



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Cleiton Juarez Decarli

**Efeito da urbanização sobre as comunidades de macroinvertebrados aquáticos
em uma ilha subtropical.**

FLORIANÓPOLIS

2019

Cleiton Juarez Decarli

**Efeito da urbanização sobre as comunidades de macroinvertebrados aquáticos
em uma ilha subtropical.**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-
Graduação em Ecologia da Universidade Federal
de Santa Catarina para a obtenção do título de
Mestre em Ecologia
Orientador: Prof. Dr. Mauricio Mello Petrucio
Coorientadora: Dra. Aurea Luiza Lemes da Silva

Florianópolis

2019

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Decarli, Cleiton Juarez

Efeito da urbanização sobre as comunidades de
macroinvertebrados aquáticos em uma ilha subtropical. /
Cleiton Juarez Decarli ; orientador, Mauricio Mello
Petrucio, coorientadora, Aurea Luiza Lemes da Silva, 2019.
60 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós
Graduação em Ecologia, Florianópolis, 2019.

Inclui referências.

1. Ecologia. 2. Urbanização. 3. Florianópolis. 4.
Riachos. 5. Macroinvertebrados aquáticos. I. Petrucio,
Mauricio Mello . II. Silva, Aurea Luiza Lemes da. III.
Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós
Graduação em Ecologia. IV. Título.

Cleiton Juarez Decarli

**Efeito da urbanização sobre as comunidades de macroinvertebrados
aquáticos em uma ilha subtropical.**

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado por banca
examinadora composta pelos seguintes membros:

Profa. Ana Emilia Siegloch, Dra
Universidade do Planalto Catarinense

Prof. Thiago Cesar Lima Silveira, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão
que foi julgado adequado para obtenção do título de mestre em Ecologia.

Profa. Dra Andrea Santarosa Freire
Coordenadora do Programa

Prof. Dr. Mauricio Mello Petrucio
Orientador

Florianópolis, 9 de outubro de 2019.

Dedico este trabalho aos meus pais.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais Norberto Decarli e Diana V. Decarli, pelo apoio incondicional durante os anos em busca das realizações das minhas metas. Amo vocês.

À minha namorada e companheira Ketyllen C. J. da Costa, pelo amor, amizade, companheirismo, paciência e acima de tudo, por acreditar em mim nos momentos difíceis. Ela está comigo no dia-a-dia e sabe de tudo da minha vida. Quero apoiar e ajudar, como ela me auxiliou ao longo deste percurso. Temos um longo e belo caminho pela frente, amo você.

Agradecimentos à minha família, meu irmão Alex e minha cunhada Bruna, por todo apoio e incentivo.

Ao meu orientador Prof. Dr. Mauricio Mello Petrucio pela oportunidade de entrar na equipe do laboratório, paciência e amizade.

À minha coorientadora Dr. Aurea Luiza Lemes da Silva, pela paciência, ensinamentos, amizade e companheirismo ao longo do meu mestrado.

Aos meus amigos de laboratório: Michelle, Lorena, Rafael, Tuane, Jessica, William, Matheus, Denise e Jonatas pelo companheirismo, amizade e ajuda.

À Michelle N. Lopes pela amizade, companheirismo em campo, estudos, pelo incentivo e ajuda em terminar o trabalho. Fizemos um trabalho árduo, com sua sabedoria, paciência e amizade foi realizado com mais leveza.

À Lorena P. Silva pela amizade, companheirismo, estudo, ajuda e discussões produtivas. Trabalhamos muito na lagoa do Peri. Você e a Michelle foram presentes do meu mestrado, que perdure para toda nossa vida.

Ao prof. Dr. Nei K. Leite, pela ajuda, ensinamentos, auxílio na concessão de parcerias para análises, apoio durante todo o processo e aceite para avaliar minha dissertação.

Aos meus amigos e colegas do Programa de Pós-graduação em Ecologia da UFSC. Em todas as disciplinas, saídas de campo e estudos, nos quais tive a felicidade de aprender muito com meus amigos. Ao Alexandre M. S. Machado pela amizade e companheirismo, você é um exemplo de perseverança e dedicação. Ao Lucas P. Machado pela amizade, estudos e risadas. Ao Ricardo, Alexandre, Wally,

Nina, Maca, Angelet, Marília, Maristela, Rafaela, Aline, Clarissa, Bogoni, Rafael, Alessandra, Giulia, Mario, Leonardo, todos os colegas e amigos do PPG, obrigado pelos ensinamentos, amizade e companheirismo. O POSECO/UFSC possui uma maravilhosa característica, a maioria dos alunos são receptivos e auxiliam os colegas/amigos de modo altruísta.

Aos pós-doutorandos do programa: Aurea, Eduardo Giehl, Thiago Silveira, Michelle Dechoum e Pedro Silva. Pelo auxílio com suas experiências, análise de dados, geoprocessamento, dicas e ensinamentos. Principalmente, por manter o nível do programa em ascendência. Vocês prestam um grande serviço ao programa, meus sinceros agradecimentos.

Ao pessoal do LAPAD (Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce) pelo apoio logístico, técnico e de materiais para realização de campo e análises laboratoriais. Aos membros do LAPAD, Renata pela prontidão em ajudar, os barqueiros Ronaldo, Pedro e Maurício por toda ajuda durante as coletas do monitoramento da lagoa do Peri e dos campos da minha dissertação.

À Karla Scherer pelo apoio incondicional de laboratório, campo e logístico durante o processo da dissertação. Obrigado Karla.

Aos amigos que me auxiliariam no processo de triagem. Meus sinceros agradecimentos ao William, Gabriel, Júnior, Karoline e Mariana.

Ao pessoal do futebol denominado "Auto drible", por alegrar e exercitar minha estadia na cidade de Florianópolis.

Ao pessoal do Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis (IPUF) pela disponibilidade dos arquivos georreferenciados de urbanização da cidade de Florianópolis. Ao pessoal do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA) da USP pela análise de ânions e cátions das amostras de água coletadas. Ao pessoal do Laboratório de Limnologia da UFRJ, pela análise do Carbono Inorgânico Dissolvido (DIC).

Aos professores Dr. Thiago C. L. Silveira e Dra. Ana Emilia Sieglloch pela disponibilidade para avaliação da minha dissertação.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia pelo apoio logístico e infraestrutura para realização dos trabalhos de campo e laboratório.

A todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFSC. Obrigado pelos ensinamentos.

À Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos.

RESUMO

A urbanização é um importante fator modulador da diversidade das comunidades nos sistemas aquáticos. Os macroinvertebrados aquáticos podem caracterizar o grau de degradação ecológica de riachos, já que respondem rapidamente a alterações ambientais, podendo ser sensíveis ou resistentes a mudanças. A hipótese é que a estrutura de comunidade de macroinvertebrados aquáticos em um gradiente de urbanização dependa mais do efeito local das condições (variáveis físico-químicas, habitat, vegetação ripária) do que o regional (urbanização e área da bacia hidrográfica). Durante o mês de setembro de 2016 foram amostrados 13 riachos, com diferentes graus de urbanização, na cidade de Florianópolis. Utilizamos amostrador do tipo surber. Paralelamente, foram coletados dados abióticos, bióticos e espaciais. Os dois primeiros componentes da PCA explicaram 66% da variação total do conjunto de dados, sendo pH, fósforo, sílica, Carbono Inorgânico Dissolvido (DIC), cloreto e área da bacia hidrográfica explicaram negativamente os dados, e oxigênio dissolvido e área urbanizada explicaram positivamente. Foram identificados 5.402 organismos, distribuídos em 36 táxons, os maiores valores de riqueza foram observados em riachos com valores de urbanização intermediários no gradiente e os riachos com maior urbanização foi observado a maior abundância e dominância de macroinvertebrados. O modelo multivariado mais ajustado e significativo ($p < 0.05$, LR:151.0, AIC:716.7598) foi com área da bacia hidrográfica (LR = 89.92, $p < 0.05$) e proporção de área urbanizada (LR = 118.58, $p < 0.05$). Variáveis espaciais como a área da bacia hidrográfica e proporção de área urbanizada são importantes preditores das características ambientais essenciais para colonização de macroinvertebrados aquáticos. O processo de urbanização forma níveis de alteração ao longo dos diversos riachos estudados, o efeito sobre macroinvertebrados aquáticos é a redução da colonização de grupos sensíveis, devido a diminuição da complexidade dos recursos e aumento de abundância de grupos resistentes à urbanização. A urbanização afeta negativamente a comunidade de macroinvertebrados aquáticos, independentemente da localização e efeito no gradiente estudado. O aumento do efeito da urbanização indica que políticas públicas não são suficientes para proteger ou mitigar impactos humanos sobre os sistemas aquáticos nas áreas do estudo

Palavras-chave: Urbanização, Florianópolis, Riachos, Macroinvertebrados aquáticos

ABSTRACT

Urbanization is an important factor modulating the diversity of communities in aquatic systems. Aquatic macroinvertebrates can characterize the degree of ecological degradation of streams, since they respond quickly to environmental changes, being susceptible or resistant to changes. The hypothesis is aquatic macroinvertebrates structure in the urbanization gradient is most affected on local conditions (variables physicochemical, habitat, riparian vegetation) than regional (watershed urbanization, watershed area). We sampled in September 2016, 13 streams chosen, with different degrees of urbanization at Florianópolis, Santa Catarina State, Brazil. We use surber sampler and abiotic, biotic and geoprocessing data collected. The first two components of PCA explained 66% of the total variation of the data set, pH, phosphorus, silica, Dissolved Inorganic Carbon (DIC), chloride and watershed area explain negatively the data, and dissolved oxygen and urbanized area explained positively. We identified 5.402 organisms, distributed in 36 taxa, the highest values of richness observed in streams with intermediate urbanization in the gradient and the streams with high urbanization was observed the greater abundance and dominance of macroinvertebrates. The most adjusted and significant multivariate model ($p < 0.05$, LR: 151.0, AIC: 716.7598) choose the variables watershed area (LR = 89.92, $p < 0.05$) and urban proportion area (LR = 118.58, $p < 0.05$). Watershed area and urban proportion area are important predictors of environmental characteristics essential for colonization of aquatic macroinvertebrates. The urbanization process forms alteration levels along the studied streams, the effect on aquatic macroinvertebrates is the reduction of the colonization of sensitive groups, due to the reduction of the complexity of the resources and increase of the abundance of groups resistant to urbanization. Urbanization influences anywhere in the watershed affect negatively downstream community of aquatic macroinvertebrates. The increased effects of urbanization indicate that public policy is not enough to protect or mitigate human impacts on the urban water systems in our studied streams.

Keywords: Aquatic macroinvertebrates; Urban Stream Syndrome; Urbanization; Subtropical; Stream

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

Figura 1: Esquema resumido das influências da urbanização sobre os ambientes aquáticos.....18

Figura 2: Riachos coletados ao longo da ilha de Florianópolis. As bacias hidrográficas de cada riacho são: A) Cachoeira Grande (Lagoa do Peri); B) Tapera; C) Ribeirão da ilha; D) Saquinho; E) Ribeirão Grande (Lagoa do Peri); F) Cacupé; G) Costeira; H) Canto da Lagoa da Conceição; I) Morro das Pedras; J) Tavares; K) Itacorubi; L) Santo Antônio de Lisboa e M) Ingleses21

CAPÍTULO ÚNICO

Figure 1: Map of study region in Florianópolis, Santa Catarina State, Brazil. The sites are represented by numbers: 1 (Cachoeira Grande), 2 (Tapera), 3 (Ribeirão da Ilha), 4 (Saquinho), 5 (Ribeirão Grande), 6 (Cacupé), 7 (Costeira), 8 (Canto da Lagoa da Conceição), 9 (Itacorubi), 10 (Morro das Pedras), 11 (Tavares), , 12 (Santo Antônio de Lisboa), 13 (Ingleses). The gradient colors represent the percentage of urbanization in each watershed and gray for urbanized areas on the island. The choice of numbers in the sites is related to urbanization. The increase in numerical value is proportional in percentage of urbanization. Streams are ordered from low to high urban cover.....32

Figure 2: PCA with sites and environment variables. The sites are represented by numbers: 1 (Cachoeira Grande), 2 (Tapera), 3 (Ribeirão da Ilha), 4 (Saquinho), 5 (Ribeirão Grande), 6 (Cacupé), 7 (Costeira), 8 (Canto da Lagoa da Conceição), 9 (Itacorubi), 10 (Morro das Pedras), 11 (Tavares), 12 (Santo Antônio de Lisboa), 13 (Ingleses).....36

Figure 3: Ordination nMDS between sites and aquatic macroinvertebrates abundance. Macroinvertebrates are represented by acronyms: ACA (Acarina), AES (Aeshinidae), BAE (Baetidae), CAE (Caenidae), CAL (Calamoceratidae), CAL (Calopterygidae), CER (Ceratopogonidae), CHI (Chironomidae), CIR (Cirolanidae),

COE (Coenagrionadae), CUL (Culicidae), ELM (Elmidae), EMP (Empididae), GER (Gerridae), HIR (Hirudinea), HYD (Hydrophilidae), HYT (Hydroptilidae), ISO (Isotomidae), LEC (Leptoceridae), LEP (Leptophlebiidae), LIB (Libellulidae), LYM (Lymnaeidae), MEG (Megapodagrionidae), OLI (Oligochaeta), PAL (Palaenonidae), PER (Perilestidae), PHY (Physidae), PLA (Planorbidae), PSY (Psychodidae), PUP (Pupae NI), PYR (Pyralidae), SIM (Simuliidae), TAN (Tanaeidae), TIP (Tipulidae), The sites are represented by: 1 (Cachoeira Grande), 2 (Tapera), 3 (Ribeirão da Ilha), 4 (Saquinho), 5 (Ribeirão Grande), 6 (Cacupé), 7 (Costeira), 8 (Canto da Lagoa da Conceição), 9 (Itacorubi), 10 (Morro das Pedras), 11 (Tavares), , 12 (Santo Antônio de Lisboa), 13 (Ingleses).....38

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO ÚNICO

Table 1: Selected study sites. Streams are ordered from low to high urban cover. The Rapid Bioassessment Protocols - RBP (Buss, 2008) ordered sites from more (high values) and less (low values) environmental integrity.31

Table 2: Results of multivariate abundance model (mvabund), using negative binomial distribution to model abiotic and geoprocessing variables with macroinvertebrates. Regional is represented by two geoprocessing variables (watershed area, urban proportion area) and local by abiotic variables (pH, Chloride, Silicon, DIC, N, DO) and geoprocessing variable (urban distance). The choice of model calculated using ANOVA (p value), Likelihood Ratio Statistic (LR) and AIC sum for each model.....37

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AIC: Aikake information criterion

Al³⁺: Alumínio

ANOVA: Análise de Variância

Ca²⁺: Cálcio

Cl⁻: Cloro

DIC: Carbono Inorgânico Dissolvido

DOC: Carbono Orgânico Dissolvido

EDA: Análise Exploratório dos Dados

F⁻: Fluoreto

Fe²⁺: Ferro

HCO⁻: Bicarbonato

K⁺: Potássio

LR: Razão de Máxima Verossimilhança

Mg²⁺: Magnésio

N: Nitrogênio

Na⁺: Sódio

nMDS: Escalonamento Multidimensional Não-Métrico

NO₂⁻: Nitrito

NO₃⁻: Nitrato

OD: Oxigênio Dissolvido

OM: Matéria Orgânica

P: Fósforo

PAR: Protocolo de Avaliação Rápida

PCA: Análise de Componentes Principais

pH: Potencial Hidrogeniônico

PO₄³⁻: Fosfato

SO₄²⁻: Sulfato

TN: Nitrogênio Total

TP: Fósforo Total

UFSC: Universidade Federal de Santa Catarina

SUMÁRIO

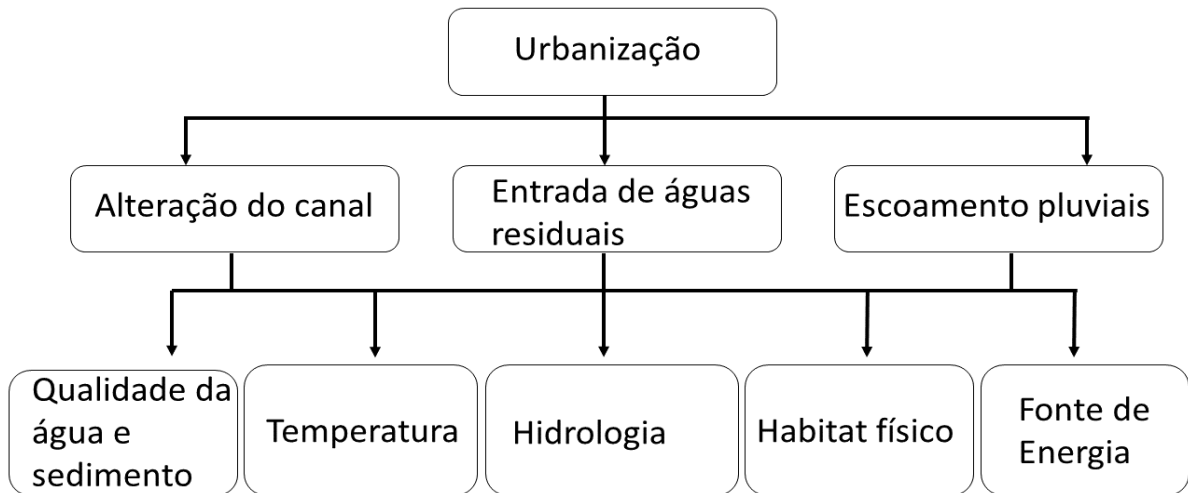
1	INTRODUÇÃO GERAL	17
2	OBJETIVOS	26
2.1	Objetivo Geral.....	26
2.2	Objetivos Específicos	26
3	CAPÍTULO ÚNICO	27
	ABSTRACT	28
	INTRODUCTION	29
	METHODS	30
	RESULTS	35
	DISCUSSION	38
	REFERENCES	41
4	CONCLUSÃO	50
	APÊNDICE A – Variáveis ambientais aferidas nos pontos amostrais. ..	51
	APÊNDICE A - Valores calculados da Análise de Componentes Principais (PCA) para cada eixo.....	53
	APÊNDICE B - Continuação.....	53
	APÊNDICE B - Abundância e taxóons de macroinvertebrados aquáticos. As amostras dos riachos estão representadas pelos números: 1 (Cachoeira Grande), 2 (Tapera), 3 (Ribeirão da Ilha), 4 (Saquinho), 5 (Ribeirão Grande), 6 (Cacupé), 7 (Costeira), 8 (Canto da Lagoa da Conceição), 9 (Itacorubi), 10 (Morro das Pedras), 11 (Tavares), 12 (Santo Antônio de Lisboa), 13 (Ingleses). A Abundância total dos táxons está representado por Ab.	54
	APÊNDICE C - Continuação.....	56
	APÊNDICE C - Validação do modelo multivariado escolhido.....	58
	APÊNDICE D - Validação com stress plot para nMDS.....	59
	ANEXO A - Protocolo de Avaliação Rápido (PAR) utilizado nos riachos (BUSS, 2008).	60

1 INTRODUÇÃO GERAL

A ecologia de comunidades busca estudar os padrões de abundância e composição de espécies em comunidades, e o entendimento dos processos por trás desses padrões (VELLEND, 2010). Padrões de colonização de organismos em determinados ambientes são dependentes de filtros em diferentes escalas (regionais e locais), fornecendo oportunidades de avaliar o sucesso da exploração do recurso por determinado organismo (FLESCH; STEIDL, 2010). Processos ecológicos podem ser influenciados por gradientes ambientais (MOLLES, 2016). Avaliar gradientes pode ajudar a identificar limiares de recursos e distinguir padrões locais vs padrões regionais (FORTIN et al., 2008).

No mundo todo, o processo de urbanização está sendo uma das principais ameaças aos ecossistemas aquáticos (CAPPS; BENTSEN; RAMÍREZ, 2016). Estudos em áreas urbanas são utilizados como modelos para o entendimento do efeito da urbanização sobre áreas preservadas (HAWLEY et al., 2016). A urbanização de bacias hidrográficas afeta direta e indiretamente os cursos de água, e a “síndrome dos riachos urbanos” descreve bem as consequências (WALSH et al., 2005). Ambientes aquáticos em áreas urbanas são afetados pelo aumento do lançamento de efluentes domésticos e a retirada da vegetação ciliar, reduzindo a riqueza biótica e aumentando a dominância de espécies tolerantes. Os possíveis causadores são o escoamento de água pluviais urbanas, esgoto, poluentes, tratamento de água residuais, entre outros (WALSH et al., 2005). Portanto, bacias hidrográficas urbanas podem oferecer diversos cenários de estudos de efeitos da síndrome dos riachos urbanos (Figura 1: Esquema resumido das influências da urbanização sobre os ambientes aquáticos. Figura 1).

Figura 1: Esquema resumido das influências da urbanização sobre os ambientes aquáticos.



Fonte: Adaptado de Walsh et al. (2005).

A bacia hidrográfica ou bacia de drenagem de um curso d'água é a área onde, devido a fatores estruturais, drena-se água, sedimentos e materiais dissolvidos para uma saída comum. (SMITH; PETRERE JR., 2000). A bacia hidrográfica é o modelo mais abrangente de conceituar e compreender os ecossistemas aquáticos (POLETO, 2014). Já que ambientes aquáticos fazem parte de sistemas complexos, envolvendo aspectos de vegetação, geologia, clima, uso e ocupação do solo (SCHIAVETTI; CAMARGO, 2002). A estrutura da bacia hidrográfica é formada por um mosaico de subsistemas funcionais interligados por processos bióticos e abióticos (BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003; SCHIAVETTI; CAMARGO, 2002). A bacia hidrográfica abrange fatores funcionais, estruturais, processos biogeofísicos, econômicos e sociais, sendo utilizada como ferramenta de avaliação ambiental, atuando como laboratório experimental para o ensino, além de um sistema para usufruto de serviços ecossistêmicos. (ALLAN; CASTILLO, 1994; TUNDISI, 2003; TUNDISI; SCHIEL, 2002).

Os ecossistemas lóticos são componentes fundamentais em bacias hidrográficas, são caracterizados pela presença de corrente de água unidirecional, com movimento horizontal permanente em direção a foz e pela sua interação com a bacia hidrográfica (WETZEL, 2001). São ambientes complexos, compostos pelo canal principal, vários habitats de fluxo lento (exceto no período de chuvas), áreas de inundação, áreas de várzea e zonas hiporréicas (ALLAN; CASTILLO, 1994). Os rios são ambientes difíceis de serem analisados, já que sua estrutura física sofre

modificação ao longo do tempo e espaço (LAMPERT; SOMMER, 2007). Os ambientes lóticos, em sua maioria, foram ou estão sendo degradados por ação antropogênica (PEREIRA, 2011).

A principal alteração antropogênica em ecossistemas aquáticos atualmente, são as mudanças na vegetação ripária, afetando a temperatura local, na hidrologia do riacho, morfologia do leito, e na quantidade e qualidade de detritos foliares alóctones (COUCEIRO et al., 2010; YOSHIMURA, 2012). O estudo das comunidades biológicas, pode ser utilizado como ferramenta para avaliação dos possíveis efeitos dos impactos antropogênicos em ambientes aquáticos (MARTINS; OLIVEIRA; SALCEDO, 2014). A alteração na qualidade da água e mudança na colonização de organismos aquáticos são efeitos inerentes de alterações antropogênicas (BUSS; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2003). As comunidades dos corpos d'água continentais são dotados de vários grupos faunísticos, tais como peixes, algas, macrófitas e macroinvertebrados aquáticos (ESTEVES, 2011).

Os macroinvertebrados aquáticos são organismos de pequenas dimensões, que possuem pelo menos um estágio do ciclo de vida no ambiente aquático. São associados aos mais diversos tipos de substratos, tanto orgânicos (folhiço, macrófitas aquáticas) quanto inorgânicos (cascalho, areia, rochas, etc) (SILVEIRA, 2004). Em geral, são visíveis a olho nu com tamanho mínimo de 0,5 mm e coletados em redes de 200 a 500 μm (ROSEMBERG; RESH, 1993). Em ambientes aquáticos continentais, os macroinvertebrados incluem geralmente representantes de Insecta (Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata, Diptera, Megaloptera, Hemiptera, Coleoptera e Lepidoptera), Mollusca, Annelida, Arachnida (Hydracarina) e Crustacea e com menor frequência Nematoda e Porifera (ALLAN; CASTILLO, 1994).

Atuando diretamente na ciclagem da matéria, na dinâmica de nutrientes e no fluxo da energia pela cadeia alimentar, os macroinvertebrados possuem importante papel no funcionamento dos ecossistemas aquáticos continentais (CUMMINS et al., 1989; DÉVAI, 1990). Os macroinvertebrados aquáticos possuem diferentes estratégias morfológicas, fisiológicas e comportamentais, quanto à alterações ambientais, sendo afetados e respondendo de diferentes formas (MARTINS;

OLIVEIRA; SALCEDO, 2014). Mensurar a comunidade de macroinvertebrados aquáticos através de sua estrutura permite vantagens, possuem diversos hábitos alimentares, a colonização nos habitats de ambientes aquáticos é ampla, podendo avaliar como os diferentes grupos de organismos respondem à determinadas variáveis ambientais (ALLAN; CASTILLO, 1994; KLEMM et al., 2002; MERRITT; CUMMINS; BERG, 2008).

A população estimada em 2018 para a cidade de Florianópolis foi de 492.977 pessoas. O último censo, em 2010 constatou 421.240 pessoas e densidade demográfica de 623,68 hab/km² (IBGE, 2010). A cidade possui 675.409 km² em território, e a ilha possui cerca de 60 km de extensão no sentido norte-sul e 18 km nos pontos distais entre oeste-leste (PNUD; IPEA; FUNDAÇÃO JOÃO PINHEIRO, 2013). A cidade é dividida em cinco regiões: central, norte, sul, leste e continental. No presente estudo avaliamos a ilha de Florianópolis, considerando três regiões principais: norte, sul e centro.

A temática dos estudos com macroinvertebrados aquáticos em Florianópolis, focaram em aspectos de caracterização, taxonomia e efeitos espaciais (e.g., DA ROSA PIRES et al., 2015; LEMES-SILVA; PAGLIOSA; PETRUCIO, 2014; LISBOA; SILVA; PETRUCIO, 2011; SCHMITT et al., 2016; SIEGLOCH et al., 2016, 2018). Estudos abrangendo um grande número de bacias hidrográficas, bem como, o efeito da urbanização sobre uma comunidade aquática na ilha de Florianópolis, não tinham sido realizados.

Nosso objetivo é determinar como características de um gradiente de urbanização, bem como parâmetros abióticos e espaciais influenciam a estrutura de comunidade de macroinvertebrados aquáticos em riachos coletados ao longo de uma ilha (Figura 2). A ilha possui diferentes áreas urbanizadas, o efeito sobre as comunidades aquáticas é dependente de diversos fatores sinérgicos de cada ambiente. Nossa hipótese é que a estrutura de comunidade de macroinvertebrados aquáticos em um gradiente de urbanização é mais influenciada pelo efeito local das condições (variáveis físico-químicas, habitat, vegetação ripária) do que o regional (urbanização e área da bacia hidrográfica).

Figura 2: Riachos coletados ao longo da ilha de Florianópolis. As bacias hidrográficas de cada riacho são: A) Cachoeira Grande (Lagoa do Peri); B) Tapera; C) Ribeirão da ilha; D) Saquinho; E) Ribeirão Grande (Lagoa do Peri); F) Cacupé; G) Costeira; H) Canto da Lagoa da Conceição; I) Morro das Pedras; J) Tavares; K) Itacorubi; L) Santo Antônio de Lisboa e M) Ingleses



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

REFERÊNCIAS

ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream ecology: structure and function of running waters**. 1. ed. London: Chapman & Hall, 1994.

BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G. **Limnologia Fluvial – Um estudo do Rio Mogi- Guaçu**. São Carlos, SP: Rima, 2003.

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

CAPPS, K. A.; BENTSEN, C. N.; RAMÍREZ, A. Poverty, urbanization, and environmental degradation: urban streams in the developing world. **Freshwater Science**, v. 35, n. 1, p. 429–435, 2016.

COUCEIRO, S. R. M. et al. Effects of anthropogenic silt on aquatic macroinvertebrates and abiotic variables in streams in the Brazilian Amazon. **Journal of Soils and Sediments**, v. 10, n. 1, p. 89–103, 2010.

CUMMINS, K. W. et al. Shredders and Riparian Vegetation. **BioScience**, v. 39, n. 1, p. 24–30, 1989.

DA ROSA PIRES, J. et al. Levantamento taxonômico e caracterização do hábitat de insetos aquáticos em Unidades de Conservação de uma ilha subtropical. **Biotemas**, v. 28, n. 3, p. 57, 2015.

DÉVAI, G. Ecological background and importance of the change of chironomid fauna (Diptera: Chironomidae) in shallow Lake Balaton. **Hydrobiologia**, v. 191, n. 1, p. 189–198, 1990.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FLESCH, A. D.; STEIDL, R. J. Importance of environmental and spatial gradients on patterns and consequences of resource selection. **Ecological Applications**, v. 20, n. 4, p. 1021–1039, 2010.

FORTIN, D. et al. Winter selection of landscapes by woodland caribou: Behavioural response to geographical gradients in habitat attributes. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, n. 5, p. 1392–1400, 2008.

HAWLEY, R. J. et al. When do macroinvertebrate communities of reference streams resemble urban streams? The biological relevance of Q critical. **Freshwater**

Science, v. 35, n. 3, p. 778–794, 2016.

IBGE. **Censo Demográfico 2010: Características gerais da população, religião e pessoas com deficiência** Rio de Janeiro Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, , 2010.

KLEMM, D. J. et al. Methods Development and use of Macroinvertebrates as Indicators of Ecological Conditions for Streams in the Mid-Atlantic Highlands Region. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 78, n. 2, p. 169–212, 2002.

LAMPERT, W.; SOMMER, U. **Limnoecology: The ecology of lakes and streams**. 2. ed. New York: Oxford University Press, 2007.

LEMES-SILVA, A. L.; PAGLIOSA, P. R.; PETRUCIO, M. M. Inter- and intra-guild patterns of food resource utilization by chironomid larvae in a subtropical coastal lagoon. **Limnology**, v. 15, n. 1, p. 1–12. 2014.

LISBOA, L. K.; SILVA, A. L. L. DA; PETRUCIO, M. M. Aquatic invertebrate's distribution in a freshwater coastal lagoon of southern Brazil in relation to water and sediment characteristics. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 2, p. 119–127, 2011.

MARTINS, R. T.; OLIVEIRA, V. C. DE; SALCEDO, A. K. M. Uso de insetos aquáticos na avaliação de impactos antrópicos em ecossistemas aquáticos. In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. (Eds.). **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira : taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora do INPA, 2014. p. 117–128.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W.; BERG, M. B. (EDS.). **An Introduction to the Aquatic Insects of North America**. 4. ed. [s.l.] Kendall Hunt Publishing, 2008.

MOLLES, M. C. **Ecology: Concepts and applications**. Seventh ed. New York: McGraw-Hill Education, 2016.

PEREIRA, A. L. Princípios da restauração de ambientes aquáticos continentais. **Boletim da Associação Brasileira de Limnologia**, v. 39, n. 2, p. 1–21, 2011.

PNUD; IPEA; FUNDAÇÃO JOÃO PINHEIRO. **Atlas de desenvolvimento humano do Brasil de 2013**. Disponível em:

<http://www.atlasbrasil.org.br/2013/pt/o_atlas/o_atlas_/>.

POLETO, C. **Bacias Hidrográficas e Recursos Hídricos**. 1. ed. Interciência, 2014.

ROSEMBERG, D. M.; RESH, V. H. **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman and Hall, 1993.

SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. **Conceitos de Bacias Hidrográficas: teorias e aplicações**. Ilhéus, BA: Editus, 2002.

SCHMITT, R. et al. Temporal variation in the Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera community in response to environmental drivers in a subtropical stream. **Journal of Insect Biodiversity**, v. 4, n. 19, p. 1–12, 2016.

SIEGLOCH, A. E. et al. Effects of small changes in riparian forest complexity on aquatic insect bioindicators in Brazilian subtropical streams. **Marine and Freshwater Research**, 2016.

SIEGLOCH, A. E. et al. Local and regional effects structuring aquatic insect assemblages at multiple spatial scales in a Mainland-Island region of the Atlantic Forest. **Hydrobiologia**, v. 805, n. 1, p. 61–73, 2018.

SILVEIRA, M. P. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios**. 1. ed. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004.

SMITH, W. S.; PETRERE JR., M. Caracterização Limnológica da bacia de drenagem do rio Sorocaba, São Paulo, Brasil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 12, p. 15:27, 2000.

TUNDISI, J. G. **Água no Século XXI - Enfrentando a Escassez**. Belo Horizonte: Rima, 2003.

TUNDISI, J. G.; SCHIEL, D. A bacia hidrográfica como laboratório experimental para o ensino de Ciências, Geografia e Educação Ambiental. In: SCHIEL, D. et al. (Eds.). **O estudo de bacias hidrográficas, uma estratégia para educação ambiental**. São Carlos, SP: Rima, 2002. p. 248.

VELLEND, M. Conceptual Synthesis in Community Ecology. **The Quarterly Review of Biology**, v. 85, n. 2, p. 183–206, 2010.

WALSH, C. J. et al. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n. 3, p. 706–723, 2005.

WETZEL, R. **Limnology: Lake and River Ecosystems**. 3. ed. [s.l.]

Academic Press, 2001.

YOSHIMURA, M. Effects of forest disturbances on aquatic insect assemblages. **Entomological Science**, v. 15, n. 2, p. 145–154, 2012.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos em diferentes graus de urbanização.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar os efeitos locais e regionais de um gradiente de urbanização sobre a colonização dos macroinvertebrados aquáticos
- Relacionar parâmetros físico-químicos e espaciais com a estrutura de macroinvertebrados aquáticos.

3 CAPÍTULO ÚNICO

Driven by the city: Aquatic macroinvertebrates across an urbanization gradient in a subtropical island.

Capítulo em formato de manuscrito em preparação para a revista *Limnologica*.

Driven by the city: Aquatic macroinvertebrates across an urbanization gradient in a subtropical island.

Decarli, C. J.^{1*}; Lemes-Silva, A. L.¹; Petrucio, M. M.¹

¹Laboratório de Ecologia de Águas Continentais, Departamento de Ecologia e Zoologia, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Universitário s/n, Trindade, Florianópolis, SC 88040-970, Brazil

*cleitonjuarezdecarli@gmail.com

ABSTRACT

Urbanization is an important factor modulating the diversity of communities in aquatic systems. Aquatic macroinvertebrates can characterize the degree of ecological degradation of streams, since they respond quickly to environmental changes, being susceptible or resistant to changes. The hypothesis is aquatic macroinvertebrates structure in the urbanization gradient is most affected on local conditions (variables physicochemical, habitat, riparian vegetation) than regional (watershed urbanization, watershed area). We sampled in September 2016, 13 streams chosen, with different degrees of urbanization at Florianópolis, Santa Catarina State, Brazil. We use surber sampler and abiotic, biotic and spatial data collected. The first two components of PCA explained 66% of the total variation of the data set, pH, phosphorus, silica, Dissolved Inorganic Carbon (DIC), chloride and watershed area explain negatively the data, and dissolved oxygen and urbanized area explained positively. We identified 5.402 organisms, distributed in 36 taxa, the highest values of richness observed in streams with intermediate urbanization in the gradient and the streams with high urbanization was observed the greater abundance and dominance of macroinvertebrates. The most adjusted and significant multivariate model ($p < 0.05$, LR: 151.0, AIC: 716.7598) choose the variables watershed area (LR = 89.92, $p < 0.05$) and urban proportion area (LR = 118.58, $p < 0.05$). Watershed area and urban cover proportion area are important predictors of environmental characteristics essential for colonization of aquatic macroinvertebrates. The urbanization process forms alteration levels along the studied streams, the effect on aquatic macroinvertebrates is the reduction of the colonization of sensitive groups, due to the reduction of the complexity of the resources and increase of the abundance of groups resistant to urbanization. Urbanization influences anywhere in the watershed affect negatively downstream community of aquatic macroinvertebrates. The increased effects of urbanization indicate that public policy is not enough to protect or mitigate human impacts on the urban water systems in our studied streams.

Keywords: Aquatic macroinvertebrates; Urban Stream Syndrome; urbanization; subtropical; stream;

INTRODUCTION

Collectively termed urbanization, the development of cities is a major source of environmental impact in aquatic systems. Worldwide the urbanization has been associated with the impact of aquatic environments (Grimm et al., 2008). In all regions of the world the urban population exceeds (55 %) the population in rural areas and in America about 80 percent of the population lives in cities, making the world's most urbanized region (United Nations, 2018, 2014).

The effects of urbanization on ecosystem services provided by streams have led to an exponential increase in research on urban streams in recent years (Smucker and Detenbeck, 2014; Wenger et al., 2009). In lotic ecosystems, these effects are identified as the Urban Stream Syndrome and describe the diverse, mainly negative impacts on the ecosystem services available to human populations living in streams draining urban watershed (Meyer et al., 2005; Walsh et al., 2005). This term seeks to recognize the complex web of factors and environmental symptoms within urban catchments that contributes to the loss of sensitive aquatic biota, invasion of pest species, deterioration of water quality, modification of stream channels, disruption of natural flow regimes, and reduction in habitat values within the waterway and associated riparian zone (Bolund and Hunhammar, 1999).

Urban streams are largely contaminants loads attributed to runoff from impassable areas (i.e., wash off), discharge from pipes and sewers, and direct contributions from wastewater treatment plants (Roy et al., 2003). Urban areas contain activities and sites usually associated with groundwater contamination, such as dry-cleaning, sewage transport, landfills, manufacturing, etc. (Howard and Livingstone, 2000; Vázquez-Suñé et al., 2005). There are many varieties of environmental and social factors influencing the syndrome (Booth et al., 2016), such as localities influencing by climate, variations between watersheds, regions (Hale et

al., 2016), specific urban infrastructure (Parr et al., 2016) and reduced ecosystem services (Walsh et al., 2016a, 2005).

Urban stream syndrome is documented in less-developed countries, and in Brazil, the financial resources often are unavailable for quantifying how urbanization affects the stream ecosystem service (Capps et al., 2016) and to identify the dominant urban-driven degrading factors (Walsh et al., 2016b).

Assessment of the impacts of urbanization on streams has involved the research and use of a wide range of physical, chemical and biological indicators. Freshwater biota (e.g., microbes, algae, macrophytes, invertebrates, fish) has been used to describe the changes of urbanization, with aquatic macroinvertebrates being broadly regarded as particularly sensitive and robust indicators of the health of urban waterway ecosystems (Jones and Leather, 2012; Rosemberg and Resh, 1993). They actively participate in the cycle of organic matter and nutrients (Domínguez and Fernández, 2009; Hamada et al., 2014; Merritt et al., 2008; Rosemberg and Resh, 1993; Thorp and Covich, 2009) and represent the endpoint of the combined effects of urbanization influence on streams (Cuffney et al., 2010; Wang and Kanehl, 2003).

Florianópolis city, in the south of Brazil, has a population of 421.240 with a density of 623.68 and the island region holds 97.23% of the total area of the municipality (IBGE, 2010). The region of the island is precarious with basic sanitation and the urban expansion allied to public policy failures aggravates these problems. Therefore, the objectives of this study were to identify the patterns of species composition and of aquatic macroinvertebrates in 13 small streams watersheds, inserted on the Florianópolis island, in the presence of a gradient of urbanization and to determine which variables best describe the assemblage structure by evaluating the relationship of these patterns with the local (variables physicochemical, habitat, riparian vegetation) and regional (watershed urbanization, watershed area) environmental variables. We predicted that aquatic macroinvertebrates structure would more be affected by local environmental variables (variables physicochemical, habitat, riparian vegetation) than by regional environmental variables (watershed urbanization, watershed area).

METHODS

Study sites

We choose 13 small streams from the different watershed in Florianópolis (27° 44' S and 48° 31' W), Santa Catarina State, Southern Brazil (Table 1 and Figure 1). The sampling sites selected considering as freshwater with up to 40 cm deep and high drainage dynamics in each location (watershed center and stream with more tributaries in the watershed), we used as a basis the cooperative geoprocessing map of Florianópolis. Selected sites were low-order streams (2nd–3rd order). The watershed formed an urban gradient. The climate in the region is humid subtropical Cfa (Peel et al., 2007), with rainfall well distributed throughout the year, although more intense events are observed during spring and summer months (Lemes-Silva et al., 2014). Florianópolis has been a major draw for tourism, resulting in an increase in urbanization (Da Silveira and Rodrigues, 2015) with subsequent population growth in the last decade (Guerra et al., 2016).

Table 1: Selected study sites. Streams are ordered from low to high urban cover. The Rapid Bioassessment Protocols - RBP (Buss, 2008) ordered sites from more (high values) and less (low values) environmental integrity.

Sites	Watershed name	Coordinates	Watershed Area (km ²)	Urban Cover (%)	RBP
1	Cachoeira grande	-27.735183, -48.534450	1.51	0	16.85
2	Tapera	-27.707850, -48.536000	2.57	0.1	7.17
3	Ribeirão da Ilha	-27.782633, -48.567000	3.55	0.4	7.27
4	Saquinho	-27.804633, -48.537550	1.22	1.2	15.4
5	Ribeirão Grande	-27.748783, -48.536917	5.96	2.6	13.2
6	Cacupé	-27.537077, -48.511391	1.89	6.6	3.1
7	Costeira	-27.634268, -48.519132	0.65	8	7.1
8	Canto Lagoa da Conceição	-27.613917, -48.485033	0.55	8.8	9.5
9	Itacorubi	-27.603967, -48.504217	4.02	17.9	9.1
10	Morro das Pedras	-27.681950, -48.481467	0.13	32	3.7
11	Tavares	-27.684801, -48.518850	9.74	48	4.15
12	Santo Antonio de Lisboa	-27.493317, -48.523683	0.48	46.2	5.6
13	Ingleses	-27.434585, -48.397104	3.79	75.1	4.1

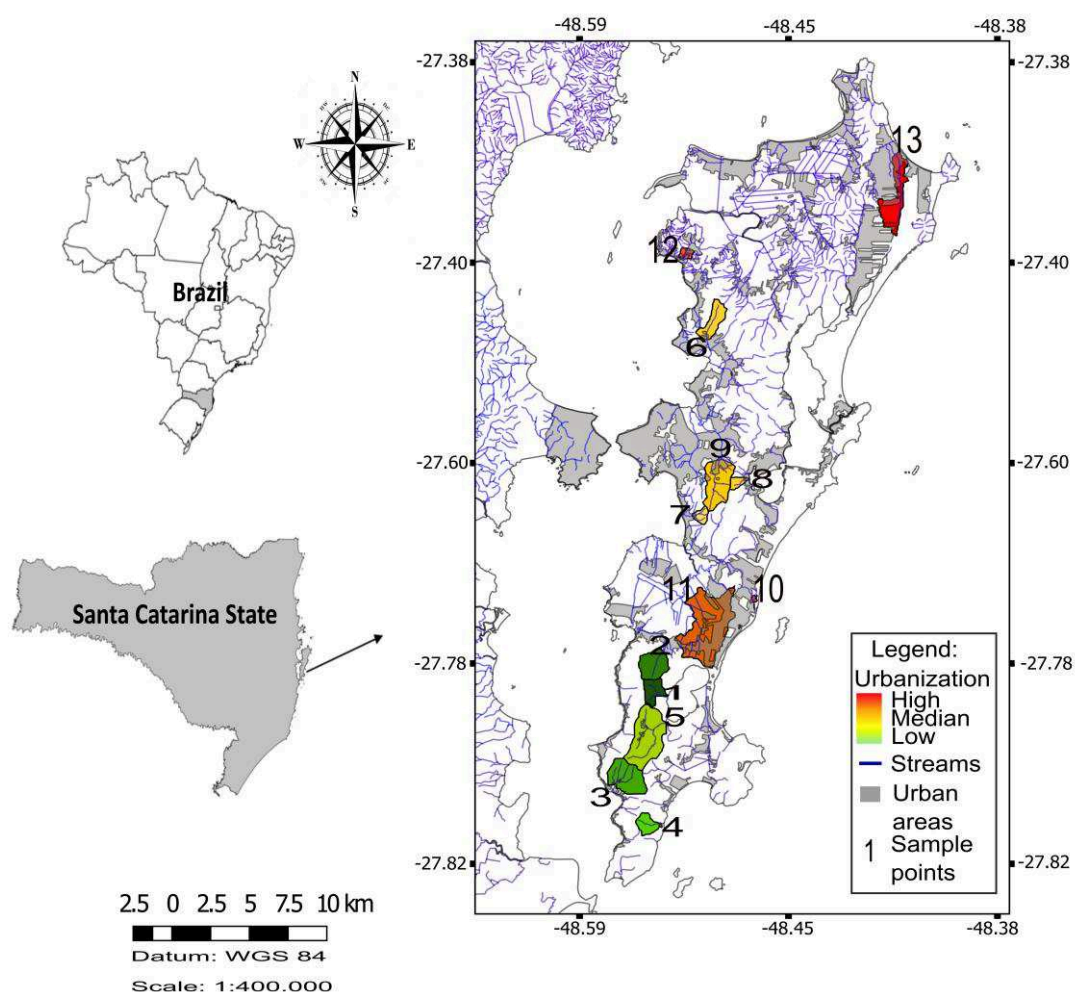


Figure 1: Map of study region in Florianópolis, Santa Catarina State, Brazil. The sites are represented by numbers: 1 (Cachoeira Grande), 2 (Tapera), 3 (Ribeirão da Ilha), 4 (Saquinho), 5 (Ribeirão Grande), 6 (Cacupé), 7 (Costeira), 8 (Canto da Lagoa da Conceição), 9 (Itacorubi), 10 (Morro das Pedras), 11 (Tavares), , 12 (Santo Antônio de Lisboa), 13 (Ingleses). The gradient colors represent the percentage of urbanization in each watershed and gray for urbanized areas on the island. The choice of numbers in the sites is related to urbanization. The increase in numerical value is proportional in percentage of urbanization. Streams are ordered from low to high urban cover.

Field sampling

We collected at September 2016 samples of macroinvertebrates and organic matter with surber of 25 cm² and 250 µm mesh size in each stream. Three sub-samplings of macroinvertebrates were carried out in each stream distributed

randomly in 2 m intervals stretch. The collected biological material was stored in plastic bags, taken to the laboratory and washed in sieves to remove the organisms.

The dissolved oxygen (mg. L^{-1}), electrical conductivity ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) and water temperature ($^{\circ}\text{C}$) were measured using a YSI 85 multi-parameter probe (YSI Incorporated, Yellow Spring, OH). Water depth was obtained using a measuring tape and the current velocity (m.s^{-1}) using fluxometer with specific constant (Santos et al., 2001). Water samples collected in acid-washed polyethylene bottles after rinsing the bottles three times with sample water for total nutrients (phosphorus and nitrogen), chlorophyll pigments and dissolved organic carbon (DOC). Water was filtered (glass fiber filter Whatman GF/F, the nominal porosity of 0.7 μm), and then kept in high-density polyethylene flasks (60 mL) preserved with thymol for dissolved ions. We used Rapid Bioassessment Protocols (Buss, 2008) (Anexo A) to environmental integrity with two standard observers. We use the family with taxonomic level (only subclassis with Hirudinea, Oligochaeta, and Acarina), adopted in environmental quality protocols, characterization and monitoring of aquatic ecosystems (Buss et al., 2003; Corbi and Trivinho-Strixino, 2006; Melo, 2005) and was relevant for the study purpose.

Lab analyses

The macroinvertebrates were screening, identified to family taxonomic level s and stored in alcohol 70 percent. Organic matter content was determined by ignition (7 g of sediment burnt at 550°C for 4 hours). The water filtered 250 mL through glass fiber filters (0.7 μm , Whatman GF/F) for extraction of chlorophyll with 90% acetone, corrected for pheophytin (Lorenzen, 1967) and placed 100 mL in an amber flask with phosphoric acid for dissolved organic carbon (DOC) preservation. DOC was determined in acidified water samples using a high-temperature catalytic oxidation method and dissolved inorganic (DIC) concentrations were analyzed with a total carbon analyzer, TOC-5000 analyzer (Shimadzu Scientific Instruments, Kyoto, Japan). Total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) were determined from unfiltered waters according to Valderrama (1981). Analysis of dissolved ions using

Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry (ICP-OES). Chemical parameters analyzed were cations calcium (Ca^{2+}), magnesium (Mg^{2+}), sodium (Na^+), potassium (K^+), iron (Fe^{2+}) and aluminum (Al^{3+}), and anions chloride (Cl^-), sulfate (SO_4^{2-}), nitrate (NO_3^-), nitrite (NO_2^-) and fluoride (F^-) and others, how silicon and ammonia. Bicarbonate (HCO_3^-) concentration was calculated indirectly using pH, DIC, and water temperature (Kalff, 2002).

Geoprocessing data

We used the Digital Elevation Model (DEM) with 30 m resolution; available from State Secretariat for Sustainable Economic Development - SDS) to obtain the drainage area upstream of the sites (micro-watershed). We used the urban land map of Florianópolis (area covered buildings data from city master plan of Institute of Urban Planning of Florianópolis – IPUF, year = 2015, scale: 1:50000) to calculate the urbanized area on micro-watershed. The urbanized area (km^2) was evaluated by the proportion of urbanization according to the area of the micro-watershed and by the proximity (meters) of the urban areas with the sampling points. We used the QGIS (QGIS Development Team, 2017) program with package GRASS for all geoprocessing data.

Data analyses

The statistical treatment was made considering the absolute values of sampling, biological data were logarithm ($\log[x+1]$) transformed of all abundance matrices to reduce the influence of the most abundant taxa and abiotic data were z-transform prior to analyses (only for PCA). The Exploratory Data Analysis (EDA) realized with environmental variables and used the variance inflation factor (VIF), Aikake Information Criterion (AIC) for models choose. We used Principal Components Analysis (PCA) to characterize the streams with local environmental variables and regional variables (watershed area, urban areas, and distance urban area).

The variables that we chose in the PCA model used also to relate to the abundance of aquatic macroinvertebrates. Multivariate statistical tests with the

approach at different distances cannot differentiate dispersion, location, or both (Warton et al., 2012). Thus, we performed a confirmation test a priori with Permutation Test of Multivariate Homogeneity of Groups Dispersions (Permutest) (Anderson, 2006), we used the package *vegan* (Oksanen et al., 2017).

The relationship between environmental variables and aquatic invertebrate community structure explored by the absolute values of a multivariate model with package *mvabund* (Wang et al., 2017, 2012). We used the binomial negative distribution, this family is the best choice for abundance data, especially useful for modeling overdispersed counts and we used the log-likelihood ratio (LR) statistic test (Warton, 2005). The model choose, we used the sum of Aikake Information Criterion with lowest value model with at least 20 difference value and ANOVA between models (Wang et al., 2017)

We use ordination Nonmetric Multidimensional Scaling (nMDS) in order to assess the organization of spatial organisms. We elaborate the matrices with specific composition and abundance of individuals in the streams sampled. We adopted the Bray-Curtis metric and the abundance data transformed into $\log(x + 1)$, to try to avoid over-dispersion. We used a measure of statistical representativity called stress, where stress values below 0.2 correspond to a regular fit and values below 0.1 to a good fit of the ordination. We use the *vegan* package (Oksanen et al., 2017). We used the R program (R Core Team, 2017) for all statistical analyses.

RESULTS

Water variables (pH, dissolved oxygen, phosphorus, silicon, DIC, chloride) and regional variables (watershed area, urban areas, and distance urban area) were chosen in the PCA model (Figure 2). The 2 axes of PCA retained for interpretation were significant ($p < 0.05$) and together explained 66% the total variation. Axis 1 showed the differentiation between urbanized areas (e.g. sites 11, 12 and 13) and less urbanized areas (e.g. sites 1, 2, 3 and 4). The variables that influenced positively were dissolved oxygen and distance urban area. Negatively were Phosphorus, DIC, Chloride and Proportion Urban Area. Axis 2 showed relation influences of area size

and environmental variables. The variables that influenced positively were pH and Silicon and negatively were watershed area and distance urban area.

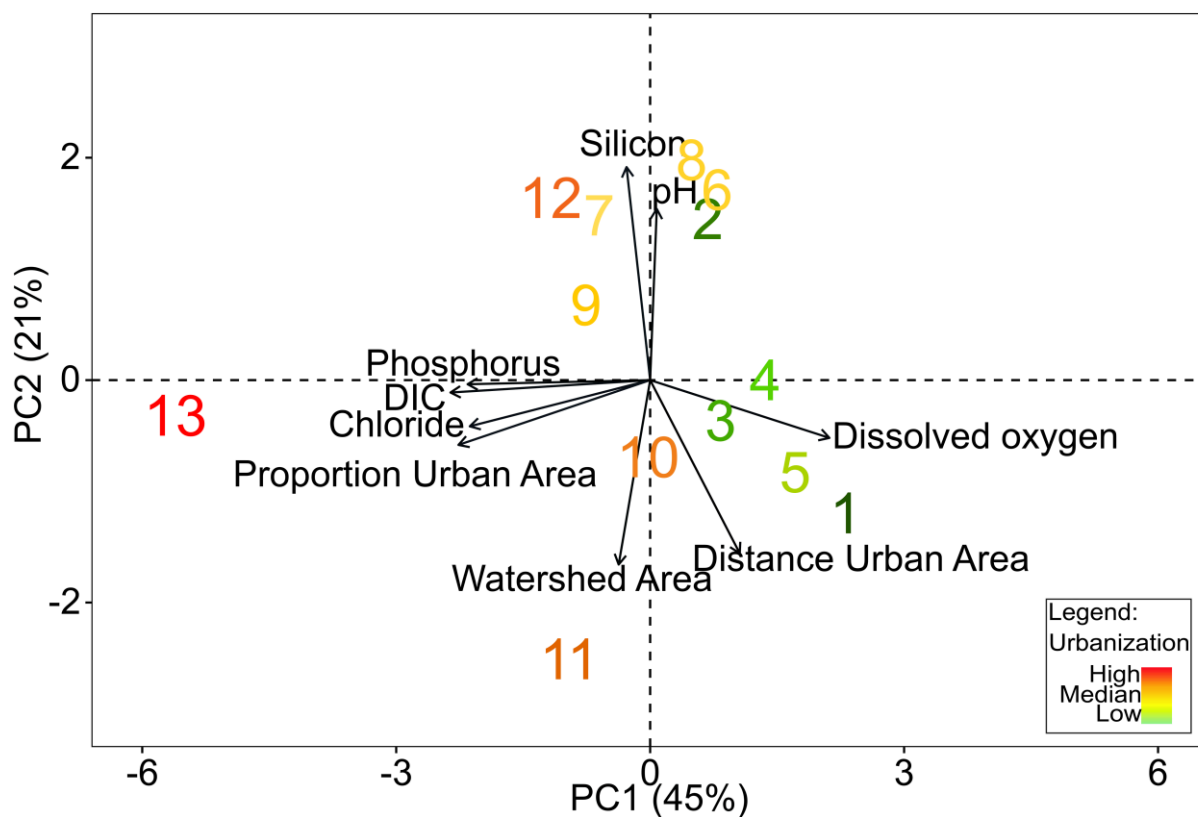


Figure 2: PCA with sites and environment variables. The sites are represented by numbers: 1 (Cachoeira Grande), 2 (Tapera), 3 (Ribeirão da Ilha), 4 (Saquinho), 5 (Ribeirão Grande), 6 (Cacupé), 7 (Costeira), 8 (Canto da Lagoa da Conceição), 9 (Itacorubi), 10 (Morro das Pedras), 11 (Tavares), 12 (Santo Antônio de Lisboa), 13 (Ingleses).

We identified 5.402 organisms, distributed in 36 *taxa*. The highest values of richness were observed in streams with inserted in the watershed with intermediate values of gradient urbanization and, the greater abundance and dominance of macroinvertebrates were observed in the streams inserted in the watershed with high urbanization. The site 3 (Ribeirão da Ilha) with 17 *taxa* were the stream with the highest taxonomic richness. Site 13 (Ingleses) showed a higher abundance (2.247 organisms). The more abundant aquatic macroinvertebrate was Chironomidae ($n=3.718$), with more than 44% of the abundance, 4 times more than the second abundance, Oligochaeta ($n=803$). The result of the multivariate model more adjusted and significant ($p<0.05$, LR:151.0, AIC:716.7598) (Table 2, Apêndice D) with

Watershed Area (LR = 89.92, $p < 0.05$) and Proportion Urban Area (LR = 118.58, $p < 0.05$).

Table 2: Results of multivariate abundance model (mvabund), using negative binomial distribution to model abiotic and geoprocessing variables with macroinvertebrates. Regional is represented by two geoprocessing variables (watershed area, urban proportion area) and local by abiotic variables (pH, Chloride, Silicon, DIC, N, DO) and geoprocessing variable (urban distance). The choice of model calculated using ANOVA (p value), Likelihood Ratio Statistic (LR) and AIC sum for each model

Model	LR	p	AIC
Null	-	intercept	741.76
pH + Chloride + Silicon+ DIC+ N + Watershed Area + Urban Proportion Area + Urban Distance + DO	257.3	0.780	1090.102
pH + Silicon + N + Watershed Area + Proportion Urban Area + Urban Distance + DO	255.3	0.001	944.6284
pH + Watershed Area + Proportion Urban Area + DO	207.2	0.009	780.3477
Watershed area + Proportion Urban area	151.0	0.011	716.7598

The ordination NMDS (Figure 3) presented 11% of stress (Apêndice E). Streams with low urbanization related to Trichoptera such as Calamoceratidae, Leptoceridae and Ephemeroptera Leptophlebiidae, organisms susceptible to urbanization. Urbanized streams, such as 13 (Inglese), 7 (Costeira) and 12 (Santo Antonio de Lisboa) is related with Physidae, Psychodidae, Planorbidae, Culicidae, Chironomidae and Oligochaeta, these families are resistant to urbanization.

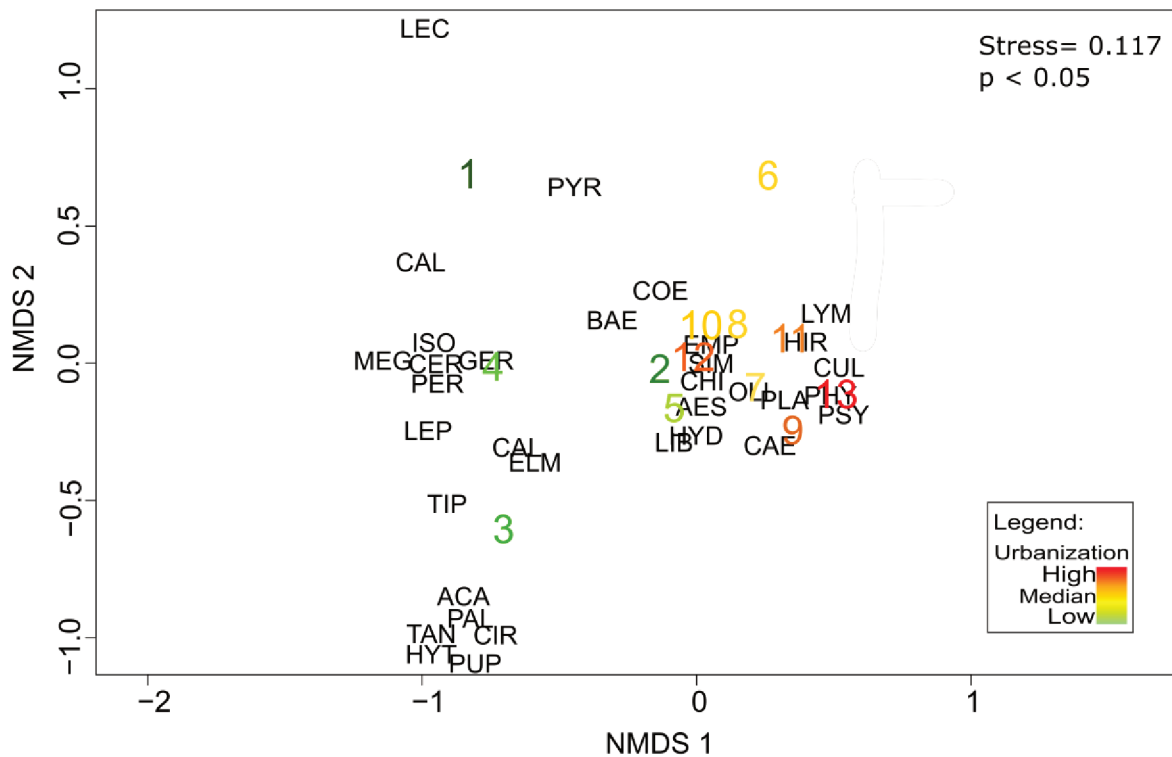


Figure 3: Ordination nMDS between sites and aquatic macroinvertebrates abundance. Macroinvertebrates are represented by acronyms: ACA (Acarina), AES (Aeshinidae), BAE (Baetidae), CAE (Caenidae), CAL (Calamoceratidae), CAL (Calopterygidae), CER (Ceratopogonidae), CHI (Chironomidae), CIR (Cirolanidae), COE (Coenagrionadae), CUL (Culicidae), ELM (Elmidae), EMP (Empididae), GER (Gerridae), HIR (Hirudinea), HYD (Hydrophilidae), HYT (Hydroptilidae), ISO (Isotomidae), LEC (Leptoceridae), LEP (Leptophlebiidae), LIB (Libellulidae), LYM (Lymnaeidae), MEG (Megapodagrionidae), OLI (Oligochaeta), PAL (Palaenonidae), PER (Perilestidae), PHY (Physidae), PLA (Planorbidae), PSY (Psychodidae), PUP (Pupae NI), PYR (Pyralidae), SIM (Simuliidae), TAN (Tanaeidae), TIP (Tipulidae). The sites are represented by: 1 (Cachoeira Grande), 2 (Tapera), 3 (Ribeirão da Ilha), 4 (Saquinho), 5 (Ribeirão Grande), 6 (Cacupé), 7 (Costeira), 8 (Canto da Lagoa da Conceição), 9 (Itacorubi), 10 (Morro das Pedras), 11 (Tavares), 12 (Santo Antônio de Lisboa), 13 (Ingleses).

DISCUSSION

Here, we reject the hypothesis of local conditions affects more the macroinvertebrates structure than regional variables (watershed area, urban cover).

High urbanization effectively affects communities of aquatic macroinvertebrates, cause high abundances and dominance. We observed a decreasing number of taxa along the urbanization gradient with the exclusion of sensitive *taxa*. The negative relationship between urbanization and number of *taxa* are observed in many studies (Couceiro et al., 2012; Evans-White et al., 2009; Gimenez and Higuti, 2017; Martins et al., 2017; Walsh et al., 2007; Weissinger et al., 2012; Yuan, 2010) and difference is due the prominence of tolerant *taxa*, mainly of the family Chironomidae, in urban streams.

Urban areas expose the streams to loss of riparian vegetation, bank erosion, and siltation, which leads to a loss of complex habitats and dominance of slow flow and homogeneous stretches that cause the replacement of specialist species by opportunistic generalist species (Cruz et al., 2013). Urbanization affects the composition with the increasing dominance of generalist, opportunistic species in the more urbanized areas and functional diversity effects in aquatic macroinvertebrates (Gimenez and Higuti, 2017; Jones and Leather, 2012; Magura et al., 2008). The impacts resulting from urbanization processes drastically change the abiotic variables and lead to habitat simplification, changing the composition of species and benefiting the dominance of tolerant *taxa*, verified mainly in the north and central regions in our study. We recorded an increase in abundance in urban areas of Oligochaeta, Chironomidae, and Psychodidae. These *taxa* are frequently associated with environments impacted by urbanization (Cleto-Filho and Walker, 2001; Tang et al., 2009; Walsh et al., 2005). Psychodidae has a respiratory siphon and obtains oxygen directly from the atmosphere (Fausto et al., 1998), Oligochaeta (principally Tubificinae) and Chironomidae have hemoglobin (Flores-Tena and Martínez-Tabche, 2001). The combined use of Chironomidae and Oligochaeta in the valuation of urban gradients shows effects of pollution (Rosa et al., 2014). Urbanized streams are colonized with high abundance by resistant *taxa* because of high food availability (Haase and Nolte, 2008; Lopes et al., 2015; Martins et al., 2008).

Streams with low urbanization, Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (EPT) groups occurs in more abundance. Studies in Florianópolis with this group, demonstrate that small changes in the surroundings (Siegloch et al., 2016) and

environmental conditions in streams, affect the colonization of these sensitive organisms, only taxons of the order Trichoptera have the adaptability to non-abrupt changes in the streams (Schmitt et al., 2016).

In streams in the Wisconsin, USA, landscape strongly associated with urban areas, influences biotic integrity negatively, consequences to low habitat quality (Wang et al., 1997; Wang and Kanehl, 2003). Study macroinvertebrates structure in urban areas in Canada has evidence of barriers of dispersion, where the effects of urbanization occur when homogenizing the communities in degraded urban areas (Bourassa et al., 2017). However, our study shows a low quality of habitats for the north and center of the island, could be possible barriers of dispersion for macroinvertebrates.

Landscape in urban streams, especially the proportion of urban area in the watershed and watershed area were more significative for predicting the characteristics of the communities of aquatic macroinvertebrates. Land use changes can act as an environmental filter, eliminating sets of biological traits unsuitable for a particular environment and selecting species with the appropriate traits to persist under a particular set of conditions (Ribera et al., 2001). The South of region study has less urbanized streams, while the further north is more urbanized, the increase in abundance of tolerant organisms is 20 times more in northern while southern. Our study demonstrates the difference between local and regional urbanization effects of aquatic macroinvertebrates community. The influence of urbanization anywhere in the watershed affects downstream organisms.

The landscape influences the smaller local characteristics, such as hydromorphology, chemical and physical variables, affecting the indirect impact on the ecological status streams (Villeneuve et al., 2018, 2015). The effects are multiscale, starting at regional (e.g. landscape) and advancing to local scales. The evaluation of variables of several scales together determines that the local effects have smaller influences than expected. When all variables are evaluated at the same time, the local effects are smaller than expected (Villeneuve et al., 2018). The use of different scales is the main gap for studies to assess the cause and effects of urbanization. The assessment of multiscale affects all components of aquatic environments. Streams in China studied the water quality is most affected up to 100 meters of riparian buffer (Shen et al., 2015). Perform the assessment of the effects at

all levels, in chemical and physical, spatial and biological, such as macroinvertebrates. In Taiwan study, scale utilization for city, watershed, basin, and country adopted to verify the resolution of landscape data, the resolution data of land-use is better for the watershed scale (Fu et al., 2018). Our study applied with a theory spread in recent years, the urban continuum watershed (Kaushal and Belt, 2012), thus the multiscale effects reveal the consequences of urbanization. The modifications across landscape variations with unidirectional flow affect the streams community structure.

The next step is to evaluate the effect of the presence and/or absence of riparian forest (Mc Conigley et al., 2017), food relations, functional diversity and long-term effects considering seasonality variation. We record an increased gradient impact of urbanization on streams in Florianopolis, mainly due to the increase of areas use for construction and domestic sewage input. Sensitive *taxa* are a decrease in urban areas and a number of *taxa*, thus in urban areas had an increase in tolerant organism abundance (particularly Chironomidae, Oligochaeta, and Psychodidae). Urbanization influences anywhere in the watershed affect downstream macroinvertebrates. The urbanization process is the most active modifier of natural systems, driving the synergic effect in colonization macroinvertebrates of watersheds. The increased effects of urbanization indicate that public policy is not enough to protect or mitigate human impacts on the urban water systems under study. The restoration of urban streams in systematic steps (social, physical and biological) will be essential in the near future.

REFERENCES

- Anderson, M.J., 2006. Distance-Based Tests for Homogeneity of Multivariate Dispersions. *Biometrics* 62, 245–253. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2005.00440.x>
- Bolund, P., Hunhammar, S., 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecol. Econ.* 29, 293–301.
- Booth, D.B., Roy, A.H., Smith, B., Capps, K.A., 2016. Global perspectives on the

- urban stream syndrome. *Freshw. Sci.* 35, 412–420.
<https://doi.org/10.1086/684940>
- Bourassa, A.L., Fraser, L., Beisner, B.E., 2017. Benthic macroinvertebrate and fish metacommunity structure in temperate urban streams. *J. Urban Ecol.* 3.
<https://doi.org/10.1093/jue/jux012>
- Buss, D.F., 2008. Desenvolvimento De Um Índice Biológico Para Uso De Voluntários Na Avaliação Da Qualidade Da Água De Rios. *Oecol. Bras.* 12, 516–526.
<https://doi.org/10.4257/oeco.2008.1203.11>
- Buss, D.F., Baptista, D.F., Nessimian, J.L., 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Cad. Saude Publica* 19, 465–473. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2003000200013>
- Capps, K.A., Bentsen, C.N., Ramírez, A., 2016. Poverty, urbanization, and environmental degradation: urban streams in the developing world. *Freshw. Sci.* 35, 429–435. <https://doi.org/10.1086/684945>
- Cleto-Filho, S.E.N., Walker, I., 2001. Efeitos da ocupação urbana sobre a macrofauna de invertebrados aquáticos de um Igarapé da cidade de Manaus/AM - Amazônia Central. *Acta Amaz.* 31, 69–89.
<https://doi.org/10.1590/1809-43922001311089>
- Corbi, Trivinho-Strixino, J.J.&, 2006. Influence of taxonomic resolution of stream macroinvertebrate communities on the evaluation of different land uses. *Acta Limnol. Bras* 18, 469–475.
- Couceiro, S.R.M., Hamada, N., Forsberg, B.R., Pimentel, T.P., Luz, S.L.B., 2012. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecol. Indic.* 18, 118–125.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.001>
- Cruz, B.B., Teshima, F.A., Cetra, M., 2013. Trophic organization and fish assemblage structure as disturbance indicators in headwater streams of lower Sorocaba River basin, Sao Paulo, Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 11, 171–178.
<https://doi.org/10.1590/S1679-62252013000100020>
- Cuffney, T.F., Brightbill, R.A., May, J.T., Waite, I.R., 2010. Responses of benthic

macroinvertebrates to environmental changes associated with urbanization in nine metropolitan areas. *Ecol. Appl.* 20, 1384–1401. <https://doi.org/10.1890/08-1311.1>

Da Silveira, M.A.T., Rodrigues, A.B., 2015. Touristic Urbanization in Brazil : A Focus on Florianópolis – Santa Catarina. *Via Tour. Rev.*

Domínguez, E., Fernández, H.R., 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos : sistemática y biología, 1^a. ed. Fund. Miguel Lillo, Tucumán.

Evans-White, M.A., Dodds, W.K., Huggins, D.G., Baker, D.S., 2009. Thresholds in macroinvertebrate biodiversity and stoichiometry across water-quality gradients in Central Plains (USA) streams. *J. North Am. Benthol. Soc.* 28, 855–868. <https://doi.org/10.1899/08-113.1>

Fausto, A.M., Feliciangeli, M.D., Maroli, M., Mazzini, M., 1998. Morphological Study of the Larval Spiracular System in Eight *Lutzomyia* Species (Diptera: Psychodidae). *Mem. Inst. Oswaldo Cruz* 93, 71–79. <https://doi.org/10.1590/S0074-02761998000100014>

Flores-Tena, F.J., Martínez-Tabche, L., 2001. The Effect of Chromium on the Hemoglobin Concentration of *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta: Tubificidae). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 50, 196–202. <https://doi.org/10.1006/eesa.2001.2104>

Fu, J.-C., Jang, J.-H., Huang, C.-M., Lin, W.-Y., Yeh, C.-C., Fu, J.-C., Jang, J.-H., Huang, C.-M., Lin, W.-Y., Yeh, C.-C., 2018. Cross-Analysis of Land and Runoff Variations in Response to Urbanization on Basin, Watershed, and City Scales with/without Green Infrastructures. *Water* 10, 106. <https://doi.org/10.3390/w10020106>

Gimenez, B.C.G., Higuti, J., 2017. Land use effects on the functional structure of aquatic insect communities in Neotropical streams. *Int. Waters* 7, 305–313. <https://doi.org/10.1080/20442041.2017.1329910>

Grimm, N.B., Faeth, S.H., Golubiewski, N.E., Redman, C.L., Wu, J., Bai, X., Briggs, J.M., 2008. Global change and the ecology of cities. *Sci.* 319, 756–60.

Guerra, J.B.S.O. de A., Pereira Ribeiro, J.M., Fernandez, F., Bailey, C., Barbosa,

- S.B., da Silva Neiva, S., 2016. The adoption of strategies for sustainable cities: a comparative study between Newcastle and Florianópolis focused on urban mobility. *J. Clean. Prod.* 113, 681–694.
- Haase, R., Nolte, U., 2008. The invertebrate species index (ISI) for streams in southeast Queensland, Australia. *Ecol. Indic.* 8, 599–613. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.08.005>
- Hale, R.L., Scoggins, M., Smucker, N.J., Suchy, A., 2016. Effects of climate on the expression of the urban stream syndrome. *Freshw. Sci.* 35, 421–428. <https://doi.org/10.1086/684594>
- Hamada, N., Nessimian, J., Querino, R., 2014. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus.
- Howard, K.W., Livingstone, S., 2000. Transport of urban contaminants into Lake Ontario via sub-surface flow. *Urban Water* 2, 183–195. [https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(00\)00058-3](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(00)00058-3)
- IBGE, 2010. Censo Demográfico 2010: Características gerais da população, religião e pessoas com deficiência.
- Jones, E.L., Leather, S.R., 2012. Invertebrates in urban areas: A review. *Eur. J. Entomol.* 109, 463–478. <https://doi.org/10.14411/eje.2012.060>
- Kalff, J., 2002. *Limnology : inland water ecosystems*. Prentice Hall.
- Kaushal, S.S., Belt, K.T., 2012. The urban watershed continuum: evolving spatial and temporal dimensions. *Urban Ecosyst.* 15, 409–435. <https://doi.org/10.1007/s11252-012-0226-7>
- Lemes-Silva, A.L., Pagliosa, P.R., Petrucio, M.M., 2014. Inter- and intra-guild patterns of food resource utilization by chironomid larvae in a subtropical coastal lagoon. *Limnology* 15, 1–12. <https://doi.org/10.1007/s10201-013-0407-y>
- Lopes, M.P., Martins, R.T., Silveira, L.S., Alves, R.G., 2015. The leaf breakdown of *Picramnia sellowii* (Picramniales: Picramniaceae) as index of anthropic disturbances in tropical streams. *Brazilian J. Biol.* 75, 846–853. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.00414>
- Lorenzen, C., 1967. Determination of chlorophyll and

- pheopigments:spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 12, 343–346. <https://doi.org/10.4319/lo.1967.12.2.0343>
- Magura, T., Lövei, G.L., Tóthmérész, B., 2008. Time-consistent rearrangement of carabid beetle assemblages by an urbanisation gradient in Hungary. *Acta Oecologica* 34, 233–243. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2008.05.010>
- Martins, R., Stephan, N., Alves, R., 2008. Tubificidae (Annelida: Oligochaeta) as an indicator of water quality in an urban stream in southeast Brazil. *Acta Limnol. Bras.* 20, 221–226.
- Martins, R.T., Couceiro, S.R.M., Melo, A.S., Moreira, M.P., Hamada, N., 2017. Effects of urbanization on stream benthic invertebrate communities in Central Amazon. *Ecol. Indic.* 73, 480–491. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.013>
- Mc Conigley, C., Lally, H., Little, D., O’Dea, P., Kelly-Quinn, M., 2017. The influence of aquatic buffer zone vegetation on river macroinvertebrate communities. *For. Ecol. Manage.* 400, 621–630. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2017.06.043>
- Melo, A.S., 2005. Effects of taxonomic and numeric resolution on the ability to detect ecological patterns at a local scale using stream macroinvertebrates. *Arch. für Hydrobiol.* 164, 309–323. <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2005/0164-0309>
- Merritt, R.W., Cummins, K.W., Berg, M.B. (Eds.), 2008. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*, 4th ed. Kendall Hunt Publishing.
- Meyer, J.L., Paul, M.J., Taulbee, W.K., 2005. Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *J. North Am. Benthol. Soc.* 24, 602–612. <https://doi.org/10.1899/04-021.1>
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O’Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H., 2017. *Vegan: Community Ecology Package*. R Packag. version 2.4-4. <http://cran.r-project.org>
- Parr, T.B., Smucker, N.J., Bentsen, C.N., Neale, M.W., 2016. Potential roles of past, present, and future urbanization characteristics in producing varied stream responses. *Freshw. Sci.* 35, 436–443. <https://doi.org/10.1086/685030>

- Peel, M.C., Finlayson, B.L., McMahon, T.A., 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11, 1633–1644.
- QGIS Development Team, 2017. QGIS Geographic Information System.
- R Core Team, 2017. R: A language and environment for statistical computing.
- Ribera, I., Dolédec, S., Downie, I.S., Foster, G.N., Apr, N., 2001. Effect of Land Disturbance and Stress on Species Traits of Ground Beetle Assemblages. *Ecology* 82, 1112–1129. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[1112:EOLDAS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[1112:EOLDAS]2.0.CO;2)
- Rosa, B.J.F.V., Rodrigues, L.F.T., de Oliveira, G.S., da Gama Alves, R., 2014. Chironomidae and Oligochaeta for water quality evaluation in an urban river in southeastern Brazil. *Environ. Monit. Assess.* 186, 7771–7779. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3965-5>
- Rosemberg, D.M., Resh, V.H., 1993. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York.
- Roy, A.H., Rosemond, A.D., Paul, M.J., Leigh, D.S., Wallace, J.B., 2003. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.). *Freshw. Biol.* 48, 329–346. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.00979.x>
- Santos, I., Fill, H.D., Sugai, M.R.V., Buba, H., Kishi, R.T., Marone, E., Lautert, L.F., 2001. *Hidrometria Aplicada*. Lactec, Curitiba.
- Schmitt, R., Siegloch, A.E., Silva, A.L.L. da, Lisboa, L.K., Petrucio, M.M., 2016. Temporal variation in the Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera community in response to environmental drivers in a subtropical stream. *J. Insect Biodivers.* 4, 1–12.
- Shen, Z., Hou, X., Li, W., Aini, G., Chen, L., Gong, Y., 2015. Impact of landscape pattern at multiple spatial scales on water quality: A case study in a typical urbanised watershed in China. *Ecol. Indic.* 48, 417–427. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2014.08.019>
- Siegloch, A.E., Schmitt, R., Spies, M., Petrucio, M., Hernández, M.I.M., 2016. Effects of small changes in riparian forest complexity on aquatic insect bioindicators in Brazilian subtropical streams. *Mar. Freshw. Res.* <https://doi.org/10.1071/MF15162>

- Smucker, N.J., Detenbeck, N.E., 2014. Meta-Analysis of Lost Ecosystem Attributes in Urban Streams and the Effectiveness of Out-of-Channel Management Practices. *Restor. Ecol.* 22, 741–748. <https://doi.org/10.1111/rec.12134>
- Tang, H., Song, M.-Y., Cho, W.-S., Park, Y.-S., Chon, T.-S., 2009. Species abundance distribution of benthic chironomids and other macroinvertebrates across different levels of pollution in streams. *Ann. Limnol. - Int. J. Limnol.* 46, 53–66. <https://doi.org/10.1051/limn/2009031>
- Thorp, J.H., Covich, A.P., 2009. Ecology and classification of North American freshwater invertebrates, 3rd ed. Academic Press.
- United Nations, 2018. World Urbanization Prospects: The 2018 Revision.
- United Nations, 2014. World Urbanization Prospects. <https://doi.org/10.4054/DemRes.2005.12.9>
- Vázquez-Suñé, E., Sánchez-Vila, X., Carrera, J., 2005. Introductory review of specific factors influencing urban groundwater, an emerging branch of hydrogeology, with reference to Barcelona, Spain. *Hydrogeol. J.* 13, 522–533. <https://doi.org/10.1007/s10040-004-0360-2>
- Villeneuve, B., Piffady, J., Valette, L., Souchon, Y., Usseglio-Polatera, P., 2018. Direct and indirect effects of multiple stressors on stream invertebrates across watershed, reach and site scales: A structural equation modelling better informing on hydromorphological impacts. *Sci. Total Environ.* 612, 660–671. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.08.197>
- Villeneuve, B., Souchon, Y., Usseglio-Polatera, P., Ferréol, M., Valette, L., 2015. Can we predict biological condition of stream ecosystems? A multi-stressors approach linking three biological indices to physico-chemistry, hydromorphology and land use. *Ecol. Indic.* 48, 88–98. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2014.07.016>
- Walsh, C.J., Booth, D.B., Burns, M.J., Fletcher, T.D., Hale, R.L., Hoang, L.N., Livingston, G., Rippey, M.A., Roy, A.H., Scoggins, M., Wallace, A., 2016a. Principles for urban stormwater management to protect stream ecosystems.

- Freshw. Sci. <https://doi.org/10.1086/685284>
- Walsh, C.J., Fletcher, T.D., Vietz, G.J., 2016b. Variability in stream ecosystem response to urbanization. *Prog. Phys. Geogr.* 40, 714–731. <https://doi.org/10.1177/0309133316671626>
- Walsh, C.J., Roy, A.H., Feminella, J.W., Cottingham, P.D., Groffman, P.M., Morgan, R.P., 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *J. North Am. Benthol. Soc.* 24, 706–723. <https://doi.org/10.1899/04-028.1>
- Walsh, C.J., Waller, K.A., Gehling, J., Mac Nally, R., 2007. Riverine invertebrate assemblages are degraded more by catchment urbanisation than by riparian deforestation. *Freshw. Biol.* 52, 574–587. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01706.x>
- Wang, L., Kanehl, P., 2003. Influences of watershed urbanization and instream habitat on macroinvertebrates in cold water streams. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 39, 1181–1196.
- Wang, L., Lyons, J., Kanehl, P., Gatti, R., 1997. Influences of Watershed Land Use on Habitat Quality and Biotic Integrity in Wisconsin Streams. *Fisheries* 22, 6–12. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1997\)022<0006:LOWLUO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1997)022<0006:LOWLUO>2.0.CO;2)
- Wang, Y., Naumann, U., Wright, S., Edelbuettel, D., Warton, D., 2017. mvabund: Statistical Methods for Analysing Multivariate Abundance Data., R package version 3.12.3.
- Wang, Y., Naumann, U., Wright, S.T., Warton, D.I., 2012. Mvabund- an R package for model-based analysis of multivariate abundance data. *Methods Ecol. Evol.* 3, 471–474. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00190.x>
- Warton, D.I., 2005. Many zeros does not mean zero inflation: comparing the goodness-of-fit of parametric models to multivariate abundance data. *Environmetrics* 16, 275–289. <https://doi.org/10.1002/env.702>
- Warton, D.I., Wright, S.T., Wang, Y., 2012. Distance-based multivariate analyses confound location and dispersion effects. *Methods Ecol. Evol.* 3, 89–101. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00127.x>
- Weissinger, R.H., Perkins, D.W., Dinger, E.C., 2012. Biodiversity, Water Chemistry, Physical Characteristics, and Anthropogenic Disturbance Gradients of

Sandstone Springs on the Colorado Plateau. *West. North Am. Nat.* 72, 393–406.
<https://doi.org/10.3398/064.072.0313>

- Wenger, S.J., Roy, A.H., Jackson, C.R., Bernhardt, E.S., Carter, T.L., Filoso, S., Gibson, C.A., Hession, W.C., Kaushal, S.S., Martí, E., Meyer, J.L., Palmer, M.A., Paul, M.J., Purcell, A.H., Ramírez, A., Rosemond, A.D., Schofield, K.A., Sudduth, E.B., Walsh, C.J., 2009. Twenty-six key research questions in urban stream ecology: an assessment of the state of the science. *J. North Am. Benthol. Soc.* 28, 1080–1098. <https://doi.org/10.1899/08-186.1>
- Yuan, L.L., 2010. Estimating the effects of excess nutrients on stream invertebrates from observational data. *Ecol. Appl.* 20, 110–125. <https://doi.org/10.1890/08-1750.1>

4 CONCLUSÃO

No presente trabalho, avaliou-se a estrutura de macroinvertebrados aquáticos ao longo de um gradiente de urbanização numa ilha subtropical. Constatamos que os macroinvertebrados são dependentes de fatores estruturais em gradientes de urbanização, principalmente afetados pelo efeito da depreciação das áreas com a urbanização. Encontramos grande abundância de organismos tolerantes (Chironomidae e Oligochaeta) em áreas com maior urbanização e organismos sensíveis à tolerância (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em regiões com menor efeito da urbanização. Acreditávamos que os efeitos locais (variáveis físico-químicas, habitat, vegetação ripária), seriam o maior influenciador da estrutura dos macroinvertebrados aquáticos, o que não foi evidenciado no estudo.

O efeito da urbanização em qualquer área da bacia hidrográfica afeta os macroinvertebrados que estão à jusante. O processo de urbanização é o modificador mais ativo dos ecossistemas aquáticos. Nos locais coletados neste estudo, o efeito regional (urbanização e tamanho da bacia hidrográfica dos riachos) foi o maior influenciador na estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos. Futuros estudos, abordando outros componentes de uso e ocupação do solo, interações alimentares, diversidade funcional e sazonalidade, irão elucidar com mais clareza os efeitos a longo prazo da urbanização sobre os riachos da ilha de Florianópolis. O aumento dos efeitos da urbanização indica que as políticas públicas não são suficientes para proteger ou mitigar impactos humanos nos ecossistemas urbanos na cidade de Florianópolis. Políticas de restauração de ambientes aquáticos podem ser uma alternativa no futuro.

APÊNDICE A – Variáveis ambientais aferidas nos pontos amostrais.

Sites	Watershed name	Cond (uS)	pH	T°C	DO (mg.L-1)	Ca2+	Mg2+	Na+	K+	Al3+	Fe2+	HCO
1	Cachoeira grande	56.6	6.43	15.8	9.75	1.11	1.5	3.63	0.73	0.05	0.07	0.62
2	Tapera	67.00	7.83	18.00	5.95	1.44	2.29	4.06	0.53	0.22	0.68	1.62
3	Ribeirão da Ilha	89.1	5.73	18.5	8.11	1.67	2.63	5.62	0.98	0.07	0.53	0.39
4	Saquinho	66.5	6.43	13.9	9.92	0.91	1.91	4.42	0.47	0.05	0.06	0.46
5	Ribeirão Grande	60.00	6.8	19.1	8.9	1.39	1.18	4.43	1.2	0.65	0.62	0.031
6	Cacupé	92.6	7.71	18.4	8.44	5.35	1.98	4.31	1.43	0.15	0.58	3.16
7	Costeira	112.5	6.67	18.00	5.55	3.29	2.28	6.84	1.72	0.16	0.19	2.1
8	Canto da Lagoa da Conceição	103.4	6.89	16.1	9.42	2.9	3.2	7.21	0.66	0.34	0.27	2.36
9	Itacorubi	123.1	7.03	15.9	8.16	3.34	2.49	7.43	1.89	0.08	0.3	3.33
10	Morro das Pedras	154.3	6.3	19.1	8.9	6.82	3.66	8.86	2.29	0.08	0.35	1.38
11	Tavares	143.2	6.37	18.1	7.33	5.08	3.12	7.32	1.73	0.19	0.78	2.02
12	Santo Antonio de Lisboa	148.6	6.83	18.1	4.62	10.47	3.94	7.2	2.48	0.13	0.39	4.36
13	Ingleses	411.1	6.71	19.3	2.32	28.02	8.51	18.21	6.7	0.05	1.11	16.82

APÊNDICE A - Continuação...

Sites	Watershed name	Cl-	SO42-	NO3-	NO2-	PO43-	Silicon	DOC	DIC	N	P
1	Cachoeira Grande	9.53	3.35	0.31	0.03	0.01	6.28	0.84	1.21	208.91	9.4
2	Tapera	10.07	4.16	0.46	0.00	0.00	6.98	1.58	1.69	157.01	10.51
3	Ribeirão da Ilha	12.61	4.01	0.54	0.00	0.00	8.46	1.33	2.16	232.72	11.39
4	Saquinho	10.88	5.89	0.07	0.01	0.01	5.35	0.94	0.91	155.06	4.82
5	Ribeirão Grande	7.7	3.02	0.411	0.595	0.024	6.47	0.97	1.12	157.01	15.77
6	Cacupé	10.00	5.85	1.49	0.00	0.00	8.35	1.16	3.32	409.90	14.31
7	Costeira	11.66	9.83	0.05	0.03	0.04	9.93	2.17	3.21	537.13	265.42
8	Canto da Lagoa da Conceição	13.8	5.39	0.37	0.07	0.01	12.69	1.79	3.14	202.26	20.29
9	Itacorubi	11.96	9.31	7.74	0.44	1.17	8.97	2.91	4.13	579.65	372.3
10	Morro das Pedras	15.72	10.95	15.56	0.11	0.03	3.52	2.93	3.07	581.24	30.66
11	Tavares	14.74	11.12	3.3	1.46	0.14	4.75	6.92	4.16	362.39	121.18
12	Santo Antonio de Lisboa	12.64	8.1	7.14	0.00	0.00	11.56	2.21	5.96	610.22	65.26

13	Ingleses	19.02	28.2	0.7	0.45	0.1	7.34	8.86	24.81	879.02	607.92
----	----------	-------	------	-----	------	-----	------	------	-------	--------	--------

APÊNDICE A - Continuação...

Sites	Watershed name	PAR	NH4	clorofila	Watershed	Prop Urban	Distance urban	OM
1	Cachoeira grande	16.85	0.03	0.53	15072	0	1817	26.78
2	Tapera	7.17	0.218	1.6	25670	0.001	55	12.23
3	Ribeirão da Ilha	7.27	0.061	0.001	35554	0.004	156	9.81
4	Saquinho	15.4	0.06	2.14	12231	0.012	0	35.39
5	Ribeirão Grande	13.2	1.36	1.6	59625	0.026	902	8.84
6	Cacupé	3.1	6.27	4.8	18929	0.066	0	37.29
7	Costeira	7.1	0.44	0.53	6511	0.08	0	43.52
8	Canto da Lagoa da Conceição	9.5	0.03	3.74	5555	0.088	0	6.54
9	Itacorubi	9.1	0.06	0.53	40198	0.179	0	18.44
10	Morro das Pedras	3.7	0.03	1.07	1298	0.32	100	8.02
11	Tavares	4.15	0.01	3.2	97389	0.48	634	10.02
12	Santo Antonio de Lisboa	5.6	0.06	0.001	4835	0.462	0	14.57
13	Ingleses	4.1	2.63	1.07	37860	0.751	0	6.71

**APÊNDICE A - Valores calculados da Análise de Componentes Principais (PCA)
para cada eixo.**

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
pH	0.01539	0.4442	-0.6801	-0.2977	0.261	-0.13
DO	0.4177	-0.15	0.2223	-0.1373	-0.07436	0.2651
Chloride	-0.4202	-0.1199	0.3848	-0.1891	-0.03364	-0.1569
Silicon	-0.05504	0.5528	0.07337	0.631	-0.4491	-0.1602
DIC	-0.4652	-0.03214	-0.06313	0.1282	0.2528	0.1033
Phosphorus	-0.4253	-0.01065	-0.1505	0.1942	0.04545	0.7536
Watershed Area	-0.07337	-0.4785	-0.5151	-0.04448	-0.6836	-0.02215
Proportion Urban Area	-0.4466	-0.1681	0.01065	-0.05419	0.03535	-0.4984
Distance Urban Area	0.2087	-0.4494	-0.2063	0.6321	0.4348	-0.1874

APÊNDICE B - Continuação...

Variable	PC7	PC8	PC9
pH	0.3663	-0.03537	0.1758
DO	0.7551	-0.004409	-0.298
Chloride	0.378	0.08076	0.6709
Silicon	0.2455	0.01437	8.891e-05
DIC	0.1445	0.734	-0.3577
Phosphorus	0.07408	-0.4237	0.06056
Watershed Area	0.0551	0.1541	0.06241
Proportion Urban Area	0.1831	-0.4966	-0.4893
Distance Urban Area	0.172	-0.05819	0.2351

APÊNDICE B - Abundância e taxóons de macroinvertebrados aquáticos. As amostras dos riachos estão representadas pelos números: 1 (Cachoeira Grande), 2 (Tapera), 3 (Ribeirão da Ilha), 4 (Saquinho), 5 (Ribeirão Grande), 6 (Cacupé), 7 (Costeira), 8 (Canto da Lagoa da Conceição), 9 (Itacorubi), 10 (Morro das Pedras), 11 (Tavares), 12 (Santo Antônio de Lisboa), 13 (Ingleses). A Abundância total dos taxóons está representado por Ab.

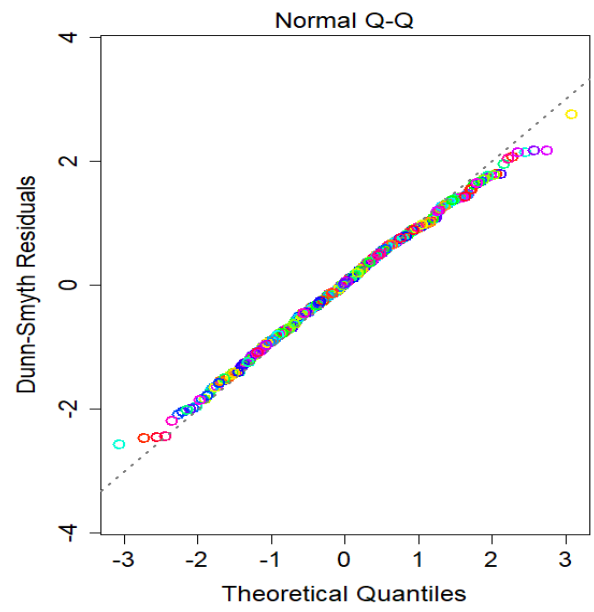
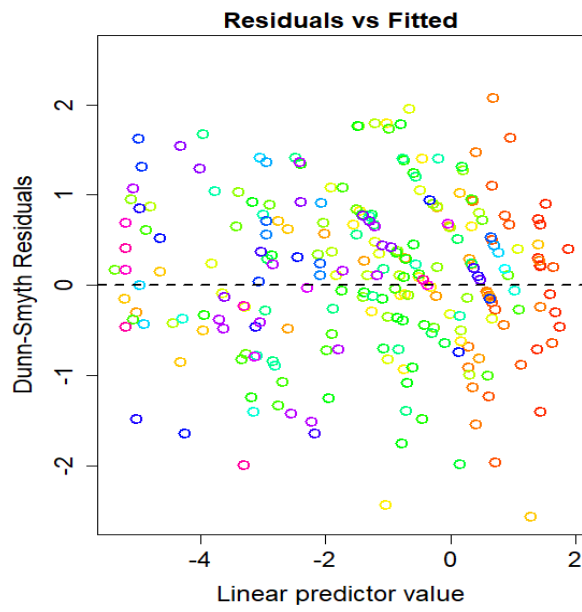
<i>Taxa</i>	1	2	3	4	5	6	7
Hirudinea					3	22	19
Oligochaeta		12	4	178	35		3
Acarina			26	6			
Elmidae	1		5		2		
Hydrophilidae				1	1		
Ceratopogonidae				1			
Chironomidae	10	112	152	1287	89	6	168
Culicidae							
Empididae				12			
Psychodidae							11
Simuliidae		4		397			3
Tipulidae			1				
Baetidae	4	1		224	12		2
Caenidae		2			11		
Leptophlebiidae			1				
Gerridae							
Pyralidae	1			1			
Aeshnidae			1				2
Calopterygidae	1		12				

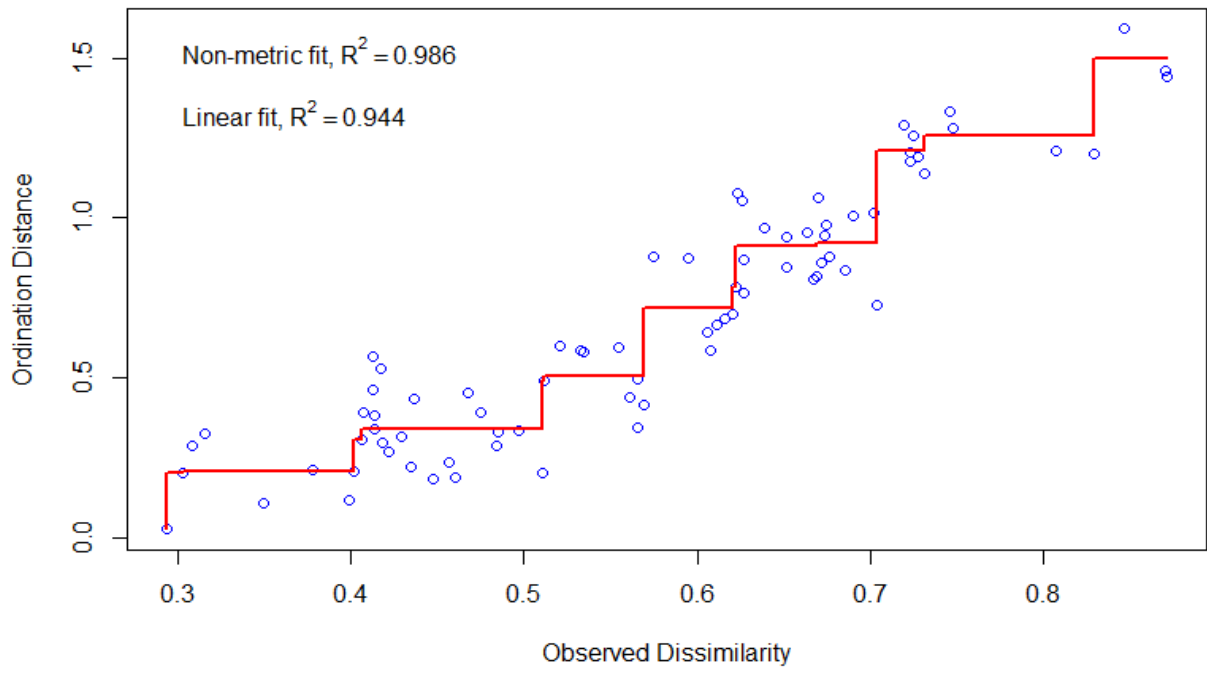
Coenagrionidae	3	5	1		2	4
Libellulidae		1	3			1
Megapodagrionidae						
Perilestidae						
Calamoceratidae	8		1			
Hydrobiosidae					1	
Hydropsychidae					5	
Hydroptilidae			7		64	
Leptoceridae	16					
TrichopteraPupaeNI			4			
Palaemonidae			8			
Cirolanidae			7			
Tanaidacea			2			
Isotomidae					1	
Lymnaeidae						
Physidae						12
Planorbidae						5

APÊNDICE C - Continuação...

Taxa	8	9	10	11	12	13	Ab
Hirudinea	12	224	3	56	5	35	421
Oligochaeta	26	310	29	32	6	342	994
Acarina					-		33
Elmidae							8
Hydrophilidae							2
Ceratopogonidae							2
Chironomidae	57	780	69	85	143	1943	5268
Culicidae			18			114	138
Empididae					10		22
Psychodidae						13	24
Simuliidae					23		441
Tipulidae							2
Baetidae							249
Caenidae		33					46
Leptophlebiidae							9
Gerridae							8
Pyralidae					1		3
Aeshnidae			3				6
Calopterygidae			2				15
Coenagrionidae	4		6		1		27
Libellulidae	3	1					10
Megapodagrionidae							4
Perilestidae							6

Calamoceratidae			19
Hydrobiosidae			1
Hydropsychidae			5
Hydroptilidae			71
Leptoceridae			16
TrichopteraPupaeNI			4
Palaemonidae			8
Cirolanidae			7
Tanaidacea			2
Isotomidae			1
Lymnaeidae		4	4
Physidae	14	6	32
Planorbidae			5

APÊNDICE C - Validação do modelo multivariado escolhido.

APÊNDICE D - Validação com stress plot para nMDS.

ANEXO A - Protocolo de Avaliação Rápido (PAR) utilizado nos riachos (BUSS, 2008).

Nome do rio		Local																				
Estação de coleta #																						
Lat	Long	Bacia hidrográfica																				
Investigadores																						
Formulário preenchido por:														Data _____								
Observações:														Hora _____								
Parâmetros ambientais		Categorias																				
		ÓTIMO				BOM				REGULAR				RUIM								
1. Substrato para animais que vivem no fundo dos rios / Cobertura disponível		Mais de 70% do ambiente favorável para colonização de animais bentônicos e abrigos para peixes; presença de gravetos e troncos; margem do rio sem quebras na vegetação; substratos estáveis.				40-70% mistura de ambientes estáveis, potencialmente preparados para colonização; habitat adequado para sustentar as populações; grande presença de folhas recém caídas ainda despreparadas para colonização.				20-40% mistura de ambientes estáveis com disponibilidade de habitats menor do que o desejado, substrato frequentemente removido ou perturbado.				Menos de 20% de ambientes estáveis; ausência de habitats adequados para colonização; substrato instável ou deficiente.								
Pontuação		20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
2. Características do fundo do rio		Cascalho, seixos e pedras grandes são de 0-25% cobertos por sedimentos finos. Espaço entre as pedras proporciona diversidade de habitats.				Cascalho, seixos e pedras grandes são de 25-50% cobertos por sedimentos finos.				Cascalho, seixos e pedras grandes são de 50-75% cobertos por sedimentos finos.				Cascalho, seixos e pedras grandes são mais de 75% cobertos por sedimentos finos.								
Pontuação		20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
3. Velocidade / Regime do Fundo		Todas as 4 velocidades / regimes de fundo estão presentes: fundo lento, fundo rápido, raso lento, raso rápido (lento < 0,3m/s e fundo > 0,5m).				Somente 3 dos 4 regimes estão presentes (se o raso rápido está faltando pontuações menos do que se estivesse faltando outro regime).				Só 2 dos 4 regimes estão presentes (se o raso rápido ou o raso lento estiverem faltando pontuações menos).				Dominado por um regime (geralmente fundo lento).								
Pontuação		20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
4. Deposição de Sedimentos		Pequena ou sem ampliação de ilhas ou de barreiras de areia; menos de 5% do fundo afetado por deposição de sedimentos.				Alguns novos pontos com aumento na formação de barreiras, a maior parte formado por areia e sedimento fino; 5-30% do fundo afetado, com pequenas deposições nos poços.				Moderada deposição de areia ou sedimento fino nas barreiras; 30-50% do fundo afetado, depósito de sedimentos em obstrução, construção e inclinação; moderada deposição nos poços.				Grande deposição de sedimento fino, aumento do desenvolvimento de barreiras; mais de 50% do fundo instável; quase todos os poços ausentes devido ao grande depósito de sedimentos.								
Pontuação		20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
5. Status do canal de água corrente		Alcance da água no limite do seu leito normal e mínimos aglomerados de substrato expostos.				A água preenche >75% do canal disponível ou <25% do substrato está exposto.				A água preenche 25-75% do canal disponível, e/ou quase todo substrato de corredeira está exposto.				Pouca água nos canais e a maioria desta presente como poços permanentes.								
Pontuação		20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
Parâmetros ambientais		Categorias																				
		Ótimo				Bom				Regular				Ruim								
6. Alterações do canal		Ausência de canalizações ou drenagens, rio com padrões normais.				Alguns novos pontos com aumento na formação de barreiras, a maior parte formado por areia e sedimento fino; 5-30% do fundo afetado, com pequenas deposições nos poços.				Grande trecho canalizado, formação de barreiras de areia nas duas margens; de 40-80% do trecho do rio canalizado ou modificado.				Margens cimentadas; mais de 80% do rio canalizado e modificado. Grande parte dos habitats aquáticos alterados ou removidos.								
Pontuação		20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
7. Frequência de corredeiras		Corredeiras frequentes; em rios onde as corredeiras são contínuas, verificar a presença de pedras grandes ou outros mecanismos de obstrução natural.				Ocorrência de corredeiras infrequentes; diversidade de habitats para a fauna; apresenta corredeiras separadas por remansos de diversos tamanhos.				Corredeiras ou curvas ocasionais; longos remansos separados por corredeiras curtas; fundo do rio em curvas propicia alguns habitats para a fauna aquática.				Geralmente águas calmas ou corredeiras rasas; habitats pobres.								
Pontuação		20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
8. Estabilidade das margens Nota: determinar as margens esquerda e direita olhando em direção a foz.		Margens estáveis; ausência de erosão ou falhas nas margens; chances remotas para futuros problemas; < 5% da margem afetada.				Estabilidade moderada: pequenas áreas de erosão, com sinais de recuperação; 5-30% da margem com áreas de erosão.				Instabilidade moderada 30-60% do banco no trecho tem áreas de erosão, grande potencial de erosão durante enchentes.				Instável; muitas áreas erodidas, áreas nuas frequentes ao longo do trecho. 60-100% da margem com marcas de erosão.								
Pontuação (MD)		Dir	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0									
Pontuação (ME)		Esq	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0									
9. Cobertura Vegetal		Mais de 90% da margem e da mata ciliar composta por vegetação nativa, incluindo árvores de grande porte, arbustos e macrófitas; ausência de pastos e campos no trecho.				70-90% da margem e da mata ciliar composta por vegetação nativa; modificação da vegetação evidente.				50-70% da margem coberta por vegetação; modificação da vegetação óbvia; manchas de solos nus ou com vegetação rasteira.				Menos de 50% da superfície da margem coberta por vegetação; vegetação muito alterada; ausência de vegetação nativa.								
Pontuação (MD)		Dir	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0									
Pontuação (ME)		Esq	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0									
10. Extensão da mata ciliar		Largura da mata ciliar maior do que 18m; atividades humanas não causam impactos à área.				Largura da mata ciliar de 12-18m; atividades humanas causam impactos mínimos à área.				Largura da mata ciliar de 6-12m; atividades humanas causam grandes impactos à área.				Largura da mata ciliar menor do que 6m; atividades humanas eliminaram a mata ou reduziram-na drasticamente.								
Pontuação (MD)		Dir	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0									
Pontuação (ME)		Esq	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0									

Some todos os valores e marque a **Pontuação Total** : _____

RESULTADO
Pontuação Média entre 20 e 16 , condição ambiental Ótima .
Pontuação Média entre 15 e 11 , condição ambiental Boa .
Pontuação Média entre 10 e 6 , condição ambiental Regular .
Pontuação Média entre 5 e 0 , condição ambiental Ruim .

Divida este número por 10 e marque a **Pontuação Média**: _____