parcela considerável das assembleias de microturbelários vive associada às macrófitas, as quais servem de abrigo e refúgio contra predadores (Noreña, Damborenea, & Brusa, 2015). Adicionalmente, algumas espécies de microturbelários possuem adaptações para viver em ambientes temporários (Eitam,

Noreña, & Blaustein, 2004) e as taxas de reprodução assexuada e de eclosão de ovos estão relacionadas com o aumento da temperatura da água (Young, 2001);

2) A composição de espécies de microturbelários é distinta entre as amostragens sazonais, por haver registro de espécies que ocorrem em apenas uma estação do ano (Young, 2001; Braccini & Leal-Zanchet, 2013) e, na estação verão, a dissimilaridade entre as áreas ser maior devido ao estresse hídrico, havendo, nas áreas úmidas intermitentes, maior registro das espécies adaptadas a estes ambientes;

3) A abundância e riqueza de espécies de turbelários são maiores em áreas úmidas costeiras em relação às áreas úmidas de altitude, porque com o aumento da altitude pode ocorrer declínio no número de espécies e nas taxas de reprodução assexuada e de eclosão de ovos devido à menor temperatura em ambientes de altitude;

4) A composição de espécies de turbelários é distinta entre áreas úmidas costeiras e de altitude, essa hipótese é esperada devido à peculiaridade de habitats e ao alto grau de endemismo que ambos os ambientes possuem (costeiros e de altitude), causando alterações nas comunidades apesar das turfeiras serem formadas por *Sphagnum*;

5) As variáveis regionais influenciam as comunidades de turbelários, com base em resultados de estudos com outros grupos taxonômicos (Nekola & White, 1999; Heino et al., 2015; Rodil, Lucena-Moya, & Lastra, 2018) e pelo conhecimento da influência espacial sobre as comunidades de turbelários ao longo de grandes lagos (Young, 2001);

6) As variáveis locais influenciam fortemente as comunidades de turbelários, com base em vários registros da influência das variáveis físicas e químicas sobre as comunidades (Young, 2001; Braccini & Leal-Zanchet, 2013; Braccini et al., 2019; Braccini, Allgayer, & Leal-Zanchet, 2019) e pelo fato dos turbelários apresentarem relação predatória e simbiótica com espécies fitoplanctônicas (Young, 2001).

CAPÍTULO I

Hydroperiod, habitat complexity, and physical and chemical variables as key factors affecting microturbellarian assemblages in highland wetlands

João Alberto Leão Braccini^{1, 2}, Heloisa Allgayer^{2, 3} & Ana Maria Leal-Zanchet^{1, 2}

¹Instituto de Pesquisa de Planárias, Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, São Leopoldo, Brazil.

²Programa de Pós-Graduação em Biologia, Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, São Leopoldo, Brazil.

³Laboratório de Biologia Molecular, Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, São Leopoldo, Brazil.

Keywords: Invertebrate ecology; environmental complexity; highland wetlands; Neotropical Region.

Abstract

1. Wetlands can be classified according to their hydrological regime into intermittent and permanent, with more and less complex habitats. Habitat complexity is related to several environmental characteristics, which directly influence the physical and chemical variables of the water, affecting niche dimensions, with consequences for species richness, abundance and composition. This work aimed to investigate the influence of habitat complexity, hydroperiod, and physical, chemical and structural variables on microturbellarian richness and abundance, as well as species composition.

2. Sampling was performed in 20 natural highland wetlands in the winter of 2016 and the summer of 2017, divided into four groups: 1) less complex permanent wetlands; 2) more complex permanent wetlands; 3) less complex intermittent wetlands; 4) more complex intermittent wetlands, each composed of five repetitions.

3. We recorded 1697 specimens belonging to 51 species and 15 microturbellarian genera. The modelling that best explained species richness included habitat complexity, hydroperiod, total dissolved solids and pH (weight AICc = 1). There were significant differences ($p < 0.001$) between wetlands with the same hydroperiod and different levels of habitat complexity, with more complex permanent wetlands having higher species richness than less complex permanent wetlands. In contrast, less complex intermittent wetlands had higher species richness than more complex intermittent wetlands. Regarding abundance, the model that best explained it included hydroperiod, habitat complexity and total dissolved solids (weight AIC = 0.913), where there were significant differences between wetlands with the same hydroperiod and different levels of habitat complexity ($p = 0.02$). Microturbellarian species composition was distinct in both seasonal samplings, with higher dissimilarity between the categories of wetlands in winter.

4. Our results highlight how dynamic and complex microturbellarian assemblages are, where hydroperiod, habitat complexity, total dissolved solids and pH (for richness only) (considering seasonal variations) were the factors that best explained variations in richness and abundance, with influence of these variables in species composition as well. Considering species composition, with the record of species that are exclusive to each wetland category, the conservation of all wetland types is necessary.

1 INTRODUCTION

Wetlands have several definitions and can be classified according to their hydrological regime. Intermittent wetlands have an annual hydroperiod, in which there are periods with and without water, being, by definition, those that have water at least during four months of the year. In general, these areas are small and shallow, posing unique challenges to the organisms inhabiting them (Gleason & Rooney, 2017). Thus, they are characterized by unique fauna and flora that contribute significantly to the local diversity (Williams, 2006; Waterkeyn, Grillas, Vanschoenwinkel, & Brendonck, 2008). On the other hand, permanent wetlands have water all year round, showing only fluctuations in the water level (Boulton et al., 2014). The permanence of water for long periods allows the occurrence of non-ephemeral species, which need the continuous presence of water to complete their life cycle, as well as unique predators, such as large predators, and a high diversity of vertebrates (Spencer & Blaustein, 2001; Drayer & Richter, 2016).

Despite being a key factor to explain community dynamics, the hydroperiod alone, in most studies, is not able to explain the whole variation. Habitat complexity is related to several environmental characteristics, such as topographic complexity or substrate roughness, substrate diversity, refuge variety, substrate height, percentage of vegetation cover and vegetation composition (Gratwicke & Speight, 2005). One of the first studies to relate biological communities to habitat complexity and heterogeneity was proposed by MacArthur and MacArthur (1961), whose hypothesis established that species richness would be positively related to niche availability. In freshwater environments, environmental complexity provided by macrophytes has a positive influence on richness and abundance of animal species (Pierre & Kovalenko, 2014). In studies with invertebrate communities, in general, a positive relation has been found between species abundance/richness and habitat complexity (Dean & Connell 1987; Douglas & Lake 1994). However, depending on the scale used to determine complexity and on the taxonomic group, the relationship between habitat complexity and richness may be

negative (Tews et al., 2004; González-Megias, Gómez, & Sánchez-Piñero, 2007). Attrill, Strong, & Rowden (2000), for example, did not observe influence of plant biomass (a parameter related to habitat complexity) on macroinvertebrate communities. Among other mechanisms that may influence communities in highly complex environments, there are: occurrence of speciation events caused by specializations, conducted by interspecific relationships, and the persistence of species in periods of great stress, such as climatic changes, facilitated by an increase in the number of refuges and the coexistence of competitors (Fjeldså, Bowie, & Rahbek, 2012). Different levels of habitat complexity and different hydroperiods may have a direct influence on physical and chemical variables of the water, affecting niche dimensions and leading to changes in species richness, abundance and composition (Silva, Diniz, & Vaz-de-Mello, 2010; Barros, Santos, & Barbosa, 2013).

First, we aimed to investigate the influence of habitat complexity, hydroperiod and physical, chemical and structural variables of highland wetlands, considering seasonal variations, on richness and abundance of aquatic microinvertebrates, having microturbellarians as the object of study. Our hypothesis is that microturbellarian richness and abundance will be strongly related to habitat complexity, hydroperiod and temperature, because a considerable portion of the microturbellarian assemblages are associated with macrophytes, which serve as shelter and refuge against predators (Noreña, Damborenea, & Brusa, 2015). In addition, some microturbellarian species have adaptations to live in temporary environments (Eitam, Noreña, & Blaustein, 2004) and their rate of asexual reproduction and egg hatching is related to an increase in water temperature (Young, 2001). Second, we aimed to compare the microturbellarian species composition between wetlands with different levels of habitat complexity and with different hydroperiods in winter and summer and the possible relationship of physical and chemical variables with the ordination, in highland environments. The second hypothesis is that species composition is distinct between seasonal samplings, because there are records of species that occur in only one season (Young, 2001; Braccini & Leal-Zanchet, 2013). Additionally, the dissimilarity between the areas will be greater due to hydric stress in summer, where, in intermittent wetlands, there should be more records of species adapted to these environments. Microturbellarians are composed by different taxonomic groups and have very diverse characteristics, including species that reproduce asexually and others that reproduce sexually with eggs surrounded by capsules that provide resistance, allowing such eggs to remain viable for long periods even in dry conditions. There are also species that are generalist

predators and other that live symbiotically. Thus, they are a good study model to understand the complex relationship of microinvertebrate communities with environmental variables.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1 Study area

The study area is located in the municipality of Bom Jesus (28°40'S; 50°26'W; Figure 1), in the Araucaria Plateau, southern Brazil. This region is characterized by the presence of the Araucaria Moist Forest, having extensive grasslands and numerous wetlands (with a strong presence of the bryophyte *Sphagnum* sp.) (Pasini, Katinas, & Ritter, 2014). According to the Köppen classification, the climate of the region is Cfb, with annual rainfall between 1,500 and 1,700 mm, sometimes exceeding 3,300 mm in some isolated spots, with temperate summer and cold winter, including occasional records of snow, without a dry season, and annual average temperature of 15.7 °C (Alvares et al., 2013).

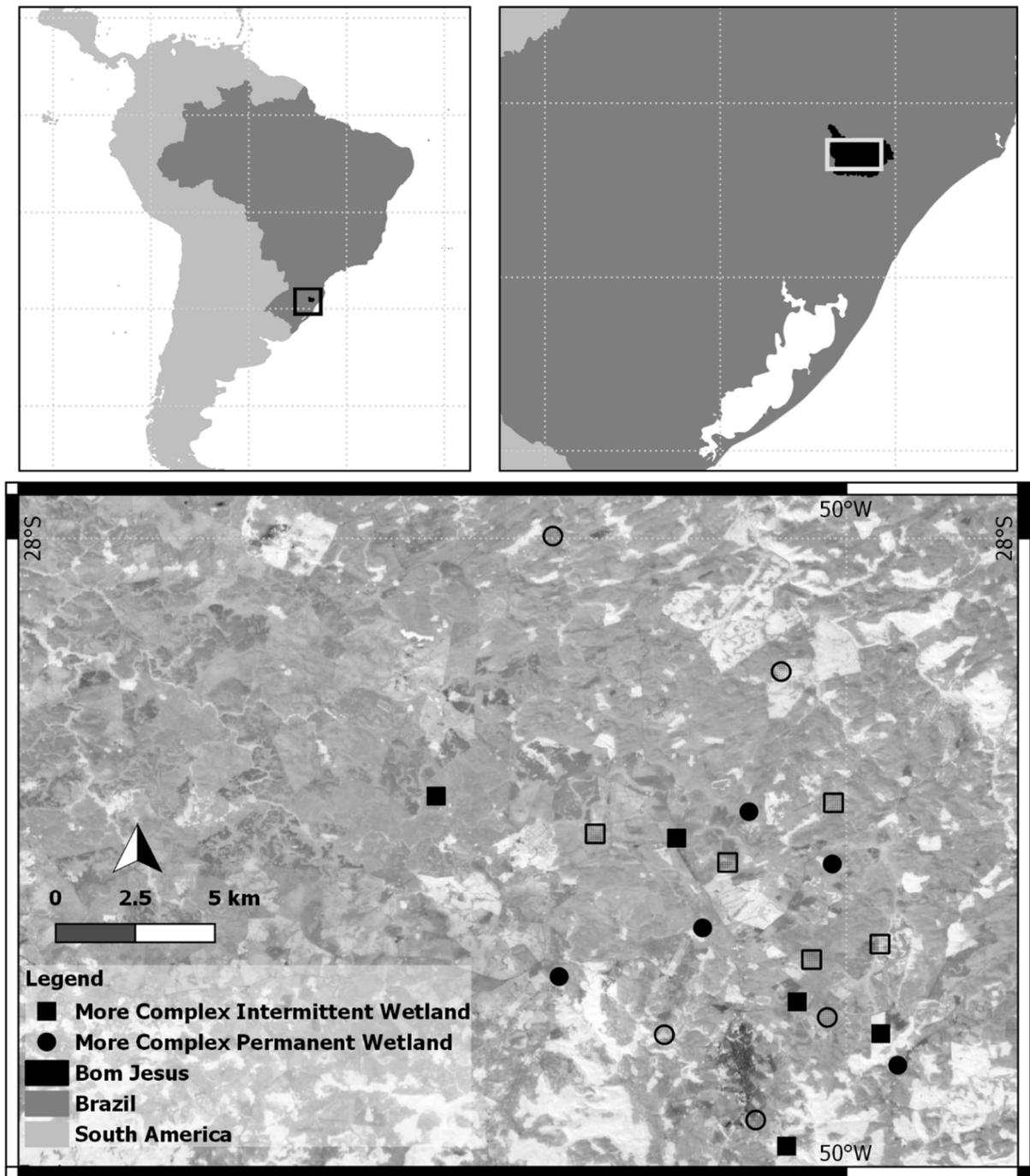


FIGURE 1 Study area in the municipality of Bom Jesus, Araucaria Plateau, Southern Brazil. Unfilled squares: Less complex intermittent wetlands; Unfilled circles: Less complex Permanent Wetlands.

2.2 Sample design

The 20 studied wetlands are natural and were selected based on the following characteristics: (1) permanent wetlands with Peruvian watergrass, (2) permanent wetlands with Sphagnum bogs, (3) intermittent wetlands with Peruvian watergrass, (4) intermittent wetlands

with Sphagnum bogs. Each wetland category was replicated five times (Table 1) and the distance between them was of at least 500 m. The hydroperiod (Hydro) of the wetlands was defined by previous studies conducted in the same area (Freiry et al., 2016; Stenert et al., 2017; Knauth, Moreira, & Maltchik, 2018) and from information of local residents. We considered intermittent wetlands those that remained with water on the surface for at least four months, but without completing an annual cycle. Habitat complexity (HC) was defined by the presence or absence of Sphagnum bogs (a complex of many plant species that covers the water surface, with dominance of Sphagnum). Areas with Sphagnum bogs were considered “more complex” and areas with Peruvian watergrass were considered “less complex” (Boelter et al., 2018), because the bogs dominated by *Sphagnum* have a greater variety of domed or raised shapes up to a depth of 30 cm, forming a much more complex structure compared with the architecturally simpler habitats of the small roots and cylindrical culms (less than 1mm wide) of the Peruvian watergrass (Boelter et al., 2018).

Each wetland was sampled twice. The first sampling occurred in the winter of 2016 and the second in the summer of 2017, where the collections happened at three distinct points and all close to the margin. We collected data of the physical and chemical variables of the water (temperature, pH, turbidity, dissolved oxygen and total dissolved solids) using a Horiba water quality meter in a central point of the wetland. We measured the perimeter of the water bodies, by means of the program Google Earth, and the depth of each sampled point, which made up the structural variables of the study (Table 1). The sampling of microturbellarians happened by scooping the water and the substrate ten times with a dip net (mesh size of 335 μm).

TABLE 1 Structural, physical and chemical characteristics of 20 highland wetlands, located in Bom Jesus, southern Brazil. *: average of winter and summer samplings. LCP: less complex permanent

wetland; MCP: more complex permanent wetland; LCI: less complex intermittent wetland; MCI: more complex intermittent wetland. TEMP: temperature; NTU: turbidity; DO: dissolved oxygen; TDS: total dissolved solids; ORP: redox potential.

Wetland	Variables								
	Perimeter*	TEMP*	pH*	ORP*	NTU*	DO*	TDS*	xLat	yLong
LCP1	1491	17.55	5.335	189	389	10.11	0.0125	28.39	50.29
LCP2	533	19.03	5.71	252	202,5	9.235	0.018	28.41	50.25
LCP3	316	18.615	6.35	217	201	12.25	0.024	28.32	50.26
LCP4	486	20.85	6.06	228	522,5	10.78	0.0095	28.39	50.24
LCP5	221	17.285	5.79	256,5	105	13.25	0.0105	28.39	50.27
MCP1	753	16.205	5.675	217	227	8.365	0.012	28.36	50.24
MCP2	189	19.82	5.47	254	54	8.925	0.012	28.38	50.29
MCP3	681	20.34	5.175	262,5	234	11.49	0.019	28.35	50.25
MCP4	1211	22.12	5.195	327	384,5	13.82	0.009	28.37	50.26
MCP5	677	21.065	5.16	198,5	171,5	5.865	0.0095	28.4	50.23
LCI1	233	19.63	7.545	219,5	241,5	11.205	0.0655	28.35	50.24
LCI2	188	17.235	5.14	210,5	500,5	9.38	0.0085	28.38	50.24
LCI3	339	20.915	4.425	337,5	106	11.685	0.012	28.37	50.23
LCI4	469	19.995	4.275	305	38	10.775	0.02	28.36	50.26
LCI5	587	22.085	4.85	235,5	125	10.9	0.0115	28.35	50.28
MCI1	255	15.24	6.645	97,5	231,5	12.805	0.021	28.35	50.31
MCI2	152	16.205	5.41	143	341	10.07	0.011	28.39	50.23
MCI3	356	12.88	6.72	252	135	14.21	0.018	28.41	50.25
MCI4	428	23.445	5.065	201	539,5	9.55	0.0155	28.39	50.24
MCI5	276	21.7	5.62	244	304,5	9.265	0.011	28.35	50.27

2.3 Sorting and identification

Sorting of the material happened during the three days following each sampling. All sampled water was examined, separating small portions and examining them in a Petri dish under a binocular stereomicroscope (Brusa, Damborenea, & Noreña, 2003). After finding the specimens, they were placed on a microscope slide, observed under an optical microscope and subjected to the squeeze preparation technique (Gamo, 1987). The specimens were drawn and the main structures and measurements of live specimens were indicated for taxonomic determination (Gamo, 1987). Whenever necessary, for species-level determination, specimens were histologically processed with Bouin preservation and included in Paraplast® for the

confection of sagittal seriated histological sections at intervals of 6 μm , which were stained with Mallory/Cason and Masson trichromes.

2.4 Data analysis

To verify which variables influenced microturbellarian species abundance and richness, we used generalized linear mixed models (GLMM), considering the random effect for the non-independent response variables. In order to achieve a normal distribution of the data on abundance, those were log transformed. As a random effect, we included the sample areas in the GLMM. The analyses were performed using the lme4 package of R and the models were adjusted by restricted maximum likelihood (REML) (Bates, Mächler, Bolker, & Walker, 2014). We compared the adjusted models using the Akaike Information Criterion (AIC) as the criterion for model selection. We used δAICc smaller than 2 as a criterion for choosing the models. The best model was subjected to a normality test in the RVAideMemoire package to verify whether the residuals are normally distributed. Using an analysis of variance (ANOVA), we compared whether the model with interaction differed from a model without interaction and compared the generated model with the null model. All analyses were performed in R (R. C. Team, 2017).

The variables related to microturbellarian richness and abundance, according to the results generated by GLMM, were analyzed individually. The physical and chemical variables were analyzed using simple linear regression. To compare microturbellarian species richness and abundance in wetlands with different hydroperiods and different levels of habitat complexity, we used a two-way ANOVA by means of the program IBM SPSS Statistics 18.0.

To compare the composition of microturbellarian species between wetlands with different levels of habitat complexity and different hydroperiods, between winter and summer samples, we performed permutation analyses of variance (two-way PERMANOVA). Each two-way PERMANOVA was tested using 9,999 permutations (Puccinelli, Noyon, & McQuaid, 2017), by means of the program Past 3.14. In case of significant differences, we conducted similarity percentage analyses (SIMPER) using Past 3.14. We conducted non-metric multidimensional scalings (NMDS) to visualize the differences in species composition using R. All analyses were based on the Bray-Curtis distance, with the data of species abundance. Species with less than 2% of abundance were excluded from the analyses and, thus, some wetlands were excluded because they lacked species with enough abundance. After the ordinations from NMDS, we used the tool Envift of R to analyze how the variables from wetlands influenced the obtained results.

3 RESULTS

We collected 1697 specimens belonging to 51 species and 15 genera (Table 2). The higher specimen abundance was of the order Catenulida (68.7%), followed by Limnotyphloplanida (29.3%), Kalyptorhynchia (1%), Lecithoepitheliata (0.9%) and Macrostromorpha (0.1%).

TABLE 2 Turbellarian abundance in 20 wetlands in Araucaria Plateau, southern Brazil. LCP: less complex permanent wetland; MCP: more complex permanent wetland; LCI: less complex intermittent wetland; MCI: more complex intermittent wetland.

	LCP	MCP	LCI	MCI	Total
<i>Stenostomum grande</i>	3	164	515	7	689
<i>Mesostoma ehrenbergii</i>	17	8	146	31	202
<i>Rhynchoscolex simplex</i>	14	106	14	20	154
<i>Bothromesostoma</i> sp.	1	31	30	83	145
<i>Catenula lemnae</i>	7	32	72	3	114
<i>Gieysztor</i> sp. 2	–	11	38	4	53
<i>Stenostomum leucops</i>	–	33	7	–	40
<i>Mesostoma</i> sp. 1	20	1	11	1	33
<i>Stenostomum</i> sp. 10	–	–	28	–	28
<i>Stenostomum</i> sp. 3	4	–	21	–	25
<i>Gyratrix hermaphoditus</i>	2	16	2	–	20
Catenulida 1	–	14	–	–	14
<i>Gieysztor</i> sp. 3	–	–	–	14	14
<i>Prorhynchus stagnalis</i>	9	2	3	–	14
<i>Stenostomum bicaudatum</i>	–	5	3	2	10
<i>Catenula turgida</i>	–	9	–	–	9
Catenulida 2	1	–	7	1	9
<i>Strongylostoma</i> sp. 7	–	8	–	1	9
<i>Stenostomum paraguayense</i>	–	8	–	–	8
<i>Stenostomum</i> sp. 7	–	8	–	–	8
<i>Gieysztor</i> sp. 4	–	7	–	–	7
<i>Stenostomum tenuicauda</i>	–	3	4	–	7
<i>Stenostomum</i> sp. 2	–	–	7	–	7
<i>Stenostomum</i> sp. 8	–	6	–	–	6
<i>Dasyhormus lithophorus</i>	–	5	–	–	5

<i>Mesostoma</i> sp. 2	–	–	5	–	5
<i>Mesostoma</i> sp. 3	–	5	–	–	5
<i>Catenula leuca</i>	–	–	4	–	4
<i>Chordarium leucanthum</i>	–	4	–	–	4
<i>Gieysztor</i> sp. 1	–	2	2	–	4
<i>Stenostomum hemisphericum</i>	–	4	–	–	4
<i>Strongylostoma</i> sp. 5	–	4	–	–	4
<i>Strongylostoma</i> sp. 6	–	4	–	–	4
<i>Mesostoma</i> sp. 4	–	3	–	–	3
<i>Stenostomum</i> sp. 1	–	–	3	–	3
<i>Stenostomum</i> sp. 4	–	3	–	–	3
<i>Stenostomum</i> sp. 5	–	3	–	–	3
<i>Geocentrophora</i> sp.	–	–	2	–	2
<i>Mesostoma productum</i>	–	1	–	1	2
<i>Mesostoma</i> sp. 5	–	–	2	–	2
<i>Rhynchoscolex nanus</i>	–	–	2	–	2
<i>Rhynchoscolex</i> sp.	–	2	–	–	2
<i>Stenostomum</i> sp. 6	–	2	–	–	2
<i>Strongylostoma</i> sp. 2	–	–	–	2	2
<i>Strongylostoma</i> sp. 3	–	2	–	–	2
Kalyptorhynchia 1	–	–	1	–	1
<i>Macrostomum</i> sp.1	–	–	1	–	1
<i>Stenostomum materazzo</i>	1	–	–	–	1
<i>Stenostomum</i> sp. 9	–	–	1	–	1
<i>Strongylostoma</i> sp. 4	–	1	–	–	1

Regarding richness, the choice for the best model happened using the steps shown in **Appendix A**. The residuals of the model showed a normal distribution (Shapiro-Wilk, $p = 0.06154$), indicating that the employed methodology is adequate. The best model supported by AIC was that with the areas as a random factor ($p < 0.001$). The alternative hypothesis was corroborated, where richness depends on the model's factors, and the null hypothesis was rejected ($p < 0.001$). Final model: Hydro*HC*TDS*pH (AICc weight = 1) (Table 3).

TABLE 3 Generalized linear mixed model (GLMM) used to analyze the influence of physical, chemical and structural variables of wetlands (considering seasonal variations) on microturbellarian species richness in highland wetlands in southern Brazil. Final simplified GLMM, areas as a random effect and

interrelated environmental variables. Final model: **Richness** ~ **factor(Hydro)*factor(HC)*TDS*pH+(1|Areas)**. Hydro: hydroperiod (permanent and intermittent); HC: habitat complexity (more or less complex); TDS: total dissolved solids.

	Estimate	Std. Error	t value
(Intercept)	8.9112	15.0451	0.592
factor(hydro)2	6.3790	26.6468	0.239
factor(HC)2	-5.5031	16.7195	-0.329
TDS	-358.7837	957.1808	-0.375
pH	-1.1219	2.5989	-0.432
Factor (Hydro)2:factor(HC)2:TDS:pH	149.5495	490.5762	0.305

Species richness was significantly different between wetlands, with differences only in the levels of habitat complexity ($p = 0.037$), where more complex wetlands showed a larger number of species ($S = 38$) in relation to less complex wetlands ($S = 26$). There were significant differences between wetlands with the same hydroperiod and different levels of habitat complexity ($p < 0.001$), with more complex permanent wetlands ($S = 35$) having higher species richness than less complex permanent wetlands ($S = 11$). On the other hand, less complex intermittent wetlands ($S = 28$) had higher species richness than more complex intermittent wetlands ($S = 15$) (Table 4) (Figure 2).

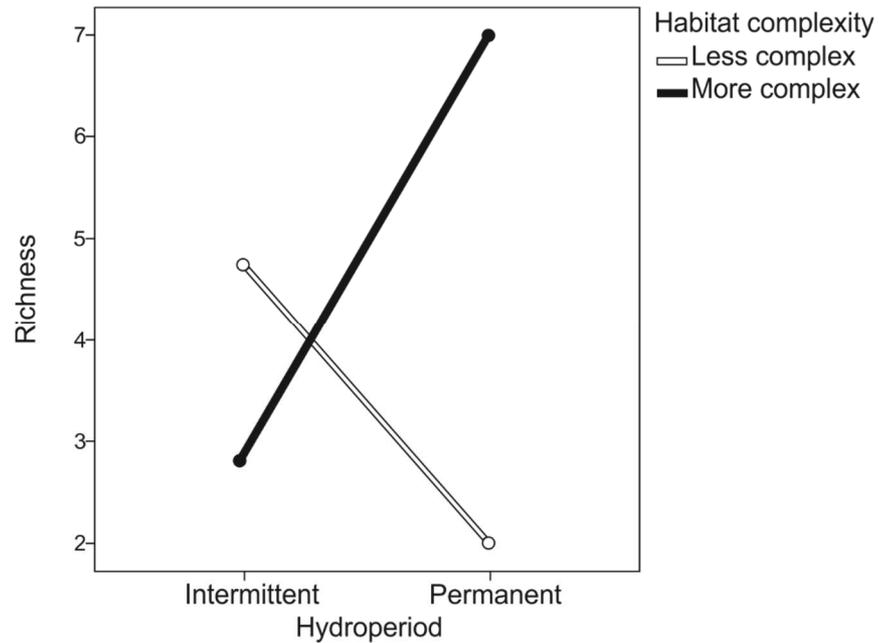


FIGURE 2 Two-way ANOVA comparing the mean microturbellarian species richness between wetlands with different hydroperiods ($p > 0.05$), intermittent and permanent, with different levels of habitat complexity ($p = 0.037$), more or less complex, and the comparison between wetlands with the same hydroperiod and different levels of habitat complexity ($p < 0.001$) in highland wetlands in southern Brazil.

TABLE 4 Community attributes of microturbellarians in 20 wetlands with different hydroperiods and different levels of habitat complexity in Araucaria Plateau, southern Brazil. LCP: less complex permanent wetland; MCP: more complex permanent wetland; LCI: less complex intermittent wetland; MCI: more complex intermittent wetland.

	LCP	MCP	LCI	MCI	Total
Observed species richness	11	35	26	14	51
Relative richness	21.6%	68.2%	51%	27.4%	-
Unique species	1	19	10	2	32
Absolute abundance	79	517	931	170	1697
Relative abundance	4.6%	30.5%	54.9%	10%	100%

The variables total dissolved solids (TDS) and pH did not significantly increase or decrease the values of microturbellarian species richness when analyzed independently from other variables ($p > 0.05$).

For abundance, the choice of the best model happened using the steps shown in **Appendix B**. The residuals of the model showed a normal distribution (Shapiro-Wilk, $p = 0.4385$), indicating that the employed methodology is adequate. The best model supported by

AIC included areas as a random factor ($p < 0.001$). The alternative hypothesis was corroborated, where abundance depends on the model's factors, and the null hypothesis was rejected ($p < 0.001$). Final model: Hydro*HC*TDS (AICc weight = 0.913) (Table 5).

TABLE 5 Generalized linear mixed model (GLMM) used to analyze the influence of physical, chemical and structural variables of wetlands (considering seasonal variations) on microturbellarian specimen abundance in highland wetlands in southern Brazil. Final simplified GLMM, areas as a random effect and interrelated environmental variables. Final model: **Abundance** ~ **factor(Hydro)*factor(HC)*TDS+(1|Areas)**. Hydro: hydroperiod (permanent and intermittent); HC: habitat complexity (more or less complex); TDS: total dissolved solids.

	Estimate	Std. Error	t value
(Intercept)	1.7968	0.3305	5.436
factor(Hydro)2	0.7357	0.5496	1.339
factor(HC)2	0.7120	0.4027	1.768
TDS	-14.2004	18.4516	-0.770
factor(Hydro)2:factor(HC)2:TDS	86.6174	48.3301	1.792

Specimen abundance was significantly different only when comparing the means between areas with the same hydroperiod and different levels of habitat complexity ($p = 0.02$), where more complex permanent wetlands ($n = 517$) had a higher abundance than less complex permanent ones ($n = 79$), and less complex intermittent wetlands ($n = 931$) had a higher abundance than less complex intermittent ones ($n = 170$) (Table 4) (Figure 3). The dominant species in our study was *Stenostomum grande* (Stenostomidae) (40.6% of the total abundance), followed by *Mesostoma ehrenbergii* (Mesostomidae) (11.9%) and *Rhynchoscolex simplex* (Stenostomidae) (9%).

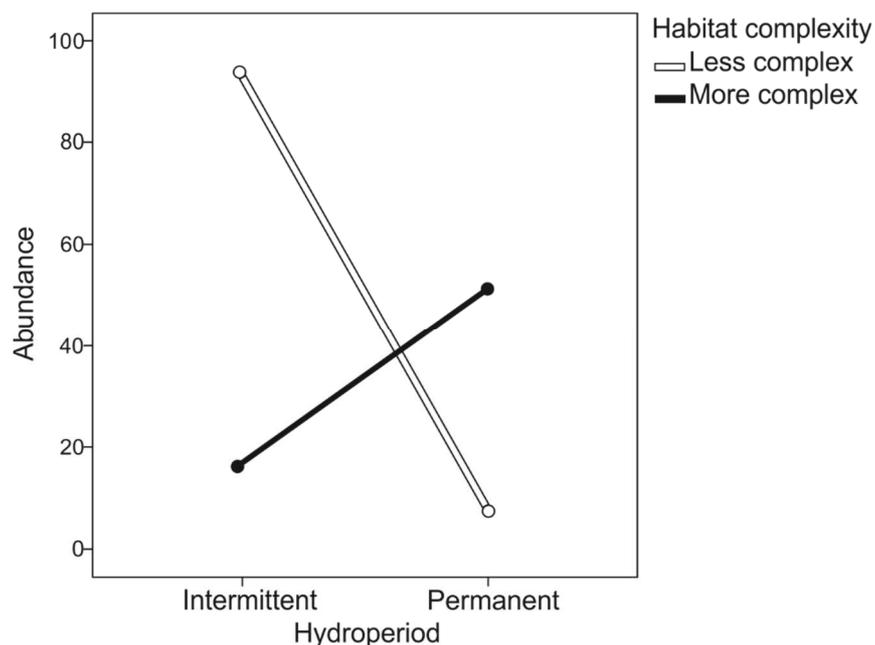


FIGURE 3 Two-way ANOVA comparing the mean abundance of turbellarians between wetlands with different hydroperiods ($p > 0.05$), intermittent and permanent, with different levels of habitat complexity ($p > 0.05$), more or less complex, and the comparison between wetlands with the same hydroperiod and different levels of habitat complexity ($p = 0.02$), in highland wetlands in southern Brazil.

The variable total dissolved solids (TDS) did not significantly influence the values of abundance of microturbellarian species when analyzed independently from other variables ($p > 0.05$).

Microturbellarian species composition, in the winter samples (Figure 4A), was not distinct between areas when comparing only hydroperiod or only habitat complexity ($p > 0.05$). There were significant differences between wetlands with different hydroperiods and different levels of habitat complexity ($p = 0.03$). The comparison that showed the highest dissimilarity was between less complex permanent wetlands and less complex intermittent wetlands (92.71%) and the comparison with the lowest dissimilarity was between less complex intermittent wetlands and more complex intermittent ones (80.97%; Table 6). Species that contributed the most for the observed dissimilarities were *M. ehrenbergii*, *Bothrosostoma evelinae* (Mesostomidae) and *S. grande* (Table 6). None of the physical, chemical and structural variables had a significant influence on the ordination ($p > 0.05$).

TABLE 6 SIMPER dissimilarity between 19 highland wetlands in southern Brazil divided into four categories, based on turbellarian species abundance in winter survey. Only the three species that

contributed the most to the differences found in each comparison (groups A x B) were included in the table. LCP: less complex permanent wetland; MCP: more complex permanent wetland; LCI: less complex intermittent wetland; MCI: more complex intermittent wetland.

Groups A vs. B	Overall Average Dissimilarity	Most Influential Taxa	Percent Contribution to Difference	Ordered cumulative contribution (%)
LCP x MCP	91.41	<i>S. grande</i>	31.29	31.29
		<i>B. evelinae</i>	16.41	47.7
		<i>R. simplex</i>	13.75	61.45
LCP x LCI	92.01	<i>M. ehrenbergii</i>	32.1	32.1
		<i>B. evelinae</i>	21.01	53.17
		<i>S. grande</i>	18.15	71.32
LCP x MCI	90.75	<i>M. ehrenbergii</i>	26.71	26.71
		<i>S. grande</i>	24.81	51.51
		<i>B. evelinae</i>	19.34	70.86
MCP x LCI	87.87	<i>M. ehrenbergii</i>	25.68	25.68
		<i>B. evelinae</i>	24.92	50.61
		<i>S. grande</i>	12.86	63.46
MCP x MCI	83.54	<i>B. evelinae</i>	22.93	22.93
		<i>S. grande</i>	18.01	40.95
		<i>M. ehrenbergii</i>	17.17	58.11
LCI x MCI	80.87	<i>M. ehrenbergii</i>	44.63	44.63
		<i>B. evelinae</i>	31.14	75.76
		<i>S. grande</i>	6.172	81.93

Microturbellarian species composition, in the summer samples (Figure 4B), was not distinct between areas with the same hydroperiod without considering habitat complexity ($p > 0.05$). There were significant differences between wetlands with different hydroperiods and different levels of habitat complexity ($p = 0.02$). The highest dissimilarity values occurred while comparing less complex permanent wetlands with more complex permanent wetlands (91.41%) and less complex intermittent wetlands (90.19%), as well as between less complex intermittent wetlands and more complex intermittent wetlands (90.85%). The lowest dissimilarity was detected between less complex permanent wetlands and more complex intermittent ones (60.71%; Table 7). Species that contributed the most for the observed dissimilarities were *R.*

simplex, *S. grande* and *C. lemnae* (Catenulidae) (Table 7). The variable total dissolved solids (TDS) had a significant influence on the ordination ($p < 0.05$).

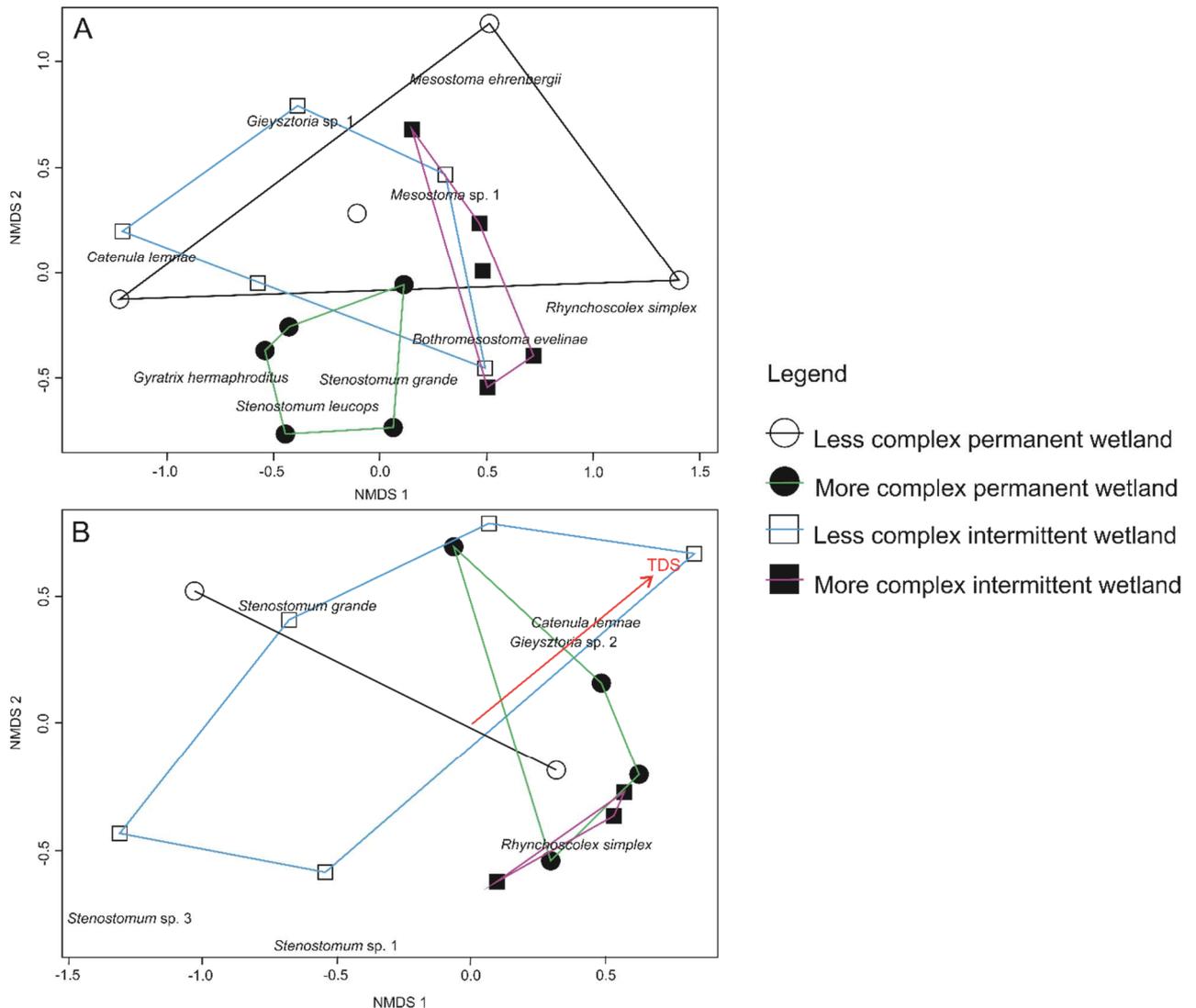


FIGURE 4 Ordination analyses (NMDS) between highland wetlands based on microturbellarian species abundance in southern Brazil. A: NMDS with 19 wetlands in 2016 winter survey (Stress: 15.5). B: NMDS with 14 wetlands in 2017 summer survey (Stress: 14). There was a strong association between the microturbellarian species abundance with total dissolved solids (TDS) ($p < 0.05$). Species with abundance lower than 2% were excluded from the ordinations. Consequently, some areas were also excluded from the analysis.

TABLE 7 SIMPER dissimilarity between 14 highland wetlands in southern Brazil divided into four categories, based on turbellarian species abundance in summer survey. Only the three species that contributed the most to the differences found in each comparison (groups A x B) were included in the

table. LCP: less complex permanent wetland; MCP: more complex permanent wetland; LCI: less complex intermittent wetland; MCI: more complex intermittent wetland.

Groups A vs. B	Overall Average Dissimilarity	Most Influential Taxa	Percent Contribution to Difference	Ordered cumulative contribution (%)
LCP x MCP	91.41	<i>R. simplex</i>	46.05	46.05
		<i>C. lemnae</i>	35.16	81.21
		<i>S. grande</i>	13.75	94.96
LCP x LCI	90.19	<i>S. grande</i>	32.7	32.7
		<i>C. lemnae</i>	27.76	60.46
		<i>Stenostomum</i> sp. 3	17.34	77.79
LCP x MCI	60.71	<i>R. simplex</i>	57.95	57.95
		<i>S. grande</i>	23.75	81.7
		<i>C. lemnae</i>	18.3	100
MCP x LCI	86.65	<i>S. grande</i>	31.18	31.18
		<i>C. lemnae</i>	26.32	57.5
		<i>R. simplex</i>	23.93	81.44
MCP x MCI	69.8	<i>R. simplex</i>	47.34	47.34
		<i>C. lemnae</i>	32.76	80.1
		<i>S. grande</i>	14.37	94.47
LCI x MCI	90.85	<i>S. grande</i>	31.82	31.82
		<i>C. lemnae</i>	23.47	55.29
		<i>R. simplex</i>	19.75	75.03

4. DISCUSSION

The relation of microturbellarian assemblages to environmental variables of wetlands (both biotic and abiotic) is little known. Regarding highland environments with different hydroperiods, these data are new to science. There is also a relevant contribution to the knowledge of microinvertebrate communities in natural wetlands. The total microturbellarian species richness was high, including the record of exclusive species for each studied wetland category, when compared to studies of turbellarians in wetlands of the Coastal Plain of southern Brazil. Several of the recorded morphospecies were exclusive to these environments (Vara & Leal-Zanchet, 2013; Braccini & Leal-Zanchet, 2013; Braccini, Amaral, & Leal-Zanchet, 2016).

The first hypothesis of our study was partially corroborated. Microturbellarian species richness and abundance were strongly related to hydroperiod and habitat complexity. However, there was no relation with temperature, indicating that microturbellarian assemblages are well-adapted to both environments with higher stability and high habitat complexity and environments with higher hydric stress and low habitat complexity. Considering these findings about microturbellarian assemblages, we can state that microturbellarians, in more stable environments and with a larger number of possible predators, need refuges for survival (Young, 2001; Noreña, Damborenea, & Brusa, 2015), and that the larger the number of habitats the higher will be the possibility of species to coexist (MacArthur & MacArthur 1961).

Regarding hydroperiod, our results were similar to those observed for aquatic macroinvertebrates by Gleason & Rooney (2017), where richness and abundance were positively related to hydroperiod in wetlands with different vegetation types, from areas composed by grass to submerged and floating macrophytes. Additionally, these authors found that two groups, Culicidae and Anostraca, were more abundant in temporary environments because of their quick development and eggs resistant to desiccation. Similarly, microturbellarians were abundant in temporary environments because they present several mechanisms to survive in intermittent environments, such as quick asexual reproduction, encapsulated eggs that provide resistance, besides easy access to food, such as algae and bacteria (Young, 2001), which are abundant in temporary, nutrient-rich environments (Euliss & Mushet 2004) that lack large predators (Collinson et al., 1995).

Similarly to our results for microturbellarians, Freiry et al. (2016), in studies on dormant invertebrate propagules conducted in the same region, found out that environmental complexity has a strong influence on species richness. The fact that microturbellarian species richness was better explained by the model that included hydroperiod, habitat complexity, TDS and pH indicates that microturbellarians are tolerant to highland environments with low pH and relatively high values of TDS. It is likely that the amount of TDS in the environment facilitates the tolerance of species to water acidification as observed by Berezina (2001) in an experimental study with freshwater invertebrate communities.

Regarding the second hypothesis, microturbellarian species composition was distinct in both seasonal samplings between wetlands with different hydroperiods and wetlands with different levels of habitat complexity. However, the highest dissimilarity levels happened in winter. In the winter sampling, of the species that contributed the most to the dissimilarity, *M. ehrenbergii* and *B. evelinae* present strategies to survive in unstable environments, producing

eggs surrounded by capsules that provide resistance to desiccation in extreme cold and heat (Young, 2001; Marcus, 1946). Such eggs can be dispersed by wind or zoochory, such as on feathers and hair, and hatch when the environmental conditions are favorable, e.g., during the flood of wetlands, allowing the colonization of such environments.

During summer, the species that contributed the most to the observed dissimilarity, *R. simplex*, *S. grande* and *C. lemnae*, belong to the order Catenulida. These species all reproduce asexually (Young, 2001) and, thus, in favorable moments (resource availability and absence of predators) have quick population growth. *Stenostomum grande* was extremely abundant in the summer sampling (n = 515) and was also abundant in winter (n = 174), being the most abundant species in this study, especially in the wetland LCI3 (n = 476). Wetlands in the study area are under strong human impact during the summer sampling due to the burning of the surrounding vegetation. Studies conducted with rivers and streams showed that burnings interfere directly on the increase of water temperature (Dunham, Rosenberger, Luce, & Rieman, 2007). There are no specific studies with lentic environments (Hossack & Corn, 2007), but Westerling, Hidalgo, Cayan, & Swetnam (2006) believe that burnings may affect many physical and biological interactions in wetlands. Nevertheless, *S. grande* showed a great capacity to adapt to variable conditions in intermittent wetlands, differently from other species, such as *Gieysztoria* sp. 2 (Dalyelliidae), *M. ehrenbergii* and *S. leucops* (Stenostomidae), recorded with low abundance in this wetland type in the summer. The summer ordination had TDS as a vector ordinated to the analysis, to which *Catenula lemnae* and *Gieysztoria* sp. 2 were strongly related, showing great tolerance to high levels of this variable. Studies with protist communities found similar results, where TDS was also an important variable for species distribution (Papadimitriou et al., 2010), with some species adapted to high values of this variable.

5 CONCLUSION

The results of this study highlight how dynamic and complex are microturbellarian assemblages, with hydroperiod, habitat complexity, total dissolved solids and pH as the factors that best explained variations in richness and abundance, being also important for species composition. Considering microturbellarian species composition, with the record of species that

are exclusive to each category of studied wetlands, the conservation of all types of wetlands is equally necessary.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the Brazilian Research Foundation (CNPq) for grants supporting this work, and the Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade for permission to sample biological material. We also thank Giuly Gouvêa Iturralde, Rafael Dalla Rosa, Alessandro Marques, Tatiane Scherer, Piter Kehoma Boll, Silvana Vargas do Amaral, Raquel Freiry and Mariane Brizolla for field assistance, and the technicians Letícia Guterres and Rafaela Canello for their help in section preparation. We thank Dr. Matheus Marques Pires for some statistical analysis indication.

REFERENCES

- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. M., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711–728. DOI: 10.1127/0941-2948/2013/0507.
- Attrill, M. J., Strong, J. A., & Rowden, A. A. (2000). Are macroinvertebrate communities influenced by seagrass structural complexity?. *Ecography*, 23(1), 114–121. DOI: 10.1111/j.1600-0587.2000.tb00266.x.
- Barros, C. F. D. A., Santos, A. M. M. D., & Barbosa, F. A. R. (2013). Phytoplankton diversity in the middle Rio Doce lake system of southeastern Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, 27(2), 327–346.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2014). Fitting linear mixed-effects models using lme4. arXiv preprint arXiv:1406.5823.
- Berezina, N. A. (2001). Influence of ambient pH on freshwater invertebrates under experimental conditions. *Russian Journal of Ecology*, 32(5), 343–351. DOI: 10.1023/A:1011978311733
- Boelter, T., Stenert, C., Pires, M. M., Medeiros, E. S. F., & Maltchik, L. (2018). Influence of plant habitat types and the presence of fish predators on macroinvertebrate assemblages in southern Brazilian highland wetlands. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*, 192(1), 65–77. DOI: 10.1127/fal/2018/1162
- Boulton, A., Brock, M., Robson, B., Ryder, D., Chambers, J., & Davis, J. (2014). Australian freshwater ecology: processes and management. John Wiley & Sons.

- Braccini, J. A. L., & Leal-Zanchet, A. M. (2013). Turbellarian assemblages in coastal lagoons in southern Brazil. *Invertebrate Biology*, 132(4), 305–314. DOI: 10.1111/ivb.12032.
- Braccini, J. A. L., Amaral, S. V., & Leal-Zanchet, A. M. (2016). Microturbellarians (Platyhelminthes and Acoelomorpha) in Brazil: invisible organisms?. *Brazilian Journal of Biology*, 76(2), 476–494. DOI: 10.1590/1519-6984.21514.
- Brusa, F., Damborenea, C. M., & Noreña, C. (2003). A new species of *Gieysztoria* (Platyhelminthes, Rhabdocoela) from Argentina and a kinship analysis of South American species of the genus. *Zoologica Scripta*, 32, 449–457.
- Collinson, N. H., Biggs, J., Corfield, A. H. M. J., Hodson, M. J., Walker, D., Whitfield, M., & Williams, P. J. (1995). Temporary and permanent ponds: an assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biological conservation*, 74(2), 125–133.
- Dean, R. L., & Connell, J. H. (1987). Marine invertebrates in an algal succession. III. Mechanisms linking habitat complexity with diversity. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 109(3), 249–273.
- Douglas, M., & Lake, P. S. (1994). Species richness of stream stones: an investigation of the mechanisms generating the species-area relationship. *Oikos*, 387–396.
- Drayer, A. N., & Richter, S. C. (2016). Physical wetland characteristics influence amphibian community composition differently in constructed wetlands and natural wetlands. *Ecological Engineering*, 93, 166–174. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2016.05.028.
- Dunham, J. B., Rosenberger, A. E., Luce, C. H., & Rieman, B. E. (2007). Influences of wildfire and channel reorganization on spatial and temporal variation in stream temperature and the distribution of fish and amphibians. *Ecosystems*, 10(2), 335–346. DOI: 10.1007/s10021-007-9029-8.
- Eitam, A., Noreña, C., & Blaustein, L. (2004). Microturbellarian species richness and community similarity among temporary pools: relationships with habitat properties. *Biodiversity and Conservation*, 13, 2107–2117.
- Euliss, N. H., & Mushet, D. M. (2004). Impacts of water development on aquatic macroinvertebrates, amphibians, and plants in wetlands of a semi-arid landscape. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 7(1), 73–84.

- Fjeldså, J., Bowie, R. C., & Rahbek, C. (2012). The role of mountain ranges in the diversification of birds. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *43*, 249–265. DOI: 10.1146/annurev-ecolsys-102710-145113.
- Freiry, R. F., Esquinatti, F. M., Stenert, C., Arenzon, A., Nielsen, D. L., & Maltchik, L. (2016). Effects of spatial scale and habitat on the diversity of diapausing wetland invertebrates. *Aquatic Biology*, *25*, 173–181. DOI: 10.3354/ab00666.
- Gamo, J. (1987). Microturbelarios de la Península Ibérica. *Miscellanea Zoológica*, *11*, 41–49.
- Gleason, J. E., & Rooney, R. C. (2017). Aquatic macroinvertebrates are poor indicators of agricultural activity in northern prairie pothole wetlands. *Ecological Indicators*, *81*, 333–339. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.06.013.
- González-Megías, A., María Gómez, J., & Sánchez-Piñero, F. (2007). Diversity-habitat heterogeneity relationship at different spatial and temporal scales. *Ecography*, *30*(1), 31–41. DOI: 10.1111/j.0906-7590.2007.04867.x.
- Gratwicke, B., & Speight, M. R. (2005). The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. *Journal of fish biology*, *66*(3), 650–667. DOI: 10.1111/j.0022-1112.2005.00629.x.
- Knauth, D. S., Moreira, L. F. B., & Maltchik, L. (2018). Partitioning tadpole beta diversity in highland ponds with different hydroperiods. *Freshwater Science*, *37*(2), 380–388.
- MacArthur, R. H., & MacArthur, J. W. (1961). On bird species diversity. *Ecology*, *42*(3), 594–598.
- Marcus, E. (1946). Sobre Turbellaria brasileiros. [pp 5-187 text, 31 plates pp 188-254] Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras, Universidade de São Paulo. *Zoologia*, *11*, 1–254, p11–31.
- Noreña, C., Damborenea, C., & Brusa, F. (2015). Phylum Platyhelminthes. In: *Ecology and General Biology: Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates*. Academic Press, 181–203.
- Papadimitriou, C. A., Papatheodoulou, A., Takavakoglou, V., Zdragas, A., Samaras, P., Sakellaropoulos, G. P., ... Zalidis, G. (2010). Investigation of protozoa as indicators of wastewater treatment efficiency in constructed wetlands. *Desalination*, *250*(1), 378–382. DOI: 10.1016/j.desal.2009.09.060.

- Pasini, E., Katinas, L., & Ritter, M. R. (2014). The genus *Chaptalia* (Asteraceae, Mutisieae) in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Rodriguésia*, 65(1), 141–158. DOI: 10.1590/S2175-78602014000100010.
- Pierre, J. I. S., & Kovalenko, K. E. (2014). Effect of habitat complexity attributes on species richness. *Ecosphere*, 5(2), 1–10. DOI: 10.1890/ES13-00323.1.
- Puccinelli, E., Noyon, M., & McQuaid, C. D. (2017). Trophic signatures of co-existing invasive and indigenous mussels: selective feeding or different metabolic pathways?. *Hydrobiologia*, 784(1), 187–199.
- Silva, R. J. D., Diniz, S. U., & Vaz-de-Mello, F. Z. (2010). Heterogeneidade do habitat, riqueza e estrutura da assembléia de besouros rola-bostas (Scarabaeidae: Scarabaeinae) em áreas de cerrado na Chapada dos Parecis, MT. *Neotropical Entomology*, 934–940.
- Spencer, M., & Blaustein, L. (2001). Hatching responses of temporary pool invertebrates to signals of environmental quality. *Israel Journal of Zoology*, 47(4) 397–418.
- Stenert, C., Wüsth, R., Pires, M. M., Freiry, R. F., Nielsen, D., & Maltchik, L. (2017). Composition of cladoceran dormant stages in intermittent ponds with different hydroperiod lengths. *Ecological research*, 32(6), 921–930. DOI: 10.1007/s11284-017-1498-4.
- R. C. Team. (2017). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M., & Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of biogeography*, 31(1), 79–92.
- Vara, D. C., & Leal-Zanchet, A. M. (2013). Turbelários límnicos (Platyhelminthes) em ecossistemas de arroz irrigado da Planície Costeira do sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 13(4), 1–11.
- Waterkeyn, A., Grillas, P., Vanschoenwinkel, B., & Brendonck, L. (2008). Invertebrate community patterns in Mediterranean temporary wetlands along hydroperiod and salinity gradients. *Freshwater biology*, 53, 1808–1822. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2008.02005.x.
- Westerling, A. L., Hidalgo, H. G., Cayan, D. R., & Swetnam, T. W. (2006). Warming and earlier spring increase western US forest wildfire activity. *Science*, 313(5789), 940–943.
- Williams, D. D. (2006). *The Biology of Temporary Waters*. Oxford University Press, p. 336.
- Young, J. O. (2001). Keys to the freshwater microturbellarians of Britain and Ireland with notes on their ecology. *Freshwater Biological Association, Scientific Publication*, 59, p. 142.

APPENDIX A Construction of the model for the response of microturbellarian richness in 20 highland wetlands in southern Brazil. Considering $\delta AICc < 2$, the best model for richness was **Hydro*HC*TDS*pH+1|Areas**. In all tests, areas were used as a random factor of the model. HC: habitat complexity; Hydro: hydroperiod; NTU: turbidity; DO: dissolved oxygen; TDS: total dissolved solids; ORP: redox potential.

Models	Number of parameters	AICc	$\delta AICc$	AICc weight
First step				
Richness	1	203.3	19.6	<0.001
Hydro.	2	200.9	17.3	<0.001
HC	2	203.0	19.3	<0.001
Hydro+HC	3	202.5	18.9	<0.001
Hydro*HC	3	183.7	0.0	1
Second step				
Shoreline	2	263.3	61.2	<0.001
Temperature	2	203.8	1.8	0.097
DO	2	203.4	1.4	0.115
NTU	2	202.6	0.5	0.176
pH	2	202.5	0.4	0.186
ORP	2	202.4	0.4	0.194
TDS	2	202.0	0.0	0.232
Third step				
Hydro*HC	3	184.2	34.5	<0.001
Hydro*HC*TDS	4	149.7	0.0	1
Hydro*HC+TDS	4	174.1	24.4	<0.001
Hydro*HC*ORP	4	217.6	67.9	<0.001
Hydro*HC+ORP	4	194.0	44.3	<0.001
Hydro*HC*pH	4	180.1	30.4	<0.001
Hydro*HC+pH	4	182.1	32.5	<0.001
Hydro*HC*NTU	4	231.6	81.9	<0.001
Hydro*HC+NTU	4	195.9	46.3	<0.001
Fourth step				
Hydro*HC*TDS	4	149.7	18.2	<0.001
Hydro*HC*TDS*Ph	5	131.5	0.0	1
Hydro*HC*TDS+Ph	5	152.7	21.2	<0.001
Hydro*HC*TDS*ORP	5	201.4	69.9	<0.001

Hydro*HC*TDS+ORP	5	162.1	30.6	<0.001
Hydro*HC*TDS*NTU	5	215.1	83.6	<0.001
Hydro*HC*TDS+NTU	5	163.9	32.4	<0.001
Fifth step				
Hydro*HC*TDS*pH	5	131.5	0.0	1
Hydro*HC*TDS*pH*ORP	6	592.9	461.4	<0.001
Hydro*HC*TDS*pH+ORP	6	146.7	15.2	<0.001
Hydro*HC*TDS*pH*NTU	6	624.4	492.9	<0.001
Hydro*HC*TDS*pH+NTU	6	147.0	15.5	<0.001

APPENDIX B Construction of the model for the response of microturbellarian abundance in 20 highland wetlands in southern Brazil. Considering $\delta AICc < 2$, the best model for richness was **Hydro*HC*TDS+1|Areas**. In all tests, areas were used as a random factor of the model. HC: habitat complexity; Hydro: hydroperiod; NTU: turbidity; DO: dissolved oxygen; TDS: total dissolved solids; ORP: redox potential.

Models	Number of parameters	AICc	$\delta AICc$	AICc weight
First step				
Abundance	1	94.5	8.6	0.0132
Hydro.	2	96.6	10.6	0.0048
HC	2	96.7	10.8	0.0044
Hydro+HC	3	98.9	13.0	0.0015
Hydro*HC	3	85.9	0.0	1
Second step				
Shoreline	2	156.1	65.6	<0.001
Temperature	2	96.7	6.1	0.022
DO	2	90.6	0.0	0.468
NTU	2	93.8	3.2	0.094
pH	2	94.3	3.7	0.072
ORP	2	91.3	0.8	0.319
TDS	2	96.4	5.8	0.025
Third step				
Hydro*HC	3	85.9	20.7	<0.001
Hydro*HC*TDS	4	65.3	0.0	1
Hydro*HC+TDS	4	91.6	26.3	<0.001
Hydro*HC*ORP	4	143.1	77.8	<0.001
Hydro*HC+ORP	4	106.3	41.0	<0.001
Hydro*HC*pH	4	101.3	36.0	<0.001
Hydro*HC+pH	4	95.0	29.7	<0.001
Hydro*HC*NTU	4	152.0	86.8	<0.001
Hydro*HC+NTU	4	109.1	43.8	<0.001
Fourth Step				
Hydro*HC*TDS	4	65.3	0.0	0.913
Hydro*HC*TDS*pH	5	69.0	4.7	0.030
Hydro*HC*TDS+pH	5	70.6	5.3	0.057
Hydro*HC*TDS*ORP	5	135.6	70.3	<0.001

Hydro*HC*TDS+ORP	5	79.0	13.8	<0.001
Hydro*HC*TDS*NTU	5	149.7	84.4	<0.001
Hydro*HC*TDS+NTU	5	79.3	14.0	<0.001

Capítulo II

Comunidades de turbelários em áreas úmidas de água doce com presença de *Sphagnum* em locais contrastantes no sul do Brasil

João Alberto Leão Braccini^{1,2} & Ana Maria Leal-Zanchet^{1,2}

¹Instituto de Pesquisa de Planárias, Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, São Leopoldo, Brasil.

²Programa de Pós-Graduação em Biologia, Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, São Leopoldo, Brasil.

Resumo

A altitude é uma condição que influencia fortemente o clima de uma região. Com o aumento da altitude ocorrem alterações no relevo, na topografia e na hidrografia, acarretando mudanças na estrutura de comunidades. As comunidades de turbelários são constituídas por uma grande diversidade de táxons, sendo influenciadas pela temperatura, oxigênio, pH, hidroperíodo, substrato, o tamanho das áreas úmidas, presença ou ausência de macrófitas, sendo o conhecimento da influência da altitude desconhecida sobre essa comunidade. O presente estudo visa compreender a estrutura de comunidades de turbelários em áreas úmidas com presença de turfeiras em locais contrastantes, costeiros e de altitude, do sul do Brasil, assim como analisar a influência de variáveis estruturais, físicas e químicas da água sobre a composição de espécies de turbelários no sul do Brasil. As coletas ocorreram no verão de 2017, em 10 áreas úmidas permanentes, cinco delas em altitude superior a 1100m e cinco em altitude inferior a 15m. Um total de 544 espécimes de turbelários foi coletado, pertencentes a 39 espécies e 12 gêneros. A riqueza de espécies de turbelários foi significativamente maior nas áreas úmidas de menor altitude (s=33) do que as áreas de maior altitude (s=18). A abundância total foi similar entre as áreas úmidas de menor e maior altitude. A composição de espécies de turbelários foi distinta entre as áreas úmidas de menor altitude e de maior altitude, havendo clara distinção dos grupos na ordenação. A dissimilaridade total foi de 92.04%. A variável sólidos totais dissolvidos (TDS) esteve significativamente relacionada com a ordenação. Este estudo é o primeiro a analisar a estrutura das comunidades de turbelários na região neotropical em ambientes com turfeiras com diferentes níveis de altitude. As comunidades de turbelários se mostraram distintas entre os ambientes estudados, com táxons exclusivos para ambientes de maior e menor altitude.

Palavras-chave: invertebrados; ecologia de água doce; Região Neotropical.

Turbellarian communities in freshwater wetlands with *Sphagnum* in contrasting locations in southern Brazil

Abstract

Altitude is a condition that has a great influence on the climate of a region. With the increase in altitude, there are changes in terrain, topography and hydrography, which lead to changes in the structure of communities. Turbellarian communities are composed of a great diversity of taxa. They are influenced by temperature, oxygen, pH, hydroperiod, substrate, wetland size, presence or absence of macrophytes, but the influence of altitude on these communities is yet unknown. This work aimed to analyse the structure of turbellarian communities in wetlands with *Sphagnum* bogs in contrasting locations, coastal and highland wetlands, as well as to analyze the influence of structural, physical and chemical variables of water on turbellarian species composition in southern Brazil. The collections occurred in the summer of 2017, in 10 permanent wetlands, five in areas with an altitude above 1100 m and five with an altitude below 15 m. We collected 544 turbellarian specimens belonging to 39 species and 12 genera. Turbellarian species richness was significantly higher in low-altitude wetlands (s=33) than in high-altitude wetlands (s=18). Total abundance was similar between wetlands of low and high altitude. Turbellarian species composition was distinct between wetlands of low and high altitude, with a clear distinction of both groups in the ordination. The total dissimilarity was 92.04%. The variable total dissolved solids was significantly related to the ordination. This study is the first to analyze the turbellarian communities in wetlands with *Sphagnum* bogs in contrasting locations. The turbellarian communities were distinct between the studied environments, with exclusive taxa for both environments.

Keywords: invertebrates; freshwater ecology; Neotropical Ecozone.

1. INTRODUÇÃO

Um dos grandes desafios na ecologia é tentar entender os padrões da estrutura das comunidades e suas variações, ao longo de gradientes ambientais (Hoiss et al., 2012). Dentre os gradientes ambientais, a altitude é uma condição que influencia fortemente o clima de uma região, em ambientes de maior altitude a temperatura média é menor do que em ambientes de menor altitude (Terborgh, 1971). Com o aumento da altitude ocorrem alterações no relevo, na topografia e na hidrografia, o que acarreta mudanças na estrutura de comunidades em geral, seja em organismos macro ou microscópicos (Guerra & Cunha, 1996; Townsend, Begon, & Harper, 2006), havendo também registros de espécies exclusivas para esses ambientes, devido à peculiaridade de habitats e alto grau de endemismo das áreas de altitude (Dorador et al., 2013).

Estudos que analisaram a influência da altitude sobre comunidades de plantas e animais, de maneira geral, apresentaram dois padrões de distribuição das espécies, o primeiro aponta um declínio no número de espécies com o aumento da altitude e o segundo uma distribuição unimodal com pico médio de altitude (Rahbek, 2005; Hoiss et al., 2012). As diferenças no padrão da riqueza de espécies estão intimamente ligadas com o grupo de estudo e com variações em escala local. Estudos recentes em áreas úmidas de altitude no sul do Brasil, registraram um grande número de espécies de invertebrados (Freiry et al., 2016; Ávila et al., 2017; Stenert et al., 2017; Boelter et al., 2018) e vertebrados (Knauth, Moreira, & Maltchik, 2018), havendo ocorrência de espécies raras, assim como variações locais na estrutura de comunidades em função dos diferentes habitats.

No presente sistema de estudo, foram utilizadas as comunidades de turbelários aquáticos de vida livre, por esta comunidade ser constituída por uma grande diversidade de táxons, sendo usualmente subdivididos em dois grupos, os macroturbelários, com alguns centímetros de comprimento, representados pelos tricládidos em ambientes continentais, e os microturbelários, usualmente com menos de 5mm de comprimento, representados pelos táxons Catenulida, Kalyptorhynchia, Lecithoepitheliata, Limnotyphloplanida e Macrostromorpha em ambientes límnicos (Young, 2001; Schockaert et al., 2008; Boll et al., 2013; Van Steenkiste et al., 2013), apresentando também ampla variedade de características, podendo ser encontradas em ambientes marinhos, de água doce ou terrestres úmidos.

Em sua maioria, os turbelários, são predadores de outros invertebrados, podendo causar forte impacto nas populações de suas presas. Além disso, reproduzem-se de forma assexuada, podendo colonizar rapidamente um ambiente, ou sexuadamente, podendo produzir ovos envolvidos por cápsulas que provêm resistência contra dessecação ou frio extremo (Young, 2001). Essas comunidades são influenciadas por diversos fatores ambientais, como

temperatura, oxigênio, pH, hidroperíodo, substrato, tamanho das áreas úmidas, presença ou ausência de macrófitas, havendo relação positiva da abundância e riqueza de espécies com a proximidade da região litorânea das áreas úmidas (Young, 2001). De acordo com a biologia das comunidades de turbelários, as maiores taxas de reprodução assexuada e de eclosão de ovos ocorrem em ambientes mais quentes (Young, 2001). Muitas espécies ocorrem em uma grande variedade de habitats, outras apresentam relação com um único tipo de micro-habitat, grupos de turbelários, como Macrostromorpha, apresentam distribuição majoritariamente em ambientes costeiros e a abundância total e valores máximos de riqueza são registrados nas estações mais quentes, primavera e verão (Schwank, 1981; Young, 2001; Eitam et al., 2004; Braccini & Leal-Zanchet, 2013).

Na região Neotropical, Noreña-Janssen (1995) fez o primeiro estudo de dinâmica populacional, abundância e distribuição de microturbelários, em uma área da planície de inundação do rio Paraná, Argentina, onde registrou 21 espécies, a maioria para ecossistemas lênticos, assim como o primeiro registro de ocorrência sazonal das espécies para Região Neotropical. Braccini & Leal-Zanchet (2013), ao analisarem a estrutura de comunidades de turbelários em lagoas permanentes de três diferentes categorias de tamanho na Planície Costeira, detectaram riqueza estimada maior nos ecossistemas de tamanho pequeno e médio do que nos grandes, enquanto a riqueza e abundância médias de turbelários foram similares entre os ecossistemas estudados. A composição das comunidades de turbelários variou entre as áreas de estudo, havendo também variações entre as áreas de uma mesma categoria de lagoa (Braccini & Leal-Zanchet, 2013). Demais trabalhos feitos na região neotropical com turbelários continentais são de cunho de distribuição das espécies, filogenéticos ou taxonômicos (e.g. Noreña, Damborenea, & Brusa, 2004, 2005; Damborenea, Brusa, & Noreña, 2005; Brusa, Damborenea, & Noreña, 2003; Brusa, 2006; Braccini, Amaral, & Leal-Zanchet, 2016; Braccini, Brusa, & Leal-Zanchet, 2017).

Com base no explanado, os objetivos do presente estudo visam compreender a estrutura de comunidades de turbelários em áreas úmidas com presença de turfeiras em locais contrastantes, costeiros e de altitude, do sul do Brasil, assim como analisar a influência de variáveis estruturais, físicas e químicas da água sobre a composição de espécies. As seguintes hipóteses são propostas: 1) a abundância e riqueza de espécies de turbelários são maiores em áreas úmidas costeiras do que em áreas úmidas de altitude, fatores como a menor temperatura pode interferir tanto na diminuição da riqueza como abundância de turbelários, uma vez que a taxa de reprodução assexuada e de eclosão de ovos estão associadas com o aumento da

temperatura da água (Young, 2001), e 2) a composição de espécies de turbelários é distinta entre áreas úmidas costeiras e de altitude, essa hipótese é esperada devido à peculiaridade de habitats e alto grau de endemismo que ambos os ambientes possuem (costeiros e de altitude), que modificarão as comunidades mesmo em detrimento das turfeiras serem formadas por *Sphagnum*.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo envolveu dois grupos de áreas úmidas, um na planície costeira e outro em ambiente de altitude, cada grupo composto por cinco áreas úmidas. As amostragens do primeiro grupo ocorreram no litoral norte do Rio Grande do Sul, entre os municípios de Tramandaí e Terra de Areia (Figura 1), com distância mínima de 8km entre as áreas úmidas, com altitude máxima de 15m. As amostragens do segundo grupo ocorreram nos Campos de Cima da Serra, no município de Bom Jesus, com distância mínima de 4km entre as áreas úmidas, com altitude máxima de 1110m.

O litoral norte do Rio Grande do Sul possui baixa altitude (< 20m) (Rambo, 2000), é composto por áreas de restinga (vegetação costeira com forte influência marinha) e remanescentes florestais de Floresta Estacional Semidecidual (SOS Mata Atlântica, 2014). O clima da região é subtropical e úmido, sem períodos extremos de seca (Nimer, 1989), segundo a classificação de Köppen, é Cfa, ou seja, com chuvas bem distribuídas ao longo de todo o ano, com precipitação e temperatura médias anuais de 1.600 – 1900mm e 18-20°C, respectivamente (Alvarez et al., 2013). A região dos campos de Cima da Serra se localiza ao extremo nordeste do Rio Grande do Sul, com altitude entre 900 até 1200 metros, é caracterizada pela Floresta Ombrófila Mista, possuindo extensas áreas de campo e numerosas áreas úmidas (Pasini, Katinas, & Ritter, 2014). Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é Cfb, com precipitação anual entre 1500 a 1700mm, podendo exceder 3300mm em alguns pontos isolados, com verão temperado, sem estação seca, com temperatura média anual de 15,7°C (Alvares et al., 2013).

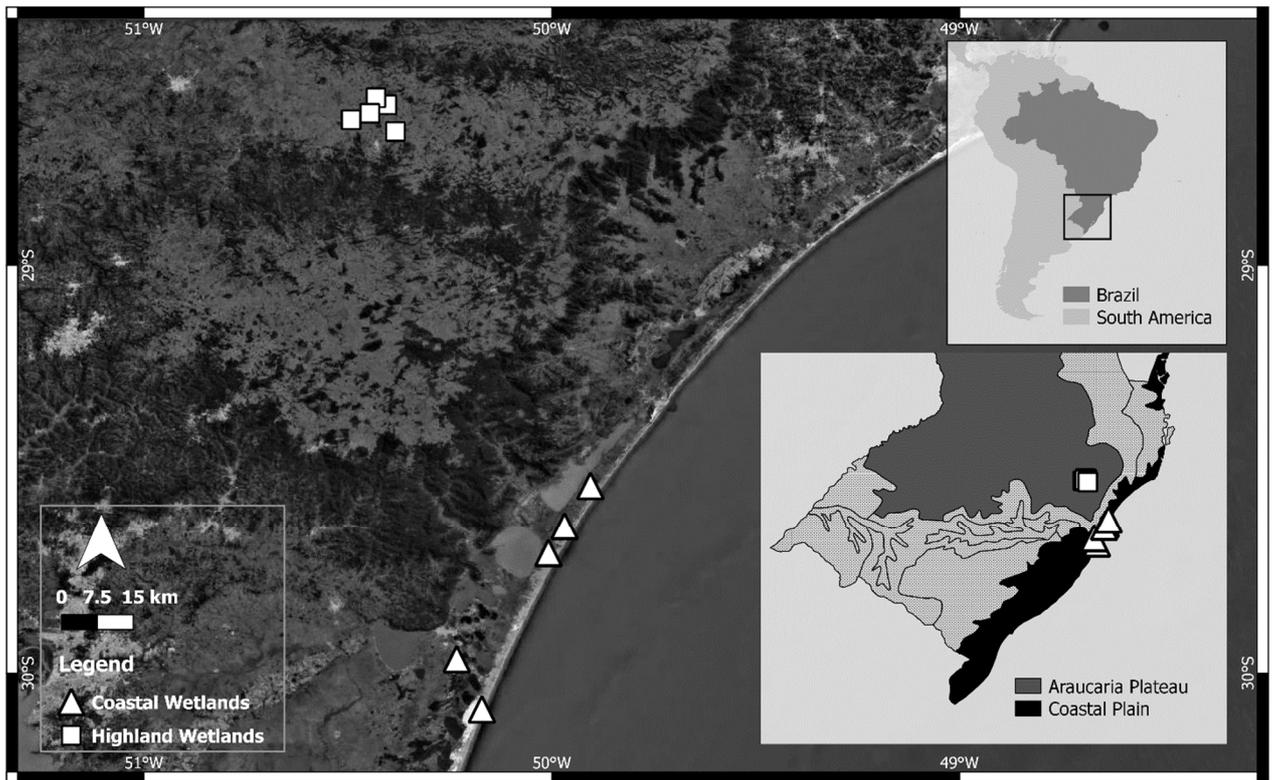


FIGURA 1 Área de estudo localizada nos Campos de Cima da Serra (Bom Jesus) e no litoral norte (Tramandaí, Capão da Canoa, Arroio Teixeira e Arroio do Sal) do Rio Grande do Sul.

2.2 Delineamento amostral

As 10 áreas úmidas amostradas, contemplando o grupo da planície costeira e o de altitude (Figura 2), tinham como características obrigatórias em comum: serem naturais, com hidroperíodo permanente e apresentando formação de turfeiras, onde a espécie de macrófita dominante foi *Sphagnum* sp, o *Sphagnum* é abundante nos locais de estudo e suas formas abobadadas/eretas podem atingir mais de 30cm de profundidade (Boelter et al., 2018), disponibilizando inúmeros micro-habitats para ocorrência dos turbelários. Em cada área úmida houve a coleta em três pontos distintos, sendo cada ponto o mais longe possível do outro e todos próximos a margem. As amostragens ocorreram entre os meses de janeiro até março de 2017, durante o verão, uma amostragem por área.

As amostragens ocorreram com auxílio de “puçá aquático” (malha de 335 μ m) através de 10 varreduras na lâmina d’água e no substrato. Foram coletados dados sobre as variáveis físicas e químicas d’água (temperatura, pH, potencial de oxido-redução (ORP), turbidez (NTU), concentração de oxigênio (DO) e sólidos totais dissolvidos na água) com auxílio de sonda

Horiba, havendo a coleta desses dados em cada ponto amostral. Foi medido o perímetro dos corpos d'água com auxílio do programa Google Earth e a profundidade de cada ponto amostrado (Tabela 1).



FIGURA 2 áreas úmidas naturais com formação de turfeiras, localizadas na planície costeira, município de Tramandaí (A), e nos Campos de Cima da Serra, no município de Bom Jesus (B), do sul do Brasil.

TABELA 1 Características estruturais e parâmetros físicos e químicos de 10 áreas úmidas, cinco da planície costeira (PC) e cinco em ambientes de altitude (AL), no sul do Brasil. DO: oxigênio dissolvido; NTU: turbidez; ORP: potencial de oxirredução; TDS: sólidos totais dissolvidos; TEMP: temperatura. *= média dos três pontos amostrais.

Áreas	Variáveis									
	Perímetro*	Profundidade*	TEMP*	pH*	ORP*	NTU*	DO*	TDS*	xLat	yLong
	(m)	(cm)	(°C)		(mV)		mg/l	ppt		
PC1	504	27	22.86	6.19	161	7.81	10.89	0.059	30,05	50,10
PC2	1654	15	22.9	6.05	210	10.2	10.05	0.036	29,57	50,13
PC3	257	26	28.03	6.41	249	7.87	9.78	0.029	29,42	50,01
PC4	1021	27	26.43	6.71	211	14	9.08	0.029	29,38	49,58
PC5	595	28	26.7	6.14	173	343	8.76	0.036	29,32	49,54
AL1	753	29	19.77	5.59	149	398	5.67	0.016	28,36	50,24
AL2	189	24	22.01	5.63	230	61	8.87	0.004	28,38	50,29
AL3	681	20	24.05	5.08	253	235	8.63	0.020	28,35	50,25
AL4	1211	26	26.79	5.96	357	499	13.85	0.012	28,37	50,26
AL5	677	20	26.57	5.52	157	268	4.20	0.012	28,4	50,23

2.3 Triagem e identificação

A triagem ocorreu sempre durante os três dias seguintes a cada amostragem. Um total de 500ml de água foi coletado por ponto e toda água amostrada foi triada, separando-se uma pequena porção e dispendo-a em uma placa de Petri e analisando sob estereomicroscópio binocular (Brusa et al., 2003). Após a visualização dos espécimes, eles foram dispostos em uma lâmina histológica, observados ao microscópio óptico e submetidos à técnica de “squash progressivo” (Gamo, 1987). Foram feitos desenhos esquemáticos, indicando-se as principais estruturas e medições dos espécimes vivos, para fins de determinação taxonômica (Gamo, 1987). Algumas espécies de Dalyelliidae foram diafanizadas com uso do lactofenol. Quando necessário, para determinação em nível de espécie, foi feito o processamento histológico dos espécimes, com fixação em Bouin, inclusão em paraplasto, confecção de cortes sagitais e seriados, a 4-5 μm de espessura para microturbelários e 6 μm para macroturbelários, e coloração com os tricrômicos de Mallory/Cason e Masson.

2.4 Análise dos dados

Riqueza e abundância das espécies foram calculadas para cada área. Para comparar a riqueza e abundância de espécies de turbelários entre as áreas úmidas costeiras e as áreas úmidas de altitude foi realizado teste t de Student (Test-T), com auxílio do programa SPSS. Para comparar a composição de espécies de turbelários entre as áreas úmidas com diferentes níveis de altitude, foi realizada análise de permutação multivariada (PERMANOVA), através de 9999 permutações. Para verificar a dissimilaridade entre as áreas, foi feita a análise de porcentagem da similaridade (SIMPER). PERMANOVA e SIMPER foram feitas através do programa Past 3.14. Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS), foi feito para visualizar as diferenças na composição de espécies com auxílio da programação R. Todas as análises foram baseadas a partir da distância de Bray-Curtis, com os dados de abundância das espécies. Após a ordenação proveniente do NMDS, foi utilizada a ferramenta Envift, da programação R, para analisar como as variáveis estruturais, físicas e químicas das áreas úmidas afetaram os resultados obtidos. As espécies que apresentaram abundância menor que 1% do total foram excluídas das análises de composição.

3. RESULTADOS

<i>Mesostoma</i> sp. 4		1		1
<i>Mesostoma</i> sp. 5		1		1
<i>Strongylostoma</i> sp. 3			1	1
TRICLADIDA				
<i>Rhodax</i> sp.	7	1	1	9

A riqueza de espécies de turbelários foi significativamente maior nas áreas úmidas costeiras ($s = 33$) do que as áreas de altitude ($s = 18$) ($p = 0,016$), havendo um grande número de espécies que apenas ocorreram em áreas úmidas costeiras, como a ordem Tricladida e Lecithoepitheliata, representadas pelas espécies *Rhodax* sp. (Dimarcusidae) e *Prorhynchus stagnalis* (Prorhynchidae), respectivamente, e um baixo número de espécies únicas para áreas úmidas de maior altitude (Figura 3). A abundância total foi similar entre as áreas úmidas costeiras e de altitude ($p > 0,05$) (Tabela 3), onde as espécies *Catenula turgida* (Catenulidae) ($n = 118$) e *Rhynchoscolex simplex* (Stenostomidae) ($n = 63$) foram as mais abundantes e ocorreram em ambos ambientes.

TABELA 3 Riqueza e abundância de turbelários em áreas úmidas costeiras (PC) e áreas úmidas de altitude (AL) no sul do Brasil.

	PC	AL	Total
Riqueza observada	33	18	39
Riqueza relativa	84,6%	46,1%	100%
Espécies únicas	21	6	27
Abundância observada	386	158	544
Abundância relativa	70,9%	29,1%	100%

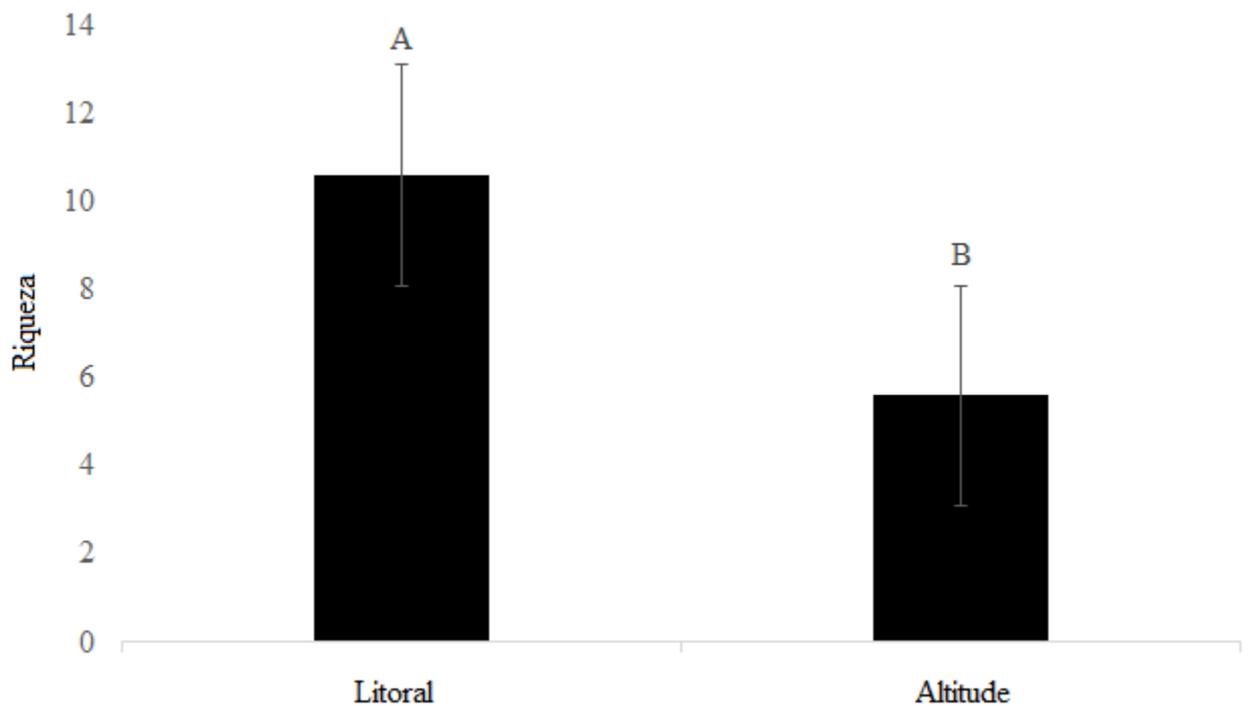


FIGURA 3 Riqueza média de turbelários entre áreas úmidas costeiras (litoral) e de altitude do sul do Brasil. Letras distintas indicam diferenças significativas ($p = 0,016$).

A composição de espécies de turbelários foi distinta entre as áreas úmidas costeiras e de altitude (stress = 6,8; $p = 0,015$; Figura 4), havendo clara distinção dos grupos na ordenação. A dissimilaridade total foi de 92.04%, onde as espécies *C. turgida*, *R. simplex*, *Stenostomum corderoi* (Stenostomidae) e *Stenosmum* sp. 3 foram as que mais contribuíram na análise, respectivamente (Tabela 4). A variável sólidos totais dissolvidos (TDS) esteve significativamente relacionada com a ordenação ($p = 0,04$), tendo sido registrado os maiores valores dessa variável nas áreas úmidas costeiras.

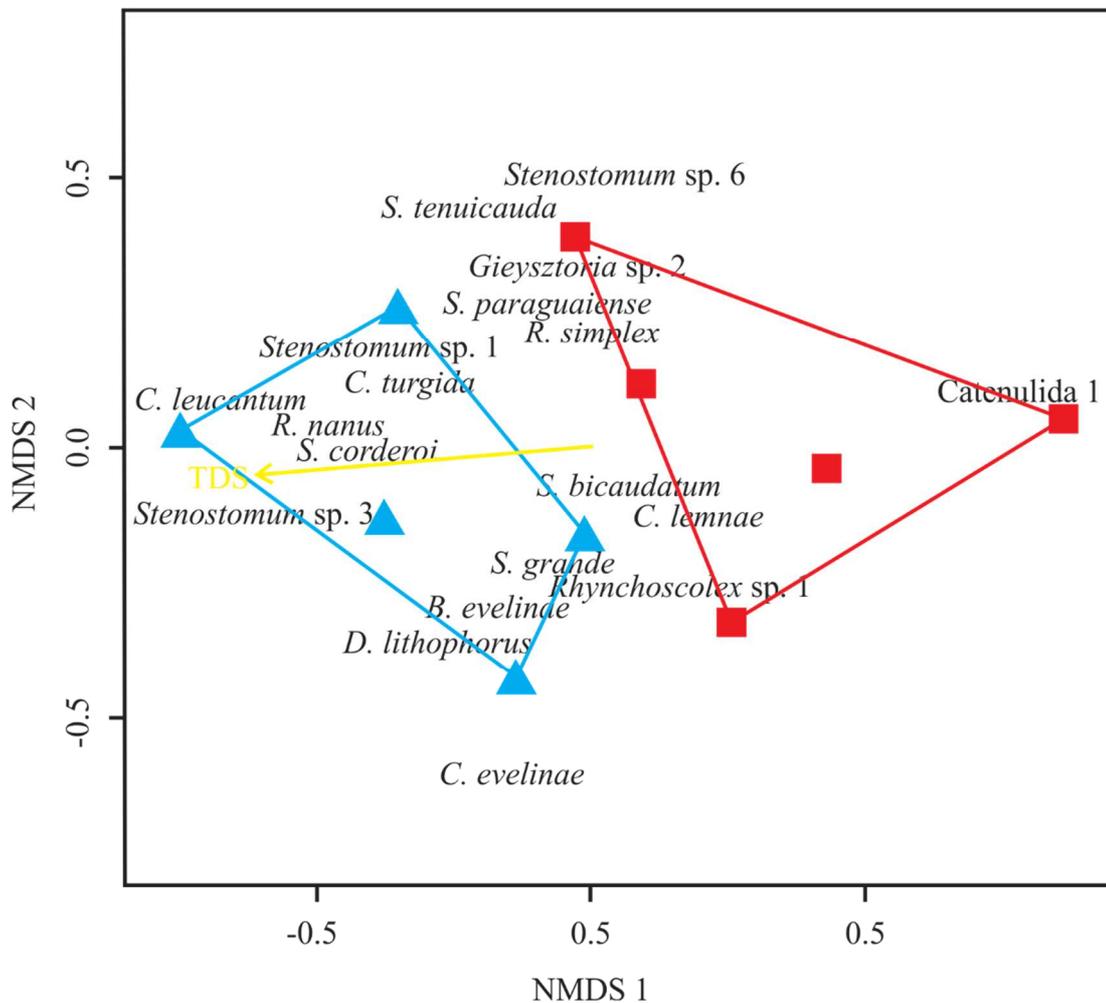


FIGURA 4 Análise de ordenação (NMDS) para 10 áreas úmidas, com base na abundância de espécies de turbelários entre áreas úmidas costeiras e áreas úmidas de altitude no sul do Brasil (Stress = 6,8). Vetor indica variável ambiental relacionada com a ordenação ($p < 0,05$). Espécies com abundância total menor que 1% do total foram excluídas da ordenação. Triângulos azuis: áreas úmidas costeiras; Quadrados vermelhos: áreas úmidas de altitude.

TABELA 4 Dissimilaridade SIMPER entre cinco áreas úmidas de baixa altitude e cinco de alta altitude do sul do Brasil, baseada na abundância de espécies de turbelários (dissimilaridade total de 92,04%).

Táxon	Contribuição para a dissimilaridade (%)	Contribuição acumulativa (%)
<i>Catenula turgida</i>	13,44	13,44
<i>Rhynchoscholex simplex</i>	12,39	25,82
<i>Stenostomum corderoi</i>	9,95	35,77
<i>Stenostomum</i> sp. 3	9,584	45,36
<i>Catenula lemnae</i>	6,567	51,93
<i>Catenula evelinae</i>	6,052	57,98
<i>Catenulida</i> 1	4,852	62,83
<i>Chordarium leucantum</i>	4,815	67,64
<i>Stenostomum grande</i>	4,217	71,86
<i>Dasyhormus lithophorus</i>	4,06	75,92
<i>Bothromesostoma evelinae</i>	4,026	79,95
<i>Stenostomum bicaudatum</i>	3,025	82,97
<i>Stenostomum leucops</i>	2,212	85,19
<i>Stenostomum paraguaiense</i>	2,059	87,24
<i>Rhynchoscholex</i> sp. 1	2,051	89,29
<i>Stenostomum</i> sp. 1	1,917	91,21
<i>Stenostomum</i> sp. 5	1,755	92,97
<i>Stenostomum tenuicauda</i>	1,727	94,69
<i>Rhynchoscholex nanus</i>	1,549	96,24
<i>Gieysztoria</i> sp. 2	1,323	97,56
<i>Rhodax</i> sp.	1,266	98,83
<i>Stenostomum</i> sp. 6	1,17	100

4. DISCUSSÃO

No presente estudo, foi registrado um alto número de espécies de turbelários nas áreas úmidas amostradas, com registro de espécies com morfotipos únicos, potenciais novas espécies para ciência. A dominância da ordem Catenulida foi expressiva tanto em ambientes costeiros como de altitude. Em estudo com turbelários na planície costeira do sul do Brasil, Braccini & Leal-Zanchet (2013) também observaram a ordem Catenulida como a mais abundante. Esta ordem possui distribuição cosmopolita, porém há registro de muitas espécies endêmicas e uma parcela considerável dessas espécies é registrada apenas para a América do Sul (Noreña, Damborenea, & Brusa, 2005; Braccini, Amaral, & Leal-Zanchet, 2016).

De acordo com os resultados do presente estudo, a nossa primeira hipótese foi corroborada, onde a riqueza de espécies respondeu de forma direta aos locais com diferentes níveis de altitude, havendo diminuição no número de espécies nas áreas de maior altitude. Este é um padrão já registrado em um grande número de organismos, tanto de animais como plantas (Rahbek, 2005). Contudo, a abundância de espécimes observada não foi estatisticamente diferente entre os ambientes, diferentemente do esperado, percebemos que apesar do baixo número de espécies em áreas úmidas de altitude, essas espécies estão com alto número populacional.

A nossa segunda hipótese foi fortemente corroborada, havendo clara distinção da composição de espécies entre os ambientes com diferentes níveis de altitude. As espécies que mais contribuíram para essa diferença, *Catenula turgida* e *Rhinchoscolex simplex*, são ambas da ordem Catenulida. Essas espécies possuem características biológicas similares, como reprodução assexuada e se alimentam principalmente de bactérias (Young, 2001), o que as tornam espécies de rápida expansão populacional, pelo fácil acesso ao alimento e rápida reprodução, sendo as duas espécies as mais abundantes do estudo. *Catenula turgida* foi mais abundante nas áreas úmidas costeiras e *R. simplex* nas áreas úmidas de altitude, tornando-as impactantes no índice de dissimilaridade. As ordens Tricladida e Lecithoepitheliata, no presente estudo, foram registradas apenas nas áreas úmidas costeiras; contudo, há registros das ordens em áreas úmidas de altitude do sudeste e sul do Brasil (Carbayo & Froehlich, 2008; dados não publicados para Lecithoepitheliata), assim como para áreas úmidas com altitude ainda maior do que do presente estudo (superior a 3000m) (Brusa et al., 2012) em outros locais na região Neotropical. Dessa forma, o não registro das ordens nas áreas úmidas de altitude provavelmente se deve a características locais e não por uma barreira proporcionada pela altitude.

A variável total de sólidos dissolvidos (TDS) foi identificada como um importante preditor da composição de espécies de turbelários. Dentre as relações do TDS com as

características da água, ele está relacionado com a quantidade de matéria orgânica suspensa presente na água, quanto maior a quantidade de matéria orgânica maior será o TDS, o material orgânico suspenso serve de alimento para inúmeros organismos, incluindo espécies de turbelários (Young, 2001; Jiang, Xie, & Chen, 2013). Os resultados indicaram forte relação das espécies de turbelários em áreas úmidas com valores mais altos dessa variável. A influência do TDS também ocorreu sobre as comunidades de microturbelários em áreas úmidas de altitude do sul do Brasil, com diferentes hidroperíodos e diferentes níveis de complexidade de habitats, sendo um dos preditores da riqueza, abundância e composição de espécies (dados não publicados). A influência do TDS também foi registrada para outros grupos taxonômicos, havendo maior número de espécies de macroinvertebrados filtradores em ambientes de maior TDS (Jiang, Xie, & Chen, 2013), assim como uma forte correlação de ciliados com a diminuição dos valores de TDS (Papadimitriou et al., 2010). A variável temperatura não apresentou relação com a ordenação como era esperado. Em estudo na região tropical, com macroinvertebrados em ambientes lóticos de diferentes altitudes, Jiang, Xie, & Chen (2013) também não registraram a influência esperada da temperatura, os autores sugerem que outros fatores não analisados poderiam explicar a variação das comunidades.

As comunidades de turbelários apresentam variações de acordo com a estação do ano, havendo espécies que ocorrem o ano inteiro ou em apenas uma estação (Noreña-Janssen, 1995; Young, 2001; Braccini & Leal-Zanchet, 2013; Noreña, Damborenea, & Brusa, 2015), dessa forma, se faz necessário a continuidade do presente estudo com amostragens em demais períodos do ano, compreendendo outono, inverno e primavera, assim como amostragens em outros níveis de altitude, altitudes médias como 500-600m e altitudes superiores a 1200m, para constatar se o padrão observado no presente estudo se manterá e para termos uma melhor e mais detalhada compreensão da distribuição das espécies de turbelários em gradientes de altitude.

Em resumo, este estudo é o primeiro a analisar a estrutura das comunidades de turbelários na região neotropical em relação a ambientes com turfeiras com diferentes níveis de altitude, sendo que em âmbito mundial há apenas registros feitos de amostragens em corpos d'água em ambientes de menor e maior altitude (Young, 1970), porém sem padronização da amostragem. A riqueza de espécies de turbelários foi maior em áreas úmidas costeiras do que em áreas úmidas de altitude. As comunidades de turbelários se mostraram distintas entre os ambientes estudados, com táxons exclusivos para ambos os grupos de áreas úmidas, onde o TDS se mostrou uma variável importante para composição das espécies.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. M., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711–728. DOI: 10.1127/0941-2948/2013/0507.
- Avila, A. C., Stenert, C., Rodrigues, E. N. L., & Maltchik, L. (2017). Habitat structure determines spider diversity in highland ponds. *Ecological research*, 32(3), 359–367.
- Boelter, T., Stenert, C., Pires, M. M., Medeiros, E. S. F., & Maltchik, L. (2018). Influence of plant habitat types and the presence of fish predators on macroinvertebrate assemblages in southern Brazilian highland wetlands. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*, 192(1), 65–77. DOI: 10.1127/fal/2018/1162
- Boll, P. K., Rossi, I., Amaral, S. V., Oliveira, S. M., Müller, E. S., Lemos, V. S., & Leal-Zanchet, A. M. (2013). Platyhelminthes ou apenas semelhantes a Platyhelminthes? Relações filogenéticas dos principais grupos de turbelários. *Neotropical Biology and Conservation*, 8(1): 41–52.
- Braccini, J. A. L., & Leal-Zanchet, A. M. (2013). Turbellarian assemblages in coastal lagoons in southern Brazil. *Invertebrate Biology*, 132(4), 305–314. DOI: 10.1111/ivb.12032.
- Braccini, J. A. L., Amaral, S. V., & Leal-Zanchet, A. M. (2016). Microturbellarians (Platyhelminthes and Acoelomorpha) in Brazil: invisible organisms?. *Brazilian Journal of Biology*, 76(2), 476–494. DOI: 10.1590/1519-6984.21514.
- Braccini, J. A., Brusa, F., & Leal-Zanchet, A. M. (2017). Six freshwater microturbellarian species (Platyhelminthes) in permanent wetlands of the Coastal Plain of southern Brazil: new records, abundance, and distribution. *Check List*, 13(6), 849–855.
- Brusa, F., Damborenea, C. M., & Noreña, C. (2003). A new species of *Gieysztoria* (Platyhelminthes, Rhabdocoela) from Argentina and a kinship analysis of South American species of the genus. *Zoologica Scripta*, 32, 449–457.
- Brusa, F. (2006). Macrostromida (Platyhelminthes: Rhabditophora) from Argentina, with descriptions of two new species of *Macrostromum* and of stylet ultrastructure. *Zoological science*, 23(10), 853–862.
- Brusa, F., Negrete, L., Herrera-Martínez, Y., & Herrando-Pérez, S. (2012). *Girardia festae* (Borelli, 1898) (Platyhelminthes: Tricladida: Dugesiidae): distribution extension in a high-altitude lake from Colombia. *Check List*, 8(2), 276–279.

- Carbayo, F., & Froehlich, E. M. (2008). Estado do conhecimento dos macroturbelários (Platyhelminthes) do Brasil. *Biota Neotropica*, 8(4), 177–197.
- Damborenea, C., Brusa, F., & Noreña, C. (2005). New species of *Gieysztoria* (Platyhelminthes, Rhabdocoela) from Peruvian Amazon floodplain with description of their stylet ultrastructure. *Zoological science*, 22(12), 1319–1329.
- Dorador, C., Vila, I., Witzel, K. P., & Imhoff, J. F. (2013). Bacterial and archaeal diversity in high altitude wetlands of the Chilean Altiplano. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*, 182(2), 135–159.
- Eitam, A., Noreña, C., & Blaustein, L. (2004). Microturbellarian species richness and community similarity among temporary pools: relationships with habitat properties. *Biodiversity and Conservation*, 13, 2107–2117.
- Freiry, R. F., Esquinatti, F. M., Stenert, C., Arenzon, A., Nielsen, D. L., & Maltchik, L. (2016). Effects of spatial scale and habitat on the diversity of diapausing wetland invertebrates. *Aquatic Biology*, 25, 173–181. DOI: 10.3354/ab00666.
- Gamo, J. (1987). Microturbelarios de la Península Ibérica. *Miscellanea Zoológica*, 11, 41–49.
- Guerra, A. J. T., & Cunha, S. B. (1996). *Geomorfologia e Meio ambiente*. Betrand Brasil, Rio de Janeiro, 372p.
- Hoiss, B., Krauss, J., Potts, S. G., Roberts, S., & Steffan-Dewenter, I. (2012). Altitude acts as an environmental filter on phylogenetic composition, traits and diversity in bee communities. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 279, 4447–4456.
- Jiang, X., Xie, Z., & Chen, Y. (2013). Longitudinal patterns of macroinvertebrate communities in relation to environmental factors in a Tibetan-Plateau river system. *Quaternary International*, 304, 107–114.
- Knauth, D. S., Moreira, L. F. B., & Maltchik, L. (2018). Partitioning tadpole beta diversity in highland ponds with different hydroperiods. *Freshwater Science*, 37(2), 380–388.
- Nimer, E. (1989). *Climatologia do Brasil*. IBGE, Rio de Janeiro.
- Noreña-Janssen, C. (1995). Studies on the taxonomy and ecology of the turbellarian (Plathelminthes) in the floodplain of the Paraná river (Argentina). II. Taxonomy and ecology of the Turbellaria. *Archiv für Hydrobiologie*, Stuttgart, Supplement 107:11–262.
- Noreña, C., Damborenea, C., & Brusa, F. (2004). Platyhelminthes de vida libre–Microturbellaria–dulceacuícolas en Argentina. *Miscelánea*, 12, 226.

- Norena, C., Damborenea, C., & Brusa, F. (2005). A taxonomic revision of South American species of the genus *Stenostomum* O. Schmidt (Platyhelminthes: Catenulida) based on morphological characters. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 144(1), 37–58.
- Noreña, C., Damborenea, C., & Brusa, F. (2015). Phylum Platyhelminthes. In: Ecology and General Biology: Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates. *Academic Press*, 181–203.
- Papadimitriou, C. A., Papatheodoulou, A., Takavakoglou, V., Zdragas, A., Samaras, P., Sakellaropoulos, G. P., ... Zalidis, G. (2010). Investigation of protozoa as indicators of wastewater treatment efficiency in constructed wetlands. *Desalination*, 250(1), 378–382. DOI: 10.1016/j.desal.2009.09.060.
- Pasini, E., Katinas, L., & Ritter, M. R. (2014). The genus *Chaptalia* (Asteraceae, Mutisieae) in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Rodriguésia*, 65(1), 141–158. DOI: 10.1590/S2175-78602014000100010.
- Rahbek, C. (2005). The role of spatial scale and the perception of large-scale species-richness patterns. *Ecology letters*, 8(2), 224–239.
- Rambo, B. (2000). *A fisionomia do Rio Grande do Sul: ensaio de monografia natural*. Unisinos, São Leopoldo.
- Schockaert, E. R., Hooge, M., Sluys, R., Schilling, S., Tyler, S., & Artois, T. (2008). Global diversity of free living flatworms (Platyhelminthes, “Turbellaria”) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 41–48.
- Schwank, P. (1981) Turbellarien, Oligochaeten und Archianneliden des Breitenbachs und anderer oberhessischer Mittelgebirgsbäche. II. Die Systematik und Autökologie der einzelnen Arten. Schlitzer Produktionsbiologische Studien (43-2) Turbellaria, Oligochaeta and Archiannelida from Breitenbach and other highland streams in Eastern Hesse. II. The systematics and autecology of species (Schlitz studies on productivity, no. 43-2). *Archiv für Hydrobiologie/Supplement 62 (Monographische Beiträge)*, 62 (1), 86–147.
- SOS Mata Atlântica. (2014, April 11). Available at <http://mapas.sosma.gov.br/>.
- Stenert, C., Wüsth, R., Pires, M. M., Freiry, R. F., Nielsen, D., & Maltchik, L. (2017). Composition of cladoceran dormant stages in intermittent ponds with different hydroperiod lengths. *Ecological research*, 32(6), 921–930. DOI: 10.1007/s11284-017-1498-4.
- Terborgh, J. (1971). Distribution on environmental gradients: theory and a preliminary interpretation of distributional patterns in the avifauna of the Cordillera Vilcabamba, Peru. *Ecology*, 52(1), 23–40.

- Townsend C. R., Begon M., & Harper, J. L. (2006). *Fundamentos em ecologia*. 2nd ed. Porto Alegre: Artmed, p. 592.
- Van Steenkiste, N., Tessens, B., Willems, W., Backeljau, T., Jondelius, U., & Artois, T. (2013). A comprehensive molecular phylogeny of Dalytyphloplanida (Platyhelminthes: Rhabdocoela) reveals multiple escapes from the marine environment and origins of symbiotic relationships. *PLoS One*, 8(3), e59917.
- Young, J. O. (1970). British and Irish freshwater Microturbellaria: historical records, new records and a key for their identification. *Archiv fur Hydrobiologie*, 67, 210–241.
- Young, J. O. (2001). *Keys to the freshwater microturbellarians of Britain and Ireland with notes on their ecology*. Freshwater Biological Association, Scientific Publication, 59, p. 142.

CAPÍTULO III

Há influência de variáveis regionais e locais na estrutura de comunidades de turbelários em áreas úmidas costeiras do sul do Brasil?

João Alberto Leão Braccini^{1, 2}, Mariane Cenira Padilha Brizolla^{1, 2}, Heloisa Allgayer^{2, 3}; Diego Brum^{4, 5} Mauricio Roberto Veronez^{4, 5} & Ana Maria Leal-Zanchet^{1, 2}

¹Instituto de Pesquisa de Planárias, Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, São Leopoldo, Brasil.

²Programa de Pós-Graduação em Biologia, Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, São Leopoldo, Brasil.

³Laboratório de Biologia Molecular, Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, São Leopoldo, Brasil.

⁴Laboratório de Visualização Avançada e Geoinformática, Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, São Leopoldo, Brasil.

⁵Programa de Pós-Graduação em Computação Aplicada, Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, São Leopoldo, Brasil.

Resumo

As comunidades biológicas podem ser influenciadas pelas variáveis locais, como filtros ambientais e interações biológicas, e pelas variáveis regionais, tais como conectividade espacial das áreas e mecanismos de dispersão das espécies. As comunidades de turbelários constituem um grupo diverso e abundante, importantes na estruturação das demais comunidades. O presente estudo tem como objetivo analisar a influência de variáveis regionais — distância espacial das áreas úmidas e características do uso do solo do entorno das áreas úmidas amostradas — e variáveis locais — variáveis físicas e químicas e estruturais das áreas úmidas e riqueza e abundância fitoplanctônica — sobre as assembleias de turbelários. As coletas foram realizadas em 15 áreas úmidas naturais ao longo de um gradiente latitudinal da Planície Costeira do sul do Brasil entre os meses de maio e junho de 2017. Um total de 767 espécimes de turbelários foi coletado, pertencentes a 52 espécies e 18 gêneros. A riqueza de espécies apresentou relação positiva com a densidade fitoplanctônica e negativa com a salinidade. Foi observada maior abundância de espécimes de acordo com o aumento da turbidez e com a diminuição do oxigênio dissolvido. A composição de espécies de turbelários foi fracamente explicada, mas houve relação significativa com a salinidade e turbidez. Esses resultados somados apontam que a estrutura de comunidades de turbelários é muito mais fortemente explicada pelas variações locais do que regionais.

Palavras-Chave: fatores espaciais; invertebrados; região Neotropical; variáveis físicas e químicas.

Do regional and local variables influence turbellarian community structure in coastal wetlands of southern Brazil?

Abstract

Biological communities can be influenced by local variables, such as environmental filters and biological interactions, and regional variables, such as spatial connectivity of the areas and mechanisms of species dispersion. The turbellarian community is composed with a diverse and abundant group, important in structuring others communities. This study aimed to analyze the influence of regional variables — distance between wetlands and soil use in surrounding areas — and local variables — physical, chemical and structural variables of wetlands and phytoplankton richness and abundance — on turbellarian community. The samples occurred in 15 wetlands across a latitudinal gradient of the coastal plain of southern Brazil between May and June 2017. We collected 767 specimens belonging to 52 species and 18 genera. Species richness had a positive relation to phytoplankton density and a negative relation to salinity. Specimen abundance was positively related to turbidity and negatively related to dissolved oxygen. Turbellarian species composition was weakly explained, but with significant relation to salinity and turbidity. These results indicate that the structure of turbellarian communities is strongly explained by local variations.

Keywords: invertebrates; Neotropical Ecozone; Physical and chemical variables; spatial factors.

1. INTRODUÇÃO

Áreas úmidas são ecossistemas com alta biodiversidade, servindo de abrigo a vários organismos. Além disso, absorvem o dobro de gás carbônico das florestas, disponibilizam água, alimentos e outros produtos para a sobrevivência e desenvolvimento do ser humano, controlam inundações e mitigam mudanças climáticas. O somatório desses fatores resulta na extrema necessidade de conservação desses ambientes (Junk et al., 2011). No mundo, em torno de 64-71% dos corpos d'água desapareceram no último século (Davidson, 2014), devido à expansão agrícola e urbana, sendo atualmente considerados um dos ecossistemas mais vulneráveis e degradados (Amenzaga, Santamaria, & Green, 2002; Sounders, Meeuwig, & Vicent, 2002). Os padrões que regem a distribuição dos organismos no tempo e espaço em áreas úmidas ainda são pouco estudados, o que dificulta medidas relacionadas à conservação da biodiversidade.

A abordagem espacial infere que a distância geográfica pode influenciar a estrutura das comunidades, ou seja, quanto mais distantes estão duas comunidades, menos similares devem ser essas comunidades (Nekola & White, 1999). As comunidades biológicas podem ser influenciadas pelas variáveis locais, como filtros ambientais e interações biológicas, e pelas variáveis regionais, tais como conectividade espacial das áreas e mecanismos de dispersão das espécies (Rodil, Lucena-Moya, & Lastra, 2018). Mais comumente, os fatores locais estão relacionados com mudanças na abundância e composição de espécies em sistemas aquáticos (Heino et al., 2015). Os fatores regionais, por sua vez, estão relacionados com a similaridade da composição de espécies entre as áreas de acordo com a limitação de dispersão, conectividade e dissimilaridades geográficas (Leibold et al., 2004; Rodil, Lucena-Moya, & Lastra, 2018). Os padrões das comunidades podem ser explicados pela dinâmica da diversidade das espécies derivada das probabilidades básicas de perda de espécies pela extinção e emigração, e ganho de espécies pela especiação e imigração (Ribeiro et al., 2018).

As variáveis físicas e químicas da água podem apresentar variações de acordo com os processos espaciais e tais alterações podem afetar diretamente a riqueza, abundância e composição de espécies, como já observado para comunidades de bactérias (e.g. Morrissey et al., 2014), fitoplâncton (e.g. Ribeiro et al., 2018), invertebrados (e.g. Eitam, Noreña, & Blaustein, 2004; Braccini & Leal-Zanchet, 2013; Rodil, Lucena-Moya, & Lastra, 2018) e vertebrados (e.g. Cintra, 2019). Em uma comunidade específica as respostas podem ser diferentes do já observado para outros grupos.

O conhecimento atual, da relação estabelecida entre as comunidades de turbelários com as variáveis do ambiente, aponta relação significativa da estrutura das comunidades ao longo de gradientes locais, como variáveis físicas, químicas e estruturais das áreas úmidas e alterações na composição de espécies ao longo de gradiente temporal (Schwank, 1981; Eitam, Noreña, & Blaustein, 2004; Braccini & Leal-Zanchet, 2013; Braccini, Amaral, & Leal-Zanchet, 2016). Questões como a influência das comunidades fitoplanctônicas e a influência de variáveis em escala regional, como a distância geográfica entre as áreas e das características do uso do solo do entorno das áreas úmidas ainda são desconhecidas.

As comunidades de turbelários constituem um grupo diverso e abundante, importantes na estruturação das demais comunidades. Porém, apesar de sua importância, dificilmente são abordados em estudos ecológicos. São encontrados em diversos ambientes, tanto marinhos, de água doce ou terrestres úmidos (Noreña, Damborenea, & Brusa, 2015). Os turbelários límnicos são usualmente subdivididos em dois grupos, os macroturbelários, com alguns centímetros de

comprimento, sendo representados pelos tricládidos, e os microturbelários, usualmente com menos de 5mm de comprimento, representados pelos táxons Catenulida, Lecithoepitheliata, Macrostomorpha e Rhabdocoela (Young, 2001; Schoeckaert et al., 2008; Boll et al., 2013).

Considerando a importância de estudos envolvendo áreas úmidas naturais, a complexa relação que os turbelários estabelecem com os habitats em que são encontrados e a ausência de estudos sobre a influência de variáveis regionais e de outros grupos taxonômicos sobre as comunidades de turbelários, o presente estudo tem como objetivos: (1) analisar a influência de variáveis regionais, distância espacial das áreas úmidas (lat; long) e características do uso do solo do entorno das áreas úmidas amostradas, sobre as assembleias de turbelários; (2) analisar a influência das variáveis locais, variáveis físicas e químicas e estruturais das áreas úmidas e riqueza e abundância fitoplanctônica, sobre as assembleias de turbelários em áreas úmidas costeiras do sul do Brasil.

Partindo-se das seguintes hipóteses: 1) as variáveis regionais influenciam as comunidades de turbelários, com base em resultados da maioria dos outros estudos com demais grupos taxonômicos (Nekola & White, 1999; Heino et al., 2015; Rodil, Lucena-Moya, & Lastra, 2018) e por haver mudanças na distribuição espacial das comunidades de turbelários dentro de um mesmo grande lago (Young, 2001); 2) as variáveis locais influenciam fortemente as comunidades de turbelários, com base em vários registros da influência das variáveis físicas e químicas sobre as comunidades (Young, 2001; Braccini & Leal-Zanchet, 2013) e por possuir relação predatória e/ou simbiótica com espécies fitoplanctônicas (Young, 2001).

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A planície costeira do Rio Grande do Sul, sul do Brasil, compreende uma área de aproximadamente 620 km de costa (Travessas, Dillenburg, & Clerot, 2005), se estendendo, no sentido SW-NE, entre os municípios de Torres e Chuí. Divide-se em litoral norte, situado entre os municípios de Torres e Balneário Pinhal, com extensão de 120km de costa, médio, entre os municípios de Palmares do Sul e São José do Norte, com 270km de costa, e litoral sul, entre os municípios de Rio Grande e Chuí, com extensão de 230km de costa (Calliari et al., 2006). A Planície Costeira é composta principalmente por áreas de influência marinha (restingas) e fluvial (IBGE, 1986), com áreas de vegetação campestre e remanescentes florestais de Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 1986). O clima da região, segundo a classificação de Köppen,

é Cfa, ou seja, com chuvas bem distribuídas ao longo do ano com precipitação e temperatura médias anuais de 1600-1.900mm e 18-20°C, respectivamente (Alvarez et al., 2013).

2.2 Delineamento amostral

As coletas foram realizadas em 15 áreas úmidas naturais ao longo de um gradiente latitudinal da planície costeira do Rio Grande do Sul (Figura 1). Todas as áreas úmidas foram selecionadas de acordo com o seguinte critério: naturais, de fácil acesso, perímetro entre 100 até 800 metros, de água doce, hidroperíodo permanente, sem conectividade com o mar, sem conectividade direta com demais áreas úmidas próximas e com macrófitas com folhas flutuantes, macrófitas submersas livres e/ou enraizadas e macrófitas flutuantes.

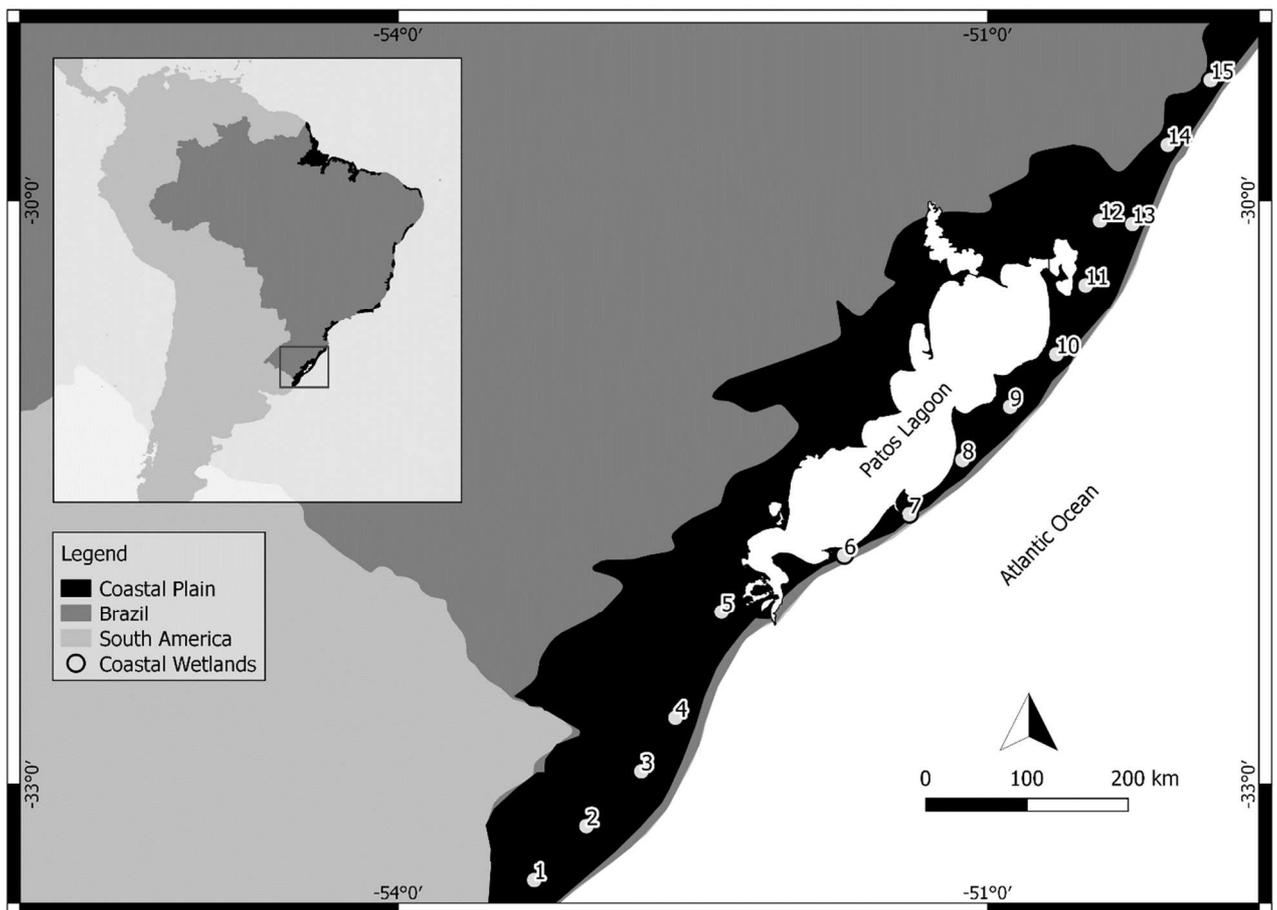


FIGURA 1 Área de estudo localizada na planície costeira do sul do Brasil. Números indicam as áreas úmidas amostradas.

O período de amostragens abrangeu os meses de maio e junho de 2017. As coletas iniciaram no litoral sul, no município de Santa Vitória do Palmar, e estenderam-se até o litoral

norte no município de Terra de Areia. A partir da primeira área úmida coletada foram percorridos 40 km até a próxima área a ser amostrada, havendo uma margem de três quilômetros, para mais ou para menos, caso necessário, para a coleta da próxima área, e, assim, sucessivamente, totalizando 560 km amostrados. Ao longo do litoral sul as áreas úmidas foram amostradas no município de Santa Vitória do Palmar (1-4) e Rio Grande (5). No litoral médio, as áreas úmidas estudadas situam-se nos municípios de São José do Norte (6), Bojuru (7), Tavares (8) e Mostardas (9 e 10). No litoral norte as amostragens foram realizadas nos municípios de Palmares do Sul (11), Capivari do Sul (12), Tramandaí (13), Capão da Canoa (14) e Terra de Areia (15) (Tabela 1).

Foram coletados dados das variáveis físicas e químicas d'água (temperatura, pH, turbidez, salinidade, potencial de oxidorredução (ORP), oxigênio e sólidos dissolvidos na água) com auxílio de uma sonda Horiba, havendo a coleta desses dados em um ponto central de cada área úmida. Foram medidos o perímetro dos corpos d'água, com auxílio do programa Google Earth, e a profundidade de cada ponto amostrado, constituindo os fatores estruturais das áreas úmidas. As características do uso do solo foram obtidas através de interpretação de imagens de satélite, a partir de imagens de datas mais próximas possíveis do dia da amostragem, com uso do programa ArcGis v. 10.1, em 1km de raio a partir de um ponto central de cada área úmida. De acordo com o uso do solo, as áreas foram classificadas em: zona urbana, monocultura e mata nativa (restinga). O fitoplâncton foi coletado em cinco pontos de cada área úmida totalizando 75 pontos amostrados. Todas as amostras foram coletadas em frascos de 200 mL na subsuperfície da coluna d'água. As amostras para a análise do fitoplâncton foram fixadas com solução de lugol acético (Ollrik et al., 1998), posteriormente a quantificação do fitoplâncton foi realizada em microscópio luz invertida Zeiss (aumento de 400 x), de acordo com Utermöhl (1958) e Lund, Kipling, & Lecren (1958). O cálculo para a densidade do fitoplâncton ($\text{ind}/\text{mL}^{-1}$) foi realizado segundo Ros (1979). Células, filamentos e colônias foram contados até atingir uma eficiência de estimativa de 80% de acordo com Pappas & Stoermer (1996). No mínimo, 50 campos aleatórios e 100 indivíduos foram contados por amostra. A densidade de organismos (ind mL^{-1}) foi estimada de acordo com Ros (1979). As amostragens dos turbelários ocorreram com auxílio de “puçá aquático” (malha de 335 μm) através de 10 varreduras na lâmina d'água e no substrato.

TABELA 1 Características estruturais, parâmetros físicos e químicos, atributos da comunidade fitoplanctônica e características do uso do solo do entorno de 15 áreas úmidas localizadas na planície costeira do sul do Brasil. Dens: densidade fitoplanctônica; DO: oxigênio dissolvido; NTU: turbidez; ORP: potencial de oxidorredução; Riq: riqueza do fitoplâncton; Sal: salinidade; TDS: total de sólidos dissolvidos; TEMP: temperatura; Zona: Zona urbana.

Áreas	Variáveis locais									Variáveis regionais					
	Perímetro	TEMP	pH	ORP	NTU	DO	TDS	Sal.	Riq.	Dens. total	Restinga Km ²	Monocultura Km ²	Zona Km ²	xLat	yLong
A1	189.13	17.08	6.4	160	505	7.96	0.219	0.1	39	1494.2	0	3.209971	0.156423	33,29	53,18
A2	139.19	18.64	7.18	250	272	8.935	0.118	0	30	1307.4	0	3.3.60615	0	33,12	53,20
A3	280.08	20.72	6.07	202	557	9.38	0.078	0	47	1826.7	0	3.28673	0.2602	32,56	52,45
A4	285.78	20.66	6.45	-218	262	10.768	0.412	0.2	26	7394.7	0	3.569	0	32,39	52,35
A5	323.66	23.85	7.52	112	44.3	12.25	0.067	0	40	1834.9	0	3.167902	0.228611	32,07	52,21
A6	119.70	14.36	6.33	239	6.74	8.145	0.041	0	33	1860.1	0.31894	2.941638	0	31,49	51,43
A7	294.91	15.64	5.31	269	17.9	9.925	0.053	0	45	2859.2	0.42628	2.666740	0.371038	31,36	51,23
A8	120.55	16.37	6.2	337	31.2	11.79	0.062	0	23	2179.3	0.16157	2.956725	0.166128	31,20	51,07
A9	154.86	16.26	6.22	343	28.7	13.82	0.056	0	42	3925.4	0	3.238185	0.161994	31,30	50,53
A10	270.21	17.21	5.65	311	9.61	8.360	0.078	0	18	183.2	0	3.226845	0	30,47	50,38
A11	159.95	16.14	6.19	179	223	10.215	0.067	0	37	2454.1	0	3.393085	0.262653	30,26	50,30
A12	179.17	19.63	6.35	234	128	9.78	0.047	0	50	1142.5	0	3.18685	0	30,60	50,25
A13	750.20	19.43	5.85	253	20.8	11.985	0.122	0.1	16	199.8	0	0	0	30,07	50,11
A14	202.58	21.68	6.59	198	20.4	12.274	0.06	0	29	513.0	0	2.351775	0.885237	29,43	50,10
A15	137	21.86	6.09	225	25.7	12.6	0.041	0	18	2866.4	0	3.044403	0.180268	29,37	49,57

2.3 Triagem e identificação

A triagem ocorreu sempre durante os três dias seguintes a cada amostragem. Toda água amostrada foi triada, separando-se uma pequena porção sobre uma placa de Petri e analisando sob estereomicroscópio binocular (Brusa, Damborenea, & Noreña, 2003). Após a visualização dos espécimes, eles foram dispostos em uma lâmina histológica, observados ao microscópio

óptico e submetidos à técnica de “squash progressivo” (Gamo, 1987). Foram feitos desenhos, indicando-se as principais estruturas e medições dos espécimes vivos, para fins de determinação taxonômica (Gamo, 1987). Quando necessário, para determinação em nível de espécie, foi feito o processamento histológico dos espécimes, com fixação em Bouin, inclusão em paraplasto, confecção de cortes sagitais e seriados a 5 μ m de espessura e coloração com os tricrômicos de Mallory/Cason e Masson.

2.4 Análise dos dados

Para verificar quais as variáveis influenciaram a abundância e a riqueza de espécies de turbelários utilizou-se modelos lineares mistos generalizados (GLMM). A fim de normalizar os dados da abundância, para cada um dos valores foi somado um e após logaritimizado. As análises foram realizadas no pacote lme4 do Programa R, os modelos foram ajustados por máxima verossimilhança restrita (REML). Colocamos os modelos ajustados para serem comparados utilizando o Critério de Informação de Akaike (AIC), como sendo o critério para a seleção de modelos. Usamos δ AICc menor que 2 como critério na escolha dos modelos. O melhor modelo foi submetido a um teste de normalidade no pacote RVAideMemoire para verificar se os resíduos são normalmente distribuídos. Através de análise de variância (Anova), comparamos se o modelo com interação se diferencia de um modelo sem interação, e, comparamos o modelo gerado com o modelo nulo. Todas as análises foram realizadas no programa R (R. C. Team, 2017).

As variáveis físicas e químicas da água, do uso do solo ao redor das áreas úmidas amostradas e a riqueza e densidade fitoplanctônica relacionadas com a riqueza e abundância de turbelários, de acordo com os resultados gerados pelos GLMM, foram analisadas individualmente, através de Regressão Linear Simples, com auxílio do programa SPSS 20.

O método geoestatístico adotado para interpolar os dados da riqueza e abundância de turbelários em relação às variáveis espaciais (lat; long) foi a krigagem ordinária, onde foram produzidos mapas isopléticos, com a estimação da possível riqueza e abundância de turbelários, com o uso do programa ArcGis v. 10.1.

Para buscar entender os principais fatores, dentre eles as variáveis físicas, químicas e estruturais das áreas úmidas, coordenadas geográficas, características do uso do solo do entorno das áreas úmidas amostradas e riqueza e densidade de algas, que influenciam a composição de espécies de turbelários, primeiramente utilizamos a função poly-RDA para as coordenadas geográficas das áreas úmidas como variáveis explanatórias. Um total de nove polinômios foram

criados e testados, não tendo sido constatada relação significativa ($p = 0,07$), posteriormente selecionamos os polinômios de acordo com o critério “double stopping” de Blanchet, Legendre, & Borcard (2008) e testamos a relação com a composição de espécies de turbelários novamente. Adicionalmente, usamos o método PCNM (Legendre et al., 2002), onde criamos uma ordenação espacial através da distância Euclidiana entre as áreas amostradas. Moran’s I teste foi feito com cada variável da PCNM, sendo selecionadas apenas aquelas com correlação espacial positiva. Por fim realizamos um PCNM global com os dados de composição de espécies de turbelários com as variáveis correlacionadas espacialmente. Os principais resultados dessas análises, incluindo possíveis correlações aleatórias, foram organizados em um Diagrama de Venn. As análises foram feitas com o pacote Vegan e o pacote PCNM do programa R (R. C. Team, 2017).

3. RESULTADOS

Um total de 767 espécimes foi coletado, pertencentes a 52 espécies e 18 gêneros (Tabela 2). A maior abundância de espécimes foi da ordem Catenulida ($n = 487$; 63,5% do total), seguida por Limnotyphloplanida ($n = 185$; 24,1% do total), Macrostomida ($n = 48$; 6,2% do total), Tricladida ($n = 30$; 3,9% do total), Kalyptorhynchia ($n = 14$; 1,8% do total) e Lecithoepitheliata ($n = 3$; 0,4% do total).

TABELA 2 Abundância de turbelários em 15 áreas úmidas costeiras do litoral do Rio Grande do Sul. Os números de um até 15 na primeira linha são as áreas úmidas amostradas.

Táxons	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	Total
<i>Catenula lemnae</i>	256	4				1	1				2					264
<i>Stenostomum grande</i>	3	12	61					1	2		23			1		103
<i>Gieysztoria</i> sp.2		1				1	1						57			60
<i>Microstomum lineare</i>								3			33	1				37
<i>Catenula turgida</i>						6			26	2						34
<i>Gieysztoria chiqchi</i>						29										29
<i>Mesostoma ehrenbergii</i>						4				3	2	4		6	4	23
<i>Bothromesostoma</i> sp.2													2	13	6	21
<i>Gyratrix hermaphroditus</i>		8							6							14
<i>Girardia</i> sp.2				13												13
<i>Stenostomum hemisphericum</i>							2	8		1				2		13
<i>Bothromesostoma evelinae</i>			1			4	5					1				11

<i>Catenula leuca</i>	10	1							11
<i>Stenostomum leucops</i>		1	1		1	2	5		10
<i>Macrostomum tuba</i>								9	9
<i>Strongylostoma</i> sp.1			7	1					8
<i>Gieysztor</i> sp.1	6		1						7
<i>Stenostomum paraguayense</i>		2	2				3		7
<i>Mesostoma</i> sp.3				4	2				6
<i>Stenostomum tuberculosum</i>	6								6
<i>Dasyhormus lithophorus</i>						5			5
<i>Rhynchoscolex simplex</i>		2				2	1		5
<i>Stenostomum bicaudatum</i>				1				4	5
<i>Stenostomum</i> sp.3						1	4		5
<i>Bothromesostoma</i> sp.1			4						4
<i>Girardia</i> sp.1	4								4
<i>Girardia tigrina</i>				4					4
<i>Mesostoma</i> sp.1		4							4
<i>Rhodax</i> sp.1						4			4
<i>Rhodax</i> sp.2							4		4
<i>Mesostoma</i> sp.4				2			1		3
<i>Mesostoma</i> sp.5								1	2
Limnotyphloplanoida 1		3							3
<i>Catenula evelinae</i>						2			2
Catenulida 1			2						2
<i>Geocentrophora applanata</i>				1	1				2
<i>Mesostoma</i> sp.2		1					1		2
<i>Stenostomum amphotum</i>					2				2
<i>Stenostomum corderoi</i>								2	2
<i>Stenostomum</i> sp.1				1	1				2
<i>Stenostomum</i> sp.2						2			2
<i>Stenostomum</i> sp.4								2	2
<i>Catenula</i> sp.1			1						1
<i>Chordarium leucanthum</i>				1					1
<i>Macrostomum</i> sp.						1			1

<i>Macrostomum delphax</i>		1	1
<i>Limnotyphloplanoida</i>	2		1
<i>Prorhynchus stagnalis</i>		1	1
<i>Rhodax</i> sp.3			1
<i>Rhynchoscolex</i> sp.1		1	1
<i>Stenostomum tenuicauda</i>	1		1
<i>Stenostomum urunephrium</i>		1	1

Para a riqueza, a escolha do melhor modelo se deu através dos passos que seguem no **Apêndice A**. Os resíduos do modelo apresentaram distribuição normal (Shapiro-Wilk, $p > 0,05$), de forma que a metodologia empregada se adéqua. A hipótese alternativa foi corroborada, onde a abundância é dependente dos fatores do modelo, a hipótese nula foi rejeitada ($p < 0,001$). **Modelo final: Riqueza ~ Salinidade*Densidade do fitoplâncton** (Peso AICc = 0,363).

Quando a variável salinidade foi analisada separadamente das demais em relação à riqueza de turbelários, foi observado um menor número de espécies de turbelários com o aumento da salinidade ($r^2 = 0,36$; $p = 0,016$) (Figura 2A). Para densidade do fitoplâncton, houve uma relação positiva com a riqueza de espécies de turbelários ($r^2 = 0,50$; $p = 0,002$) (Figura 2B).

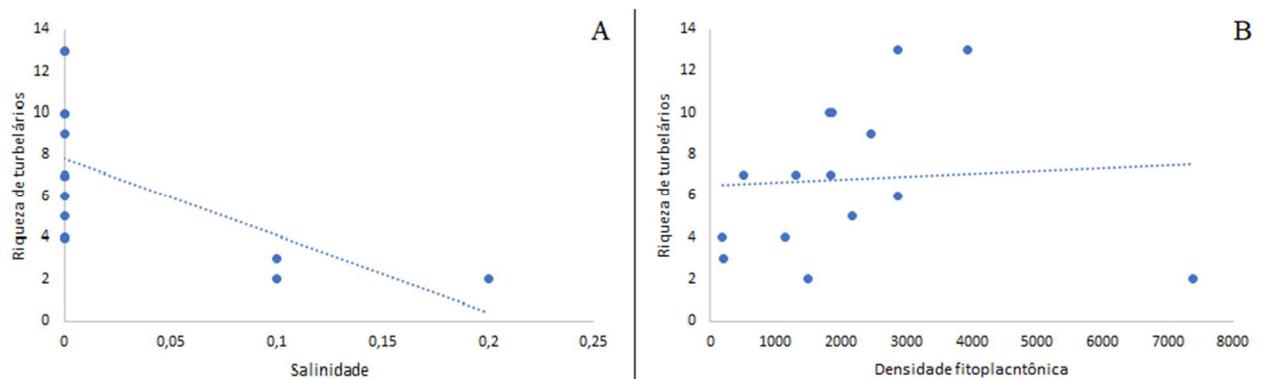


FIGURA 2 Regressão linear simples entre a riqueza de turbelários com a salinidade (ppt) ($r^2 = 0,36$; $p = 0,016$; A) e densidade fitoplanctônica ($r^2 = 0,50$; $p = 0,002$; B) em áreas úmidas costeiras do sul do Brasil.

Através da interpolação dos dados de riqueza de espécies de turbelários em relação a localização geográfica das áreas úmidas (Lat x Long), verificou-se correlação da riqueza com o espaço (Krigagem; RMS 0,48). Foram identificados locais com estimacão alta da riqueza,

principalmente na zona média da área de estudo, correspondente ao litoral médio do Rio Grande do Sul (Figura 3).

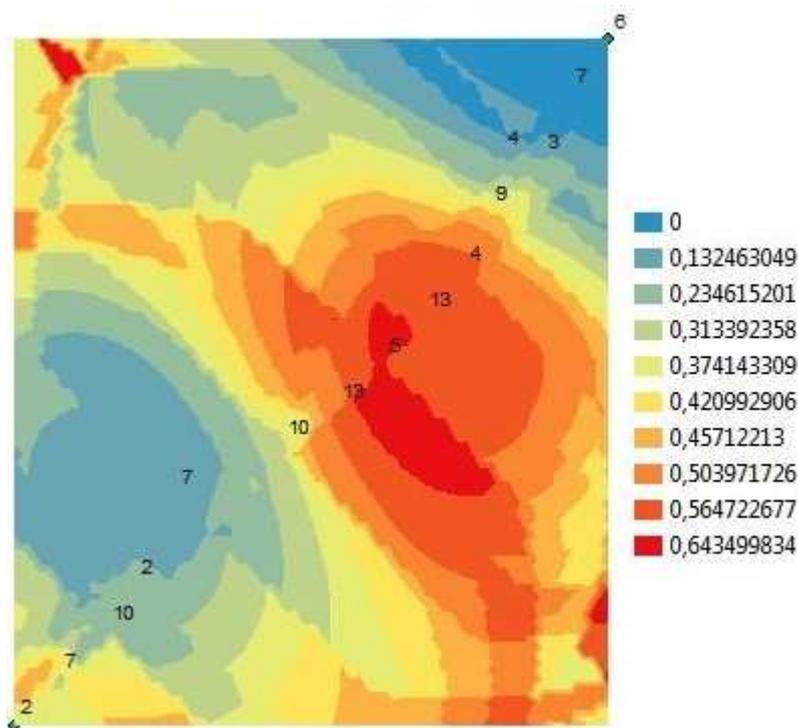


FIGURA 3 Krigagem para riqueza de turbelários em relação à localização geográfica em 15 áreas úmidas costeiras do sul do Brasil. Números no mapa indicam riqueza observada por área úmida; números na legenda colorida indicam a riqueza interpolada.

Quanto à abundância, a escolha do melhor modelo se deu através dos passos que seguem no **Apêndice B**. Os resíduos do modelo apresentaram distribuição normal (Shapiro-Wilk, $p > 0,05$), indicando adequação da metodologia empregada. A hipótese alternativa foi corroborada, sendo a abundância dependente dos fatores do modelo, de forma que a hipótese nula foi rejeitada ($p < 0,001$). **Modelo final: Abundância ~ NTU*DO** (Peso AICc = 0,6) (Tabela 3).

Quando a variável turbidez foi analisada separadamente das demais em relação à abundância de turbelários, foi observado maior abundância de turbelários com o aumento da turbidez ($r^2 = 0,63$; $p < 0,001$) (Figura 4A). A abundância de turbelários relacionou-se negativamente com o oxigênio dissolvido ($r^2 = 0,34$; $p = 0,01$) (Figura 4B).

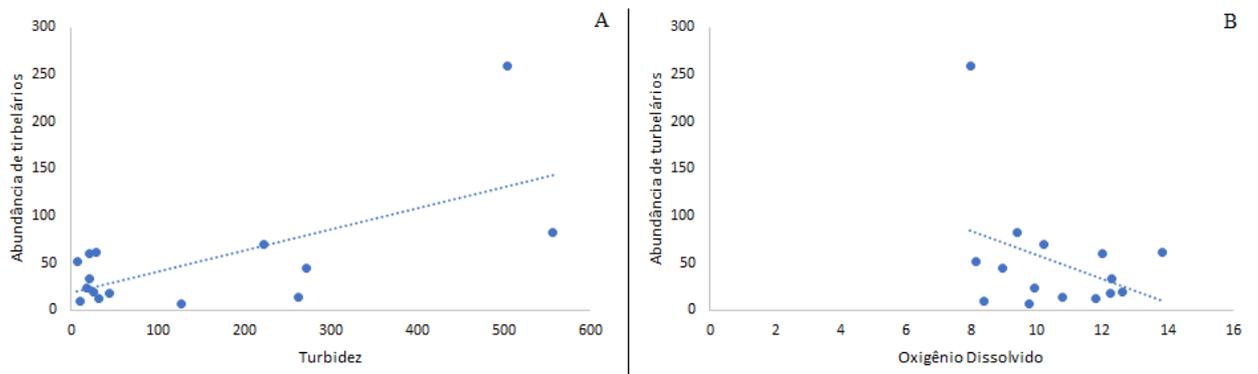


FIGURA 4 Regressão linear simples entre a abundância de turbelários (número total de indivíduos) com a turbidez ($r^2 = 0,63$; $p < 0,001$; A) e o oxigênio dissolvido ($r^2 = 0,34$; $p = 0,01$; B) em áreas úmidas costeiras do sul do Brasil.

Através da interpolação dos dados da abundância de turbelários em relação à localização geográfica das áreas úmidas (Lat x Long), houve correlação da abundância com o espaço (Krigagem; RMS 0,52). Foram detectados locais com estimativa alta da abundância no sul e diminuição da abundância estimada em direção ao norte da área de estudo (Figura 5).

A espécie dominante no estudo foi *Catenula lemnae* (Catenulidae), ocorrendo em cinco das 15 áreas amostradas, onde 97% de sua abundância foi registrada para uma única área, situada no litoral sul. Outras espécies abundantes foram *Stenostomum grande* (Stenostomidae) e *Gieysztoria* sp. 2 (Dalyelliidae), ocorrendo também a maioria da abundância dessas espécies para apenas uma área úmida.

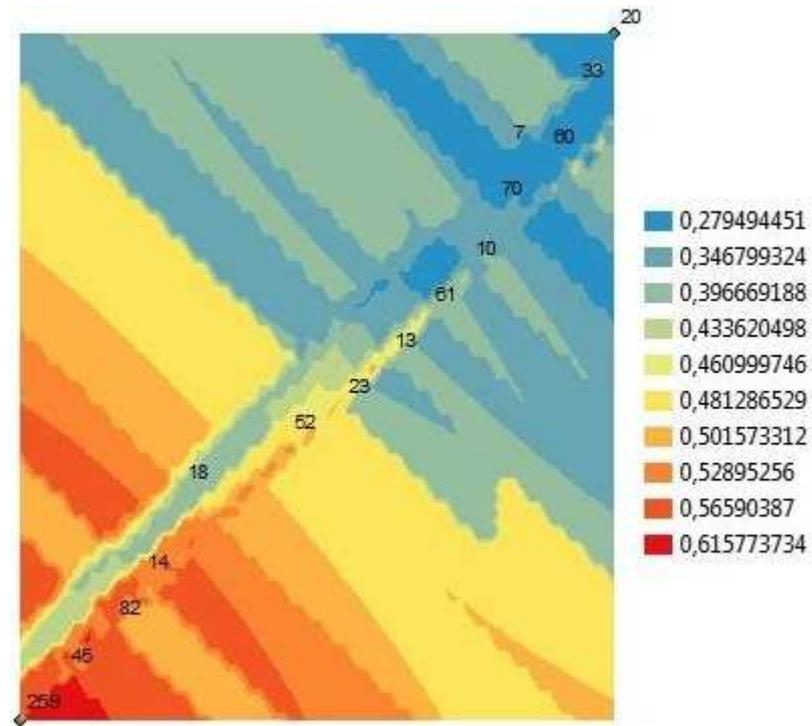


FIGURA 5 Krigagem para abundância de turbelários em relação à localização geográfica em 15 áreas úmidas costeiras do sul do Brasil. Números no mapa indicam abundância observada por área úmida; números na legenda colorida indicam a abundância estimada.

A composição de espécies de turbelários foi explicada por uma série de variáveis elencadas no presente estudo. As duas principais variáveis relacionadas com a composição foram a salinidade e a turbidez ($p = 0,005$). Tendências gerais (“General Trend”) provenientes das análises explicaram igualmente a composição de espécies ($p = 0,02$), havendo baixo percentual de explicação da composição de espécies de turbelários pela localização das áreas úmidas (lat; long) ($p = 0,007$) (Figura 6).

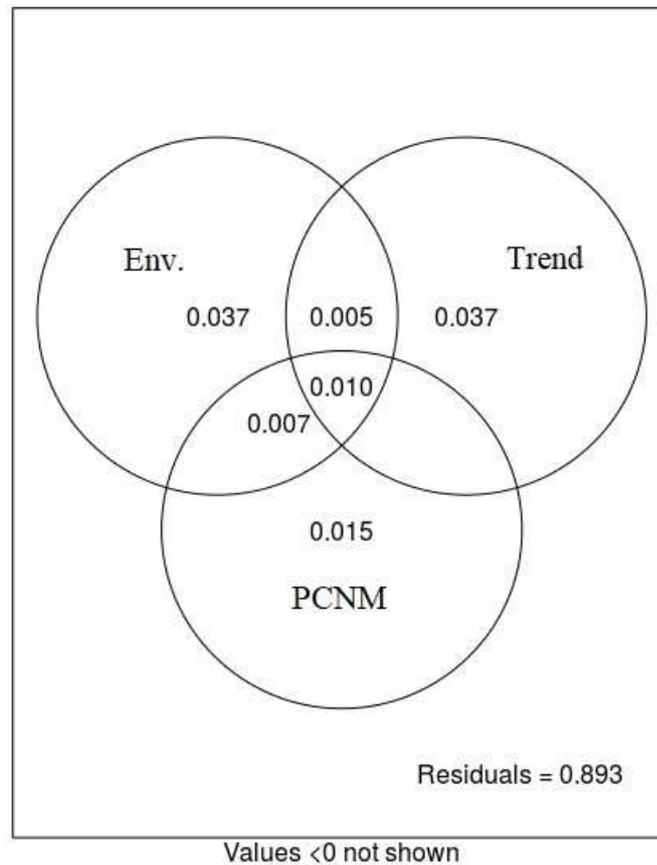


FIGURA 6 Diagrama de Venn a partir da relação da composição de espécies de turbelários com as variáveis ambientais e espaciais. Env.: variáveis físicas, químicas e estruturais das áreas úmidas, características do uso do solo do entorno das áreas úmidas e riqueza e densidade fitoplanctônica; PCNM: ordenação da distância euclidiana das áreas úmidas; Trend: tendências aleatórias.

4. DISCUSSÃO

O alto número de espécies de turbelários registrada no presente estudo contribuiu para um aumento expressivo do conhecimento da distribuição das espécies, assim como o primeiro registro da espécie *Geocentrophora applanata* (Prorhynchidae) para o sul do Brasil e um grande número de espécies com morfotipos desconhecidos, potenciais novas espécies para a ciência. Este foi o primeiro estudo a analisar a influência das variáveis espaciais, das características do uso do solo do entorno das áreas úmidas e da riqueza e densidade fitoplanctônica sobre as comunidades de turbelários límnicos.

A primeira hipótese do estudo foi fracamente corroborada, havendo relação das variáveis regionais sobre a riqueza, abundância e composição de espécies, porém com baixo percentual explicativo (3,2%). Em contraponto, a nossa segunda hipótese foi fortemente

corroborada, de forma que as variáveis locais influenciaram todos os atributos das comunidades de turbelários. Pudemos observar que os maiores valores estimados da riqueza de espécies de turbelários se concentraram no litoral médio do Rio Grande do Sul, podendo este ser um bom indicador para novas amostragens de turbelários na região. A riqueza de espécies diminuiu com o aumento da salinidade e aumentou com o acréscimo da densidade fitoplanctônica, o que pode ser explicado por alterações no metabolismo microbiano, na ciclagem de nutrientes, na composição vegetal e na produção primária (Morrissey et al., 2014). Essas alterações podem influenciar negativamente o armazenamento de matéria orgânica e uma diminuição na velocidade de decomposição nas áreas úmidas, afetando toda a biota local. Há registro de espécies de microturbelários capazes de ocorrer em ambientes tanto de água doce como com maior salinidade, como a espécie *Gyratrix hermaphroditus* (Polycystididae) (Curini-Galletti & Puccinelli, 1990), porém, a grande maioria dos registros apontam a ocorrência de comunidades distintas de turbelários em ambientes com diferentes salinidades (Hooge & Rocha, 2006; Braccini, Amaral, & Leal-Zanchet, 2016). Quanto à relação positiva com a densidade fitoplanctônica, há registros de espécies de microturbelários que se alimentam de diatomáceas, cianobactérias e algas clorofiladas, podendo haver até mesmo relações simbióticas entre esses organismos (Young, 2001), onde as *Zoochlorella* são engolidas, fagocitadas e alocadas sob a parede do corpo dos animais (Noreña, Damborenea, & Brusa, 2015).

Quanto à abundância de espécimes de turbelários, pudemos observar que os maiores valores estimados foram mapeados ao sul do Rio Grande do Sul, influenciados principalmente pela primeira área amostrada com o registro altíssimo da abundância de uma espécie, *C. lemnae*. Essa espécie foi a mais abundante do estudo e também registrada em alta abundância em outros estudos da região Neotropical (Noreña-Janssen, 1995; Braccini & Leal-Zanchet, 2013; Vara & Leal-Zanchet, 2013), sendo uma espécie cosmopolita e encontrada em uma grande variedade de ambientes de água doce (Noreña-Janssen, 1995; Young, 2001; Braccini, Amaral, & Leal-Zanchet, 2016). *Catenula lemnae* se reproduz de forma assexuada com formação de cadeias de zooides, podendo haver uma explosão populacional em momentos favoráveis (Young, 2001). A relação negativa da abundância de turbelários com o oxigênio dissolvido pode ser explicada pelo fato de que os maiores valores de oxigênio dissolvido estão nas áreas com menor concentração de macrófitas e menor concentração de matéria orgânica (Rose & Crumpton, 1996). A turbidez juntamente com o total de sólidos dissolvidos está relacionada positivamente com a quantidade de matéria orgânica na água. Para organismos como os microturbelários, a quantidade de matéria orgânica pode ser um bom indicativo da

disponibilidade de alimentos, uma vez que há registros de espécies que se alimentam de microorganismos e microinvertebrados filtradores, abundantes em maior quantidade em ambientes de maior turbidez (Young, 2001; Jiang et al., 2013).

As variações na composição de espécies tiveram baixa explicação pelas variáveis testadas. É provável que esse aspecto esteja relacionado com o fato das áreas úmidas terem sido padronizadas quanto ao hidroperíodo, à composição vegetal e ao tamanho total. Além disso, a composição de espécies de turbelários é mais fortemente influenciada por variáveis locais, relacionadas aos microhabitats (Noreña, Damborenea, & Brusa, 2015), à heterogeneidade (Braccini, 2014) e complexidade ambiental (Braccini, Brusa, & Leal-Zanchet, 2019) das áreas úmidas, assim como variações nas variáveis físicas e químicas, como salinidade e turbidez, observada no presente estudo, pH (Braccini & Leal-Zanchet, 2013), temperatura, oxigênio dissolvido (Young, 2001; Braccini, 2014) e total de sólidos dissolvidos (Braccini, Allgayer, & Leal-Zanchet, 2019). Provavelmente, os processos espaciais apresentem maior explicação se fossem analisados os grupos taxonômicos de turbelários separadamente dos dados gerais da comunidade, pelas peculiaridades de cada grupo, como diferentes formas de dispersão, através dos pelos dos mamíferos, penas de aves ou passivamente pelo ar (ovos encapsulados) e formas de rápida reprodução assexuada que se beneficiam na colonização de novos ambientes, como nos Catenulida e alguns Macrostromorpha (Young, 2001).

5. CONCLUSÃO

Ao longo dos 560 quilômetros compreendidos no presente estudo, houve um aumento expressivo no conhecimento da distribuição de espécies de turbelários no sul do Brasil, sendo que a riqueza de espécies apresentou relação positiva com a densidade fitoplanctônica e negativa com a salinidade. Foi observado maior abundância de espécimes de acordo com o aumento da turbidez e com a diminuição do oxigênio dissolvido. A composição de espécies de turbelários foi fracamente explicada, mas com relação significativa com a salinidade e turbidez. Como sugestão para futuros estudos, ficam as áreas em cores mais quentes ilustradas nas Krigagens, sendo o litoral médio para riqueza de espécies e litoral sul para abundância de espécimes. Esses resultados somados apontam que a estrutura de comunidades de turbelários é muito mais fortemente explicada pelas variações locais do que regionais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Amenzaga, J. M., Santamaría, L., & Green, A. J. (2002). Biotic wetland connectivity – supporting a new approach for wetland policy. *Acta Oecologica, Paris*, 23: 213–222.
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. M., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711–728. DOI: 10.1127/0941-2948/2013/0507.
- Blanchet, F. G., Legendre, P., & Borcard, D. (2008). Forward selection of explanatory variables. *Ecology*, 89: 2623–2632.
- Boll, P. K., Rossi, I., Amaral, S. V., Oliveira, S. M., Müller, E. S., Lemos, V. S., & Leal-Zanchet, A. M. (2013). Platyhelminthes ou apenas semelhantes a Platyhelminthes? Relações filogenéticas dos principais grupos de turbelários. *Neotropical Biology and Conservation*, 8(1): 41–52.
- Braccini, J. A. L., & Leal-Zanchet, A. M. (2013). Turbellarian assemblages in coastal lagoons in southern Brazil. *Invertebrate Biology*, 132(4), 305–314. DOI: 10.1111/ivb.12032.
- Braccini, J. A. L., Amaral, S. V., & Leal-Zanchet, A. M. (2016). Microturbellarians (Platyhelminthes and Acoelomorpha) in Brazil: invisible organisms?. *Brazilian Journal of Biology*, 76(2), 476–494. DOI: 10.1590/1519-6984.21514.
- Braccini, J. A. L., Avila, A. C., Brusa, F., & Leal-Zanchet, A. M. 2019. Factors influencing turbellarian assemblage structure in natural coastal wetlands of southern Brazil. *Invertebrate Biology* (submetido).
- Braccini, J. A. L., Allgayer, H., & Leal-Zanchet, A. M. (2019). Hydroperiod, habitat complexity, and physical and chemical variables as key factors affecting microturbellarian assemblages in highland wetlands. *Freshwater Biology* (submetido).
- Braccini, J. A. L. (2014). Distribuição e abundância de turbelários ocorrentes na planície costeira do sul do Brasil. Dissertação de Mestrado. São Leopoldo. Universidade do Vale do Rio dos Sinos. 67p.
- Brusa, F., Damborenea, C. M., & Noreña, C. (2003). A new species of *Gieysztoria* (Platyhelminthes, Rhabdocoela) from Argentina and a kinship analysis of South American species of the genus. *Zoologica Scripta*, 32, 449–457.
- Calliari, L. J., Toldo Jr., E. E., Nicolodi, J. L., Speranski, N., Almeida, L. E. S. B., Lima, S. F., & Martins, L. R. (2006). Rio Grande do Sul. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/sqa_sigercom/_arquivos/rs_erosao.pdf. Acesso em, 5 de junho de 2018.
- Cintra, R. (2019). Waterbird community composition in relation to lake physical traits and

- wetland limnological conditions in the Amazon basin. *Hydrobiologia*, 826(1), 43–65.
- Curini-Galletti, M. C., & Puccinelli, I. (1990). The *Gyatrix hermaphroditus* species complex (Platyhelminthes: Kalyptorhynchia) in the Darwin Area (Northern Territory, Australia). *Transactions of the American Microscopical Society*, 368–379.
- Davidson, N. C. (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65(10): 934–941.
- Eitam, A., Noreña, C., & Blaustein, L. (2004). Microturbellarian species richness and community similarity among temporary pools: relationships with habitat properties. *Biodiversity and Conservation*, 13, 2107–2117.
- Gamo, J. (1987). Microturbelarios de la Península Ibérica. *Miscellania Zoológica*, 11, 41–49.
- Hooge, M. D., & Rocha, C. E. (2006). Acoela (Acoelomorpha) from the northern beaches of the state of São Paulo, Brazil, and a systematic revision of the family Otocelididae. *Zootaxa*, 1335, 1–50.
- Heino, J., Melo, A. S., Siqueira, T., Soininen, J., Valanko, S., & Bini, L. M. (2015). Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology*, 60(5), 845–869.
- IBGE. 1986. *Levantamento de Recursos Naturais*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística -IBGE, Rio de Janeiro.
- Jiang, X., Xie, Z., & Chen, Y. (2013). Longitudinal patterns of macroinvertebrate communities in relation to environmental factors in a Tibetan-Plateau river system. *Quaternary International*, 304, 107–114.
- Junk, W. J., Silva, C. J., Nunes da Cunha, C., & Wantzen, K. M. (2011). *The Pantanal: Ecology, Biodiversity and Sustainable Management of a large Neotropical Seasonal Wetland*. Pensoft Publishers, 857 p.
- Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., ... & Loreau, M. (2004). The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology letters*, 7(7), 601–613.
- Legendre, P., Borcard, D., Blanchet, G., & Dray, S. (2012). PCNM: MEM spatial eigenfunction and principal coordinate analyses.
- Lund, J. W. H., Kipling, C., Lecren, E. D. (1958). The inverted microscope method of estimating algal number and statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia*, 11: 143–170.

- Morrissey, E. M., Gillespie, J. L., Morina, J. C., & Franklin, R. B. (2014). Salinity affects microbial activity and soil organic matter content in tidal wetlands. *Global change biology*, 20(4), 1351–1362.
- Nekola, J. C., & White, P. S. (1999). The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography*, 26(4), 867–878.
- Noreña-Janssen, C. (1995). Studies on the taxonomy and ecology of the turbellarian (Plathelminthes) in the floodplain of the Paraná river (Argentina). II. Taxonomy and ecology of the Turbellaria. *Archiv für Hydrobiologie, Stuttgart, Supplement 107*:11–262.
- Noreña, C., Damborenea, C., & Brusa, F. (2015). *Phylum Platyhelminthes*. In: Ecology and General Biology: Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates. Academic Press, 181–203.
- Olrik K., Blomqvist, P., Brettum, P., Cronberg, G., & Eloranta, P. (1998). *Methods for Quantitative Assessment of Phytoplankton in Freshwaters*, Part 1. Naturvardsverket, Stockholm.
- Pappas, J. L., & Stoermer, E. F. (1996). Quantitative method for determining a representative algal sample count¹. *Journal of phycology*, 32(4), 693-696.
- R. C. Team. (2017). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Ribeiro, K. F., da Rocha, C. M., de Castro, D., Rodrigues, L. R., & Crossetti, L. O. (2018). Distribution and coexistence patterns of phytoplankton in subtropical shallow lakes and the role of niche-based and spatial processes. *Hydrobiologia*, 814(1), 233–246.
- Rodil, I. F., Lucena-Moya, P., & Lastra, M. (2018). The Importance of Environmental and Spatial Factors in the Metacommunity Dynamics of Exposed Sandy Beach Benthic Invertebrates. *Estuaries and Coasts*, 41(1), 206–217.
- Rose, C., & Crumpton, W. G. (1996). Effects of emergent macrophytes on dissolved oxygen dynamics in a prairie pothole wetland. *Wetlands*, 16(4), 495–502.
- Ros, J. (1979). *Prácticas de Ecología*. Barcelona: Editorial Omega.
- Schockaert, E. R., Hooge, M., Sluys, R., Schilling, S., Tyler, S., & Artois, T. (2008). Global diversity of free living flatworms (Platyhelminthes, “Turbellaria”) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 41–48.
- Schwank, P. (1981) Turbellarien, Oligochaeten und Archianneliden des Breitenbachs und anderer oberhessischer Mittelgebirgsbäche. II. Die Systematik und Autökologie der einzelnen Arten. Schlitzer Produktionsbiologische Studien (43-2) Turbellaria, Oligochaeta

- and Archiannelida from Breitenbach and other highland streams in Eastern Hesse. II. The systematics and autecology of species (Schglitz studies on productivity, no. 43-2). *Archiv für Hydrobiologie/Supplement*, 62(1), 86–147.
- Sounders, D. L., Meeuwig, J. J., & Vicent, A. C. J. (2002). Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conservation Biology*, 16: 30–41.
- Travessas, F. A., Dillenburg, S. R., & Clerot, L. C. P. (2005). Estratigrafia e evolução da barreira holocênica do Rio Grande do Sul no trecho Tramandaí-Cidreira. *Boletim Paranaense de Geociências*, 57: 57–73.
- Utermöhl H. (1958). Zur Vervollkomnung der quantitative Phytoplankton: Methodik Mitteilung. *Internationale Vereinigung Theoretische und Angewandte Limnologie*, 9: 1–38.
- Vara, D. C., & Leal-Zanchet, A.M. (2013). Turbelários límnicos (Platyhelminthes) em ecossistemas de arroz irrigado da Planície Costeira do sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 13(4): 1–11.
- Young, J. O. (2001). *Keys to the freshwater microturbellarians of Britain and Ireland with notes on their ecology*. Freshwater Biological Association, Scientific Publication, 59, p. 142.

APPENDIX A Construction of the model for the response of turbellarian richness in 15 coastal wetlands in southern Brazil. Considering $\delta AICc < 2$, the best model for richness was **Richness ~ Salinity*Fitoplancton density**. DO: dissolved oxygen; FitoDens: fitoplancton density; FitoRic: fitoplancton richness; Mono: Monoculture; NTU: turbidity; ORP: redox potential; Rest: Restinga; Sal: salinity; TDS: total dissolved solids; Temp: temperature; Urban: Urban Zone.

Models	Number of parameters	AICc	$\delta AICc$	AICc weight
--------	----------------------	------	---------------	-------------

First step

Sal.	2	81.3	0.0	0.359
TDS	2	82.7	1.3	0.185
FitoRic.	2	84.0	2.7	0.095
Rest.	2	84.0	2.7	0.094
Temp.	2	84.2	2.8	0.087
Urban	2	86.4	5.1	0.028
Shoreline	2	86.5	5.1	0.027
ORP	2	87.1	5.7	0.020
Mono	2	87.6	6.3	0.015
NTU	2	87.8	6.4	0.014
pH	2	87.8	6.4	0.014
FitoDens.	2	87.8	6.5	0.014
DO	2	88.1	6.8	0.012

Second step

Sal*DensFito	3	80.3	0.0	0.3630
Sal.	2	81.3	1.1	0.2136
Sal*Rest.	3	81.4	1.2	0.2037
TDS	2	82.7	2.4	0.1098
Sal*FitoRic.	3	86.3	6.0	0.0181
Sal*Temp.	3	88.4	8.1	0.0062
Sal*DO	3	88.4	8.1	0.0062
Sal*TDS	3	88.5	8.2	0.0060
Sal*Urban.	3	88.6	8.3	0.0057
Sal*pH	3	89.3	9.0	0.0041
Sal*Mono.	3	89.5	9.2	0.0036
Sal*ORP	3	89.7	9.4	0.0033
Sal*NTU	3	89.7	9.4	0.0033
Sal*Shoreline	3	89.7	9.4	0.0033

Third step

Sal+FitoDens+Rest.	4	80.2	0.0	0.2533
Sal*FitoDens	3	80.3	0.0	0.2493
Sal.	2	81.3	1.1	0.1466
Sal*Rest.	3	81.4	1.2	0.1399
TDS*FitoDens.	3	81.5	1.2	0.1372

Sal*FitoDens+Rest.	4	83.3	3.1	0.0543
Sal+FitoDens*Rest.	4	85.5	5.3	0.0179
Sal*FitoDens*Rest.	4	90.5	10.3	0.0015

APPENDIX B Construction of the model for the response of turbellarian abundance in 15 coastal wetlands in southern Brazil. Considering $\delta AICc < 2$, the best model for abundance was **Abundance ~ Turbidity*Dissolved oxygen**. DO: dissolved oxygen; FitoDens: fitoplancton density; FitoRic: fitoplancton richness; Mono: Monoculture; NTU: turbidity; ORP: redox potential; Rest: Restinga; Sal: salinity; TDS: total dissolved solids; Temp: temperature; Urban: Urban Zone.

Models	Number of parameters	AICc	$\delta AICc$	AICc weight
--------	----------------------	------	---------------	-------------

First step

NTU	2	165.2	0.0	0.6815
DO	2	171.5	6.2	0.0303
ORP	2	171.9	6.6	0.0248
Sal.	2	172.5	7.3	0.0179
TDS	2	172.7	7.5	0.0160
Temp.	2	172.9	7.7	0.0148
FitoRic.	2	172.9	7.7	0.0147
Rest.	2	173.3	8.1	0.0118
FitoDens.	2	173.4	8.2	0.0114
pH	2	173.7	8.4	0.0100
Shoreline	2	173.7	8.5	0.0100
Mono.	2	173.7	8.5	0.0099
Urban	2	173.7	8.5	0.0099

Second step

NTU*DO	3	155.2	0.0	0.5464
NTU*ORP	3	156.1	0.9	0.3510
NTU*Temp	3	160.4	5.2	0.0404
NTU*TDS	3	162.7	7.5	0.0131
NTU	2	165.2	10.0	0.0037
NTU*Mono.	3	166.1	10.9	0.0024
NTU*Shoreline	3	168.5	13.2	<0.001
NTU*Sal.	3	170.1	14.9	<0.001
NTU*FitoDens.	3	170.6	15.4	<0.001
NTU*Rest.	3	173.1	17.9	<0.001
NTU*pH	3	173.3	18.0	<0.001
NTU*Urban	3	173.7	18.4	<0.001
NTU*FitoRic.	3	173.7	18.4	<0.001

Third step

NTU*DO	3	155.2	0.0	0.6053
NTU*ORP	3	156.1	0.9	0.3889
NTU*ORP*Sal.	4	164.6	9.3	0.0057
NTU*ORP*DO	4	171.5	16.2	<0.001
NTU*ORP*Rest.	4	177.4	22.1	<0.001
NTU*ORP*pH	4	179.9	24.7	<0.001

NTU*ORP*Mono.	4	183.3	28.1	<0.001
NTU*ORP*TDS	4	184.1	28.9	<0.001
NTU*ORP*Shoreline	4	184.5	29.3	<0.001
NTU*ORP*Temp.	4	187.5	32.3	<0.001
NTU*ORP*Urban	4	188.3	33.1	<0.001
Fourth step				
NTU*DO	3	155.2	0.0	0.6060
NTU*ORP	3	156.1	0.9	0.3893
NTU*DO*Sal.	4	165.1	9.8	0.0044
NTU*DO*ORP	4	171.5	16.2	<0.001
NTU*DO*Rest.	4	174.5	19.2	<0.001
NTU*DO*Temp.	4	175.6	20.3	<0.001
NTU*DO*TDS	4	176.4	21.2	<0.001
NTU*DO*Mono.	4	186.2	30.9	<0.001
NTU*DO*pH	4	190.5	35.2	<0.001
NTU*DO*Shoreline	4	191.0	35.8	<0.001
NTU*DO*Urban	4	192.2	36.9	<0.001
Fifth step				
NTU*DO	3	155.2	0.0	0.5932
NTU*ORP	3	156.1	0.9	0.3811
NTU*ORP+DO	4	162.0	6.7	0.0206
NTU+ORP*DO	4	164.8	9.6	0.0048
NTU*ORP*DO	4	171.5	16.2	<0.001
NTU+ORP+DO	4	173.4	18.2	<0.001

CONSIDERAÇÕES FINAIS

1) Um total de 3008 espécimes foi amostrado, distribuídos em 76 espécies de turbelários, com aumento expressivo no conhecimento da distribuição das espécies e um grande avanço no entendimento da relação dos turbelários com os seus habitats;

- 2) Em ambientes de altitude, os fatores hidroperíodo, complexidade de habitat, total de sólidos dissolvidos e, somente para riqueza, também o pH, levando em consideração variações sazonais, foram os fatores que melhor explicaram as variações na riqueza e abundância de microturbelários. Houve influência dessas variáveis também na composição das espécies, a qual foi distinta nas duas amostragens sazonais, entre as áreas úmidas com diferentes hidroperíodos e áreas úmidas com diferentes níveis de complexidade de habitats, com os maiores registros de dissimilaridade ocorrendo no inverno;
- 3) Foi analisada pela primeira vez a estrutura de comunidades de turbelários em áreas úmidas com turfeiras, com diferentes níveis de altitude, onde a riqueza de espécies de turbelários foi maior em áreas úmidas costeiras do que em áreas úmidas de altitude. As comunidades de turbelários foram distintas entre as áreas úmidas continentais de altitude e áreas úmidas costeiras, com táxons exclusivos para ambos os grupos de áreas úmidas, sendo o TDS uma variável importante para composição das espécies;
- 4) Ao longo dos 560 quilômetros amostrados na Planície Costeira, a riqueza de espécies apresentou correlação com o espaço, onde os maiores valores estimados se localizaram no litoral médio, e relação positiva com a densidade fitoplanctônica e negativa com a salinidade. Foi observado correlação da abundância com o espaço, onde os valores estimados da abundância foram maiores no sul diminuindo em relação ao norte, e maior abundância de espécimes com o aumento da turbidez e com a diminuição do oxigênio dissolvido. A composição de espécies de turbelários foi fracamente explicada, com relação significativa com a salinidade e turbidez;
- 5) Os resultados do presente estudo destacam o quão dinâmicas e complexas são as comunidades de turbelários, havendo expressivo aumento do conhecimento sobre os fatores regionais e locais que influenciam as comunidades de invertebrados em áreas úmidas naturais neotropicais. Em todos os tipos de áreas úmidas estudados houve registro de espécies exclusivas, indicando a necessidade da conservação de todos os ambientes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Amenzaga, J. M., Santamaría, L., & Green, A. J. (2002). Biotic wetland connectivity – supporting a new approach for wetland policy. *Acta Oecologica, Paris*, 23, 213–222.

- Attrill, M. J., Strong, J. A., & Rowden, A. A. (2000). Are macroinvertebrate communities influenced by seagrass structural complexity?. *Ecography*, 23(1), 114–121. DOI: 10.1111/j.1600-0587.2000.tb00266.x.
- Avila, A. C., Stenert, C., Rodrigues, E. N. L., & Maltchik, L. (2017). Habitat structure determines spider diversity in highland ponds. *Ecological research*, 32(3), 359–367.
- Bertê, A. M. A., Lemos, B. O., Testa, G., Zanella, M. A. R., & Oliveira, S. B. (2016). *Perfil socioeconômico - COREDE Litoral*. In: Boletim Geográfico do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 26, 404–441.
- Boelter, T., Stenert, C., Pires, M. M., Medeiros, E. S. F., & Maltchik, L. (2018). Influence of plant habitat types and the presence of fish predators on macroinvertebrate assemblages in southern Brazilian highland wetlands. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*, 192(1), 65–77. DOI: 10.1127/fal/2018/1162
- Boll, P. K., Rossi, I., Amaral, S. V., Oliveira, S. M., Müller, E. S., Lemos, V. S., & Leal-Zanchet, A. M. (2013). Platyhelminthes ou apenas semelhantes a Platyhelminthes? Relações filogenéticas dos principais grupos de turbelários. *Neotropical Biology and Conservation*, 8(1): 41–52.
- Boulton, A., Brock, M., Robson, B., Ryder, D., Chambers, J., & Davis, J. (2014). *Australian freshwater ecology: processes and management*. John Wiley & Sons.
- Braccini, J. A. L., & Leal-Zanchet, A. M. (2013). Turbellarian assemblages in coastal lagoons in southern Brazil. *Invertebrate Biology*, 132(4), 305–314. DOI: 10.1111/ivb.12032.
- Braccini, J. A. L. (2014). Distribuição e abundância de turbelários ocorrentes na planície costeira do sul do Brasil. *Dissertação de Mestrado*. São Leopoldo. Universidade do Vale do Rio dos Sinos. 67p.
- Braccini, J. A. L., Amaral, S. V., & Leal-Zanchet, A. M. (2016). Microturbellarians (Platyhelminthes and Acoelomorpha) in Brazil: invisible organisms?. *Brazilian Journal of Biology*, 76(2), 476–494. DOI: 10.1590/1519-6984.21514.
- Braccini, J. A., Brusa, F., & Leal-Zanchet, A. M. (2017). Six freshwater microturbellarian species (Platyhelminthes) in permanent wetlands of the Coastal Plain of southern Brazil: new records, abundance, and distribution. *Check List*, 13(6), 849–855.
- Braccini, J. A. L., Avila, A. C., Brusa, F., & Leal-Zanchet, A. M. 2019. Factors influencing turbellarian assemblage structure in natural coastal wetlands of southern Brazil. *Invertebrate Biology* (submetido).

- Braccini, J. A. L., Allgayer, H., & Leal-Zanchet, A. M. (2019). Hydroperiod, habitat complexity, and physical and chemical variables as key factors affecting microturbellarian assemblages in highland wetlands. *Freshwater Biology* (submitted).
- Bueno-Silva, M., & Fischer, M. L. (2005). Dinâmica populacional e fenologia de *Girardia tigrina* (Girard, 1850). *Acta Biologica Leopoldensia*, 27(2), 93–98.
- Buonanno, F. (2009). Antipredator behavior of the freshwater Microturbellarian *Stenostomum sphagnetorum* against the predatory ciliate *Dileptus margaritifer*. *Zoological science*, 26(7), 443–448.
- Carbayo, F., Leal-Zanchet, A. M., & Vieira, E. M. (2002). Terrestrial flatworm (Platyhelminthes: Tricladida: Terricola) diversity versus man-induced disturbance in an ombrophilous forest in southern Brazil. *Biodiversity & Conservation*, 11(6), 1091–1104.
- Cowardin, L. M., Carter, V., Golet, F. C., & Laroe, E. T. (1979). *Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the United States*. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington. 140p.
- Davidson, N. C. (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65(10), 934–941.
- Davis, J., Sim, L., Thompson, R. M., Pinder, A., Box, J. B., Murphy, N. P., ... & Sunnucks, P. (2018). Patterns and drivers of aquatic invertebrate diversity across an arid biome. *Ecography*, 41(2), 375–387.
- Dean, R. L., & Connell, J. H. (1987). Marine invertebrates in an algal succession. III. Mechanisms linking habitat complexity with diversity. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 109(3), 249–273.
- Dorador, C., Vila, I., Witzel, K. P., & Imhoff, J. F. (2013). Bacterial and archaeal diversity in high altitude wetlands of the Chilean Altiplano. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*, 182(2), 135–159.
- Douglas, M., & Lake, P. S. (1994). Species richness of stream stones: an investigation of the mechanisms generating the species-area relationship. *Oikos*, 387–396.
- Eitam, A., Noreña, C., & Blaustein, L. (2004). Microturbellarian species richness and community similarity among temporary pools: relationships with habitat properties. *Biodiversity and Conservation*, 13, 2107–2117.

- Fjeldså, J., Bowie, R. C., & Rahbek, C. (2012). The role of mountain ranges in the diversification of birds. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *43*, 249–265.
- Freiry, R. F., Esquinatti, F. M., Stenert, C., Arenzon, A., Nielsen, D. L., & Maltchik, L. (2016). Effects of spatial scale and habitat on the diversity of diapausing wetland invertebrates. *Aquatic Biology*, *25*, 173–181. DOI: 10.3354/ab00666.
- Froehlich, E. M., & Carbayo, F. (2011). Catálogo dos “Turbellaria” (Platyhelminthes) do Estado de São Paulo. *Biota Neotropica*, *11*, 1^a.
- González-Megías, A., María-Gómez, J., & Sánchez-Piñero, F. (2007). Diversity-habitat heterogeneity relationship at different spatial and temporal scales. *Ecography*, *30*(1), 31–41. DOI: 10.1111/j.0906-7590.2007.04867.x.
- Gratwicke, B., & Speight, M. R. (2005). The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. *Journal of fish biology*, *66*(3), 650–667. DOI: 10.1111/j.0022-1112.2005.00629.x.
- Guerra, A. J. T., & Cunha, S. B. (1996). *Geomorfologia e Meio ambiente*. Bertrand Brasil, Rio de Janeiro, 372p.
- Hausman, A. 1995. Províncias hidrogeológicas do Estado do Rio Grande do Sul – RS. *Estudo Tecnológico*, *2*, 1–127.
- Heino, J., Melo, A. S., Siqueira, T., Soininen, J., Valanko, S., & Bini, L. M. (2015). Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology*, *60*(5), 845–869.
- Hoiss, B., Krauss, J., Potts, S. G., Roberts, S., & Steffan-Dewenter, I. (2012). Altitude acts as an environmental filter on phylogenetic composition, traits and diversity in bee communities. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, *279*, 4447–4456.
- Junk, W. J., Silva, C. J., Nunes da Cunha, C., & Wantzen, K. M. (2011). *The Pantanal: Ecology, Biodiversity and Sustainable Management of a large Neotropical Seasonal Wetland*. Pensoft Publishers, 857 p.
- Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L. D., Bozelli, R. L., Esteves, F. A., Nunes da Cunha, C., Maltchik, L., Schöngart, J., Schaeffer-Novelli, Y., & Agostinho, A. A. (2014) Brazilian wetlands: their definition, delineation, and

- classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation (Print)*, 24, 5–22.
- Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., ... & Loreau, M. (2004). The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology letters*, 7(7), 601–613.
- Knauth, D. S., Moreira, L. F. B., & Maltchik, L. (2018). Partitioning tadpole beta diversity in highland ponds with different hydroperiods. *Freshwater Science*, 37(2), 380–388.
- MacArthur, R. H., & MacArthur, J. W. (1961). On bird species diversity. *Ecology*, 42(3): 594–598.
- Maltchik, L., Bertoluci, V. D. M., & Erba, D. A. (2003). Inventário das áreas úmidas do município de São Leopoldo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisas Botânicas*, 53, 79–88.
- Nekola, J. C., & White, P. S. (1999). The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography*, 26(4), 867–878.
- Neiff, J. J. (2001). *Humedales de la Argentina: sinopsis, problemas y perspectivas futuras*. In Funciones de los humedales, calidad de vida y agua segura, Cirelli AF (ed.). El agua en Iberoamérica, Publ. CYTED: Buenos Aires; 83–112.
- Noreña, C., Damborenea, C., & Brusa, F. (2015). *Phylum Platyhelminthes*. In: Ecology and General Biology: Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates. Academic Press, 181–203.
- Pajmans, K., Galloway, R. W., Faith, D. P., Fleming, P. M., Haantjens, H. A., Heyligers, P. C., Kalma, J. D. & Loffler, E. (1985). *Aspects of Australian wetlands*. CSIRO, Melbourne. 244p.
- Rahbek, C. (2005). The role of spatial scale and the perception of large-scale species-richness patterns. *Ecology letters*, 8(2), 224–239.
- Ramsar Convention on Wetlands. 2011. The Ramsar Convention on Wetlands. Disponível em: <<http://www.ramsar.org/>>. Acesso em: mar/2017.
- Ribeiro, K. F., da Rocha, C. M., de Castro, D., Rodrigues, L. R., & Crossetti, L. O. (2018). Distribution and coexistence patterns of phytoplankton in subtropical shallow lakes and the role of niche-based and spatial processes. *Hydrobiologia*, 814(1), 233–246.
- Rodil, I. F., Lucena-Moya, P., & Lastra, M. (2018). The Importance of Environmental and Spatial Factors in the Metacommunity Dynamics of Exposed Sandy Beach Benthic Invertebrates. *Estuaries and Coasts*, 41(1), 206–217.

- Schmid-Araya, J. M., & Schmid, P. E. (2000). Trophic relationships: integrating meiofauna into a realistic benthic food web. *Freshwater Biology*, 44(1), 149-163.
- Schockaert, E. R., Hooge, M., Sluys, R., Schilling, S., Tyler, S., & Artois, T. (2008). Global diversity of free living flatworms (Platyhelminthes, “Turbellaria”) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595, 41–48.
- Schwank, P. (1981) Turbellarien, Oligochaeten und Archianneliden des Breitenbachs und anderer oberhessischer Mittelgebirgsbäche. II. Die Systematik und Autökologie der einzelnen Arten. Schlitzer Produktionsbiologische Studien (43-2) Turbellaria, Oligochaeta and Archiannelida from Breitenbach and other highland streams in Eastern Hesse. II. The systematics and autecology of species (Schglitz studies on productivity, no. 43-2). *Archiv für Hydrobiologie/Supplement 62 (Monographische Beiträge)*, 62(1), 86–147.
- Silva, R. J. D., Diniz, S. U., & Vaz-de-Mello, F. Z. (2010). Heterogeneidade do habitat, riqueza e estrutura da assembléia de besouros rola-bostas (Scarabaeidae: Scarabaeinae) em áreas de cerrado na Chapada dos Parecis, MT. *Neotropical Entomology*, 934–940.
- Sluys, R. (1999). Global diversity of land planarians (Platyhelminthes, Tricladida, Terricola): a new indicator-taxon in biodiversity and conservation studies. *Biodiversity & Conservation*, 8(12), 1663–1681.
- Sounders, D. L., Meeuwig, J. J., & Vicent, A. C. J. (2002). Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conservation Biology*, 16, 30–41.
- Spencer, M., & Blaustein, L. (2001). Hatching responses of temporary pool invertebrates to signals of environmental quality. *Israel Journal of Zoology*, 47(4) 397–418.
- Stenert, C., Wüsth, R., Pires, M. M., Freiry, R. F., Nielsen, D., & Maltchik, L. (2017). Composition of cladoceran dormant stages in intermittent ponds with different hydroperiod lengths. *Ecological research*, 32(6), 921–930. DOI: 10.1007/s11284-017-1498-4.
- Tarnocai, C. 1980. *Canadian wetland registry*. In: Rubec, C.D.A. & Pollett, F.C. (eds.) Workshop on Canadian Wetlands. Lands directorate, Environment Canada, Ottawa. p. 9-30.
- Taylor, A. R. D., Howard, G. W., & Begg, G. W. (1995). Developing wetland inventories in Southern Africa: A review. *Vegetatio*, 118(1-2), 57–79.
- Terborgh, J. (1971). Distribution on environmental gradients: theory and a preliminary interpretation of distributional patterns in the avifauna of the Cordillera Vilcabamba, Peru. *Ecology*, 52(1), 23–40.

- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M., & Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of biogeography*, 31(1), 79–92.
- Townsend C. R., Begon M., & Harper, J. L. (2006). *Fundamentos em ecologia*. 2nd ed. Porto Alegre: Artmed, p. 592.
- Van Steenkiste, N., Tessens, B., Willems, W., Backeljau, T., Jondelius, U., & Artois, T. (2013). A comprehensive molecular phylogeny of Dalytyphloplanida (Platyhelminthes: Rhabdocoela) reveals multiple escapes from the marine environment and origins of symbiotic relationships. *PLoS One*, 8(3), e59917.
- Waterkeyn, A., Grillas, P., Vanschoenwinkel, B., & Brendonck, L. (2008). Invertebrate community patterns in Mediterranean temporary wetlands along hydroperiod and salinity gradients. *Freshwater biology*, 53, 1808–1822. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2008.02005.x.
- Williams, D. D. (2006). *The Biology of Temporary Waters*. Oxford University Press, p. 336.
- Young, J.O. (1973) The prey and predators of *Phaenocora typhlops* (Vejdovsky) (Turbellaria : Neorhabdocoela) living in a small pond. *Journal of Animal Ecology*, 42, 637–643.
- Young, J. O. (2001). *Keys to the freshwater microturbellarians of Britain and Ireland with notes on their ecology*. Freshwater Biological Association, Scientific Publication, 59, p. 142.
- Zedler, J. B., & Kercher, S. (2005). Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annul Review of Environment Resour.*, 30, 39–74.