



Universidade Federal da Paraíba
Departamento de Sistemática e Ecologia
Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia)

**SEGREGAÇÃO ESPACIAL DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM UM
RIO INTERMITENTE DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

RAFAELA LIMA DE FARIAS

JOÃO PESSOA – PB
2018



Universidade Federal da Paraíba
Departamento de Sistemática e Ecologia
Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia)

SEGREGAÇÃO ESPACIAL DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM UM RIO
INTERMITENTE DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

RAFAELA LIMA DE FARIAS

Tese a ser apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, área de concentração Zoologia, da Universidade Federal da Paraíba como requisito para obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas.

JOÃO PESSOA
2018

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

F219s Farias, Rafaela Lima de.

Segregação espacial de macroinvertebrados bentônicos em
um rio intermitente do semiárido brasileiro / Rafaela
Lima de Farias. - João Pessoa, 2018.
88 f.

Orientação: Elvio Sergio Figueredo Medeiros.
Tese (Doutorado) - UFPB/CCEN.

1. Hierarquia espacial, padrões espaciais, variáveis.
I. Medeiros, Elvio Sergio Figueredo. II. Título.

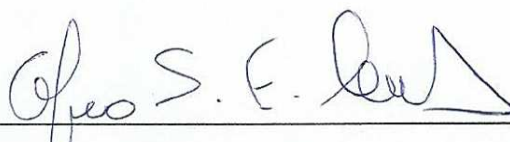
UFPB/CCEN

RAFAELA LIMA DE FARIAS

**SEGREGAÇÃO ESPACIAL DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS
EM UM RIO INTERMITENTE DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

Aprovado em: 28 / 05 / 2018.

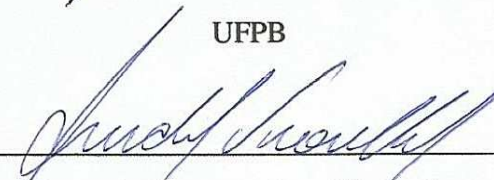
BANCA EXAMINADORA:



Dr. Elvrio Sergio Figueredo Medeiros (Orientador)
UEPB



Dra. Ana Carolina Figueiredo Lacerda Sakamoto (Titular Interno)
UFPB



Dr. Alexandre Vasconcellos (Titular Interno)
UFPB



Dr. Douglas Zeppelini Filho (Titular Interno)
UEPB



Dr. Cleber Ibraim Salimon (Titular Externo)
UEPB

*Aos macroinvertebrados bentônicos mortos em
prol do conhecimento científico.*

AGRADECIMENTOS

À CAPES, pela concessão da bolsa essencial para minha manutenção durante os quatro anos dedicados a esta Tese;

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas/Zoologia (PPGCB-UFPB), pelo apoio financeiro que viabilizou algumas atividades essenciais ao desenvolvimento do trabalho e ao secretário Josias por sempre me auxiliar prontamente com as questões burocráticas que envolvem o curso;

Aos professores do PPGCB-UFPB, que contribuíram com a minha formação;

Aos professores Ana Carolina (UFPB), Alexandre (UFPB), Cleber (UEPB) e Douglas (UEPB) pela disponibilidade em compor a banca de defesa e pelas valiosas contribuições;

Ao prof. Elvio, por me oferecer a orientação e a estrutura do LABECO-UEPB necessárias para a realização desta Tese;

Aos meus companheiros de laboratório que, mesmo atuando em seus projetos específicos, abraçaram minha Tese e me deram apoio sempre que necessário provando o verdadeiro significado da palavra “Equipe”. Durante esses anos, ganhei mais que parceiros de trabalho, ganhei amigos;

Em especial agradeço à Maria Rita e Elmo pela ajuda imprescindível na coleta dos dados. Sem vocês nada disso seria possível;

Ao Otávio e Nathália por serem meus braços na triagem de uma parte importante das amostras de sedimento;

À Fabrícia por me fazer aprender ensinando e pela ajuda essencial na identificação dos táxons de macroinvertebrados;

À Liliane por ser uma excelente companhia durante as intermináveis horas de trabalho no laboratório, pelos conselhos acadêmicos e conversas informais, sempre regados de um bom cafezinho;

Ao Prof. Cleber por sempre me receber com um sorriso, pelas boas conversas e ensinamentos;

Aos meus companheiros da turma 2014.1, em especial à Stéphanie e Aila por estarem comigo tirando minhas dúvidas ou ouvindo minhas reclamações;

Aos meus amigos, os quais tive a sorte de (re)encontrar na vida acadêmica ou fora dela, por se manterem sempre presentes, apesar das distâncias físicas;

Aos meus amados pais (Rafael e Neide) e irmãos (Julio César e Rafael Jr.), pelo alicerce forte sobre o qual construí meus sonhos e pelo apoio incondicional em todas as minhas decisões. Em especial agradeço aos meus irmãos e cunhadas (Carine e Karlinha), por me darem os maiores

presentes durante o Doutorado: a alegria de ser tia de Julinha e Ravi (donos dos meus mais sinceros sorrisos);

À minha segunda (mas não menos importante) família, na pessoa da matriarca Maria José, onde encontro o acalento de que preciso. Obrigada, minha sogra por tanto zelo. Obrigada, cunhados (Denise e Daniel) e sogro (Eusébio) por todo apoio.

Ao meu companheiro de jornada, Diogo, que esteve presente durante toda a minha trajetória acadêmica, me ensinando a ver a vida de uma forma mais leve (e prática rs). Essa conquista é por nós!

E a todos que contribuíram direta ou indiretamente na construção desta Tese! GRATIDÃO!

RESUMO

Rios de regiões secas são vistos como mosaicos de paisagens espaço-temporais que proporcionam alta heterogeneidade ambiental e influenciam fortemente os padrões de estrutura e diversidade das comunidades nas variadas escalas espaciais (ex. segmento, trecho e micro-habitat). Nesse contexto, o presente estudo buscou avaliar os padrões de estruturação das assembleias de macroinvertebrados bentônicos e caracterizar as variáveis ambientais em diferentes escalas espaciais no gradiente longitudinal do rio. Este estudo foi realizado em um rio intermitente (bacia do rio Paraíba), região semiárida do Brasil. Esta área é considerada de extrema importância biológica e identificada como prioritária para a conservação da Caatinga. A amostragem dos preditores ambientais e comunidades biológicas foi hierárquica incluindo os três segmentos de rio (Alto PB, Taperoá e Médio PB), três trechos por segmento e três sítios por trecho, totalizando 27 locais de amostragem (poças). Para a análise de partição da diversidade foi considerada ainda a escala de microhabitats ($n=81$). Sendo assim, a diversidade de macroinvertebrados foi avaliada em quatro escalas espaciais distintas: segmentos de rio (β_4), trechos (β_3), sítios (β_2) e microhabitats (β_1). Os resultados apresentados mostram que a estrutura do habitat em sistemas aquáticos do semiárido brasileiro é composta por ampla diversidade de elementos que variam espaço-temporalmente e que fatores ambientais em escalas local e de bacia são importantes para a estrutura do habitat marginal. Além disso, foi observada segregação espacial das assembleias de macroinvertebrados bentônicos dependente da escala, com as escalas espaciais maiores representando as fontes de variação. Foram identificados preditores ambientais em escala local e regional que podem explicar a composição das assembleias (ex. altitude, estrutura do habitat e composição do sedimento). As análises de particionamento da diversidade reforçaram a importância de escalas espaciais mais grosseiras (β_4) e a baixa importância de escalas espaciais finas (β_1 e β_2) para a diversidade regional no rio. Este estudo descreveu os padrões espaciais de macroinvertebrados bentônicos no contexto de heterogeneidade ambiental em um rio do semiárido. Além disso, consiste na última representação do rio Paraíba antes das modificações provocadas pelo Projeto de Transposição do Rio São Francisco, que alterou a dinâmica hidrológica (de intermitente à perenizada), com o potencial de modificar os parâmetros ambientais observados (qualidade da água, largura, profundidade, composição do sedimento e estrutura do habitat). Os dados fornecidos podem embasar pesquisas futuras que visem avaliar os impactos da obra de Transposição e, consequentemente, subsidiar medidas de gestão e conservação da bacia do rio Paraíba.

Palavras-chave: Hierarquia espacial, padrões espaciais, variáveis ambientais, assembleias de macroinvertebrados, Chironomidae, beta diversidade.

ABSTRACT

Streams in arid regions are seen as mosaics of spatio-temporal landscapes, providing high environmental heterogeneity and exert strong influence on the patterns, structure and diversity of biotic communities in various spatial scales (e.g. segment, reach and microhabitat). In this context, the present study aimed to evaluate the patterns of structuration of benthic macroinvertebrates assemblages and characterize the environmental variables in different spatial scales across the longitudinal gradient of the river. The study was conducted in an intermittent river (Paraíba river basin) in the semiarid Brazil. This area is considered of extreme biological importance and identified as priority for the conservation of the Caatinga Biome. Sampling of the environmental predictors and biotic communities was made hierarchically, including three segments of the river (Alto PB, Taperoá and Médio PB), three reaches by segment, and three sites by reach, making a total of 27 sampling points (pools). For the diversity partition analysis, the microhabitat scale was also considered ($n=81$). Thus, the diversity of macroinvertebrates was evaluated in four distinct spatial scales: river segments (β_4), reaches (β_3), sites (β_2) and microhabitats (β_1). The results showed that the habitat structure in aquatic systems in the Brazilian Semiarid is composed by a large diversity of elements that vary spatio-temporally, and that environmental factors in local and catchment scales are important for the structure of the marginal habitats. Also, scale-dependence spatial segregation was observed on macroinvertebrate assemblages, with the higher scales representing the source of variation. Environmental predictors in local (e.g. habitat structure and sediment composition) and regional scales (e.g. elevation) that could explain the assemblages composition were identified. The diversity partitioning analysis reinforced the importance of highest spatial scales (β_4) and the low importance of finest spatial scales (β_1 and β_2) for the regional diversity in the river. This study described the spatial patterns of benthic macroinvertebrates on the context of environmental heterogeneity in a semiarid river. It is also the last register of the Paraíba river before the anthropic modifications caused by the transposition of the São Francisco River, which has altered the hydrological dynamics (from intermittent to perennial) with potential to modify the environmental parameters observed (water quality, river width, depth, sediment composition and habitat structure). The data obtained can inform future research that can evaluate the impacts of the Transposition and consequently subsidize management and conservation measures for the Paraíba River Basin.

Keywords: Spatial hierarchy, spatial patterns, environmental variables, macroinvertebrate assemblages, Chironomidae, beta-diversity.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Média ($\pm$ EP) da precipitação e armazenamento de água no solo na área de estudo durante o ciclo hidrológico de 2015-2016.....	42
Figura 2.1. Área de estudo mostrando a localização dos sítios de amostragem na Bacia do rio Paraíba e Sub-bacia do rio Taperoá.....	43
Figura 3.1. Resultado da solução tri-dimensional da NMDS (estresse 17,1) para a estrutura do habitat nos locais amostrados ao longo do rio Paraíba. Os vetores mostram os elementos que foram correlacionados ($r^2 > 0,3$) com os grupos revelados pela análise. As siglas indicam: segmentos (A= Alto PB; T= Taperoá; M= Médio PB), trechos (T1-T3) e sítios (S1-S3). Os números correspondem às coletas (1-2).....	44
Figura 4.1. Biplot dos sites da ordenação (baseado na estrutura do habitat) no espaço das variáveis ambientais em escala local e de bacia, conforme definido pela CCA. As siglas indicam: segmentos (A= Alto PB; T= Taperoá; M= Médio PB), trechos (T1-T3) e sítios (S1-S3). Os números correspondem às coletas (1-2).....	45
Figura 1.2. Área de estudo mostrando a localização dos sítios de amostragem na Bacia do rio Paraíba e Sub-bacia do rio Taperoá.....	75
Figura 2.2. Modelo esquemático da amostragem hierárquica no rio Paraíba incluindo os três segmentos de rio ($n=3$), três trechos por segmento ($n=9$), três sítios por trecho ($n=27$) e três microhabitats por sítio ($n=81$).....	76
Figura 3.2. Densidade média dos grupos mais comuns de macroinvertebrados (a) e gêneros mais comuns de Chironomidae (b) durante o ciclo hidrológico de 2015 ao longo do rio Paraíba.....	77
Figura 4.2. Análise de Classificação (baseada na distância de Bray Curtis e método de agrupamento beta flexível, $\beta = -0,25$) para os táxons de macroinvertebrados (a) e gêneros de Chironomidae (b) coletados no rio Paraíba durante o período chuvoso de 2015. As siglas indicam: segmentos (A= Alto PB; T= Taperoá; M= Médio PB), trechos (T1-T3), sítios (S1-S3) e microhabitats (Hab1-Hab3).....	78
Figura 5.2. Resultado da solução tri-dimensional da NMDS para os grupos de macroinvertebrados bentônicos (a-b) e gêneros de Chironomidae (c-d) nos locais amostrados ao longo do rio Paraíba. Os vetores mostram os táxons correlacionados ($r^2 > 0,3$) com os grupos revelados pela ordenação. As siglas indicam: segmentos (A= Alto PB; T= Taperoá; M= Médio PB), trechos (T1-T3) e sítios (S1-S3).....	79

Figura 6.2. Biplot de CCA mostrando a composição dos táxons de macroinvertebrados (a) e gêneros de Chironomidae (b) nos locais amostrados ao longo do rio Paraíba (Δ) e as variáveis ambientais explicativas definidas pelo CCA (somente variáveis correlacionadas 30% ou mais com um dado eixo são mostradas).....80

Figura 7.2. Diversidade observada e esperada, dividida entre os componentes alfa e beta, expressa como porcentagem do total de riqueza para os táxons de macroinvertebrados (a) e gêneros de Chironomidae (b). α : riqueza nos microhabitats, β_1 : diversidade beta entre microhabitats; β_2 : diversidade beta entre sites ou poças; β_3 : diversidade beta entre os trechos de rio e β_4 : diversidade beta entre os segmentos de rio.....81

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1.1. Percentagens médias ($\pm$ DP) e Mínimo-Máximo da composição do habitat marginal, sedimento, variáveis morfométricas e de qualidade de água nos sítios estudados.....	46
Tabela 2.1. Diversidade e riqueza da estrutura do habitat nos locais de estudo entre os segmentos, trechos, sítios e períodos amostrais.....	47
Tabela 3.1. Sumário dos eixos da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre os dados de estrutura do habitat e variáveis ambientais em escalas local e de bacia.....	48
Tabela 4.1. Correlações entre as variáveis ambientais em escalas local e de bacia com os eixos da ordenação após a Análise de Correspondência Canônica (CCA). As siglas indicam: DistSítio (Distância Sítio-Sítio), DistFoz (Distância Sítio-Foz), DistNasc (Distância Sítio-Nascente) e DistReserv (Distância Sítio-Reservatório).....	49
Tabela 1.2. Média ($\pm$ DP) e Mínimo-Máximo dos parâmetros ambientais mensurados ao longo do rio Paraíba durante o período chuvoso de 2015.....	82
Tabela 2.2. Densidade Média ($\pm$ DP) e Frequência de Ocorrência (%) dos táxons de macroinvertebrados bentônicos coletados ao longo do rio Paraíba, durante o período chuvoso de 2015.....	83
Tabela 3.2. Densidade Média ($\pm$ DP) e Frequência de Ocorrência (%) dos gêneros de Chironomidae coletados ao longo do rio Paraíba, durante o período chuvoso de 2015.....	85
Tabela 4.2. Resumo dos eixos da CCA para as variáveis ambientais e composição da fauna no rio Paraíba (somente variáveis correlacionadas 30% ou mais com um dado eixo são mostradas).....	86

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO.....	14
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	15
1.1. Modelos de estrutura e funcionamento de rios.....	15
1.2. Padrões espaciais e temporais em rios intermitentes	17
2. REFERÊNCIAS	21
3. PERGUNTA.....	26
4. HIPÓTESES	26
5. OBJETIVOS.....	26
5.1. Objetivo Geral.....	26
5.2. Objetivos Específicos.....	26
CAPÍTULO I.....	28
Introdução.....	29
Metodologia.....	30
Área de Estudo e desenho amostral.....	30
Coleta e análise de dados	31
Resultados.....	33
Discussão	35
Referências	37
CAPÍTULO II.....	50
Introdução.....	51
Medotodologia.....	53
Área de Estudo e Desenho Amostral.....	53
Coleta e análise de dados	53
Resultados.....	57
Variáveis ambientais	57
Fauna bentônica.....	58
Família Chironomidae.....	60
Discussão	63
Referências	67
6. CONCLUSÕES.....	87
6.1. REFERÊNCIAS	88

APRESENTAÇÃO

A presente tese está estruturada em três secções. A primeira é composta por uma introdução geral ao tema proposto, que contém o marco teórico norteador do trabalho. A segunda secção apresenta o primeiro manuscrito decorrente desta pesquisa e descreve os padrões espaço-temporais na diversidade e quantidade do habitat marginal disponível para a colonização pela fauna macrozoobentônica. Também examina a importância de variáveis ambientais em escala local e de bacia de drenagem para a estrutura do habitat marginal, associando tais variáveis com a organização hierárquica do rio. Por fim, a terceira secção descreve os padrões de variação espacial de macroinvertebrados bentônicos em diferentes escalas e suas relações com o ambiente físico. Além disso, avalia os padrões espaciais da partição da diversidade (alfa, beta e gama) considerando que a diversidade total das amostras não é homogeneamente distribuída entre escalas, mas concentrada em níveis particulares da hierarquia hidrográfica.

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1. Modelos de estrutura e funcionamento de rios

A busca por padrões de distribuição de comunidades biológicas e os mecanismos que promovem mudanças espaciais na sua estrutura tem sido foco de muitos estudos (LEIBOLD *et al.*, 2004; CADOTTE *et al.*, 2006; PRESLEY *et al.*, 2011). A compreensão de como a maioria dos ecossistemas são naturalmente regulados é um grande desafio para a ecologia; especialmente tratando-se dos ambientes lóticos, que são considerados sistemas abertos, cuja estrutura física sofre modificações ao longo do tempo e do espaço (SIQUEIRA & HENRY-SILVA, 2011). Muitos modelos teóricos ou conceituais têm sido propostos com o objetivo de explicar o funcionamento de sistemas lóticos, além de fornecer uma base conceitual e ou paradigmas que permitem o estabelecimento e teste de hipóteses (BARNES & MINSHALL, 1983).

Dentre os mais importantes destes modelos, destaca-se o Conceito do Rio Contínuo ou RCC (VANNOTE *et al.* 1980). Este modelo enfatiza a existência de um gradiente longitudinal de condições físicas que promove uma série de respostas nas populações de organismos aquáticos resultando em um contínuo de adaptações bióticas e consistentes padrões de transporte, utilização e armazenamento de matéria orgânica da cabeceira à foz do rio. Com isso, as comunidades de insetos aquáticos podem ser agrupadas conforme o tipo de processamento da matéria orgânica utilizado, variando em importância de fragmentadores na cabeceira (maior influência da mata ciliar) à coletores na foz do rio (aumento do fluxo de água e redução no tamanho das partículas) (VANNOTE *et al.*, 1980). Em adição ao RCC, ELWOOD *et al.* (1983) formularam o conceito da Espiral de Nutrientes que se refere ao transporte longitudinal de nutrientes da sua forma dissolvida e biologicamente disponível até sua retenção e absorção pela biota aquática. A Espiral de Nutrientes é predominantemente um processo biótico envolvendo o processamento de nutrientes por microorganismos associados a sedimentos inorgânicos e detritos de rios. Nesse caso, métricas como a distância média necessária para um ciclo completo de um nutriente e/ou a média da distância entre a entrada de carbono orgânico nos sistemas e sua oxidação podem ser usadas como medida de eficiência ecossistêmica (ELWOOD *et al.*, 1983).

Outro avanço é o conceito da Descontinuidade Serial (WARD & STANFORD, 1983). Diferentemente do RCC que não se aplica à ambientes lóticos impactados (GREATHOUSE & PRINGLE, 2006), a Descontinuidade Serial assume interferências antrópicas,

especialmente a construção de barragens. Este conceito aborda como principal consequência do barramento a quebra do gradiente de condições ambientais produzindo mudanças longitudinais na estrutura das comunidades e processos ecológicos associados. Desta forma, a posição de barramentos ao longo do contínuo lótico determinará a direção das alterações longitudinais dos processos bióticos e abióticos (SIQUEIRA & HENRY-SILVA, 2011).

Um modelo que se aplica a rios grandes e enfatiza as conexões laterais entre a calha principal dos rios e sua planície de inundação associada é o Conceito de Pulso de Inundação (CPI) (JUNK *et al.*, 1989). Em virtude das características geomorfológicas e hidrológicas da bacia hidrográfica, durante a fase de cheia, a entrada de nutrientes decorrentes da planície de inundação favorece a produtividade primária e aumento da biomassa (JUNK *et al.*, 1989). Um modelo associado ao CPI é o da Produtividade Ribeirinha (THORP & DELONG, 1994), segundo o qual a produtividade do ecossistema lótico pode ser medida através do carbono orgânico assimilado pela biota derivado de uma combinação entre a produção autóctone local (organismos fotossintetizantes) e produção alóctone (entradas diretas a partir da região ripária).

De acordo com a Teoria do Domínio de Processos (MONTGOMERY, 1999), as características limnológicas dos rios podem variar espacial e temporalmente em função dos fatores fisiográficos como altitude, geologia e vegetação. Dessa forma, os ecossistemas lóticos são vistos dentro de um gradiente longitudinal, sendo formados por diversas unidades geomorfológicas (ESTILIANO, 2006). Ainda sob esse aspecto, o Modelo de Dinâmica Hierárquica de Manchas (WU & LOUCKS, 1995; WU, 1999) define os sistemas lóticos como uma hierarquia descontínua em um mosaico de manchas. O termo "mancha" é definido como uma unidade espacial homogênea que difere em natureza de seus arredores (SIQUEIRA & HENRY-SILVA, 2011). Dentro das manchas, os organismos são influenciados pelas interações bióticas (competição e predação) e pelo ambiente físico (POWER *et al.*, 1995; POFF, 1997). Em complemento, POOLE (2002) propôs o Conceito da Imparidade com o Descontínuo Fluvial, o qual assume que sistemas aquáticos lóticos são únicos em estrutura e função e as comunidades dentro dos segmentos descontínuos respondem às características locais da paisagem fluvial. Segundo este conceito, a bacia é formada por manchas características de cada segmento com tipo de vegetação, sedimento e vazão singulares. Tais manchas são influenciadas pela ação natural dos tributários e aspectos antrópicos como barramentos e outros empreendimentos, que interferem no gradiente longitudinal do rio (SIQUEIRA & HENRY-SILVA, 2011).

Assim como o RCC, todos esses modelos aceitam a relação linear (longitudinal e lateral) entre os processos físicos e biológicos (KENNARD, 2005) e consideram rios como sistemas complexos e descontínuos (WARD & TOCKNER, 2001). Desta forma, tal como proposto por WARD (1989), os ecossistemas lóticos podem ser vistos como sistemas tetradimensionais, possuindo as dimensões: longitudinal (interações que ocorrem entre cabeceira-foz), lateral (interações entre o canal e sua planície de inundação e/ou vegetação ripária) e verticais (interações entre o canal e lençol freático e/ou zona hiporréica), que se modificam ao longo do tempo (quarta dimensão).

Apesar de amplamente aceitos, esses modelos foram desenvolvidos para rios perenes ou de regiões temperadas e pouco impactados, podendo não ser aplicáveis a rios de regiões secas, a exemplo do semiárido brasileiro que possui características únicas. Dentre estas características destaca-se o clima complexo, com precipitação em torno de 800mm anual e baixa amplitude térmica (aprox. 25°C à 30°C) originando importantes períodos de seca estacional (MALTCHIK, 1996a). Além disso, os rios intermitentes do semiárido do Brasil estão inseridos em uma paisagem peculiar, com solos rasos e pouco permeáveis e vegetação xerófita, o que dificulta o armazenamento de água (Ab'SABER, 1995). O semiárido brasileiro também é caracterizado por ser altamente povoado (Ab'SABER, 1995) tornando os rios intermitentes, ecossistemas fundamentais para as estratégias de sobrevivência da população humana (MALTCHIK, 1996a).

A despeito da predominância e importância dos rios intermitentes, modelos conceituais e empíricos atuais têm sido desenvolvidos apenas para rios perenes (ACUÑA *et al.*, 2014; DATRY *et al.*, 2014). Como resultado, os valores ecológicos, econômicos e sociais dos rios intermitentes e sua sensibilidade frente às atividades antrópicas, ainda são pouco conhecidos (ACUÑA *et al.*, 2014; DATRY *et al.*, 2014).

1.2. Padrões espaciais e temporais em rios intermitentes

Rios intermitentes possuem como característica, que os distingue dos demais, a cessação do fluxo de água superficial em qualquer ponto no tempo e espaço, naturalmente ou em decorrência de atividades humanas (DATRY *et al.*, 2016). MALTCHIK (1996b) classificou os rios intermitentes em dois tipos: 1) temporários, marcados por um período maior com presença de fluxo superficial de água, seguido por uma seca estacional e, 2) efêmeros que apresentam fluxo de água superficial somente após uma precipitação não previsível. São vistos como mosaicos de paisagens espaço-temporais formados por ambientes

lóticos (fluxo superficial de água), lênticos (poças de água intermitentes) e habitats terrestres (leito seco do rio). Esses sistemas são criados por ciclos de expansão e retração do habitat aquático conduzidos pela presença de água (após precipitação) e variações do nível de água subterrâneas (JACOBSON *et al.*, 2000; LAKE, 2003; GODSEY & KIRCHNER, 2014). Essa dinâmica hidrológica leva a uma alta variabilidade espacial (SHELDON *et al.*, 2010) e influencia fortemente os padrões de diversidade, estrutura e funcionamento comunitários (LARNED *et al.*, 2010; DATRY *et al.*, 2014). Avaliações de padrões espaciais em rios intermitentes fornecem informações valiosas sobre a heterogeneidade ambiental e seus efeitos bióticos e abióticos (WARD *et al.*, 2002; TURNER, 2005).

A variabilidade espaço-temporal é conhecida por afetar a composição e a estrutura funcional de assembleias de invertebrados (BOGAN *et al.*, 2013; CAÑEDO-ARGÜELLES *et al.*, 2015). Um dos efeitos é a distribuição dos organismos em manchas formadas por poças dispostas no leito do rio, que podem ainda sofrer influência através da conexão com o fluxo hiporréico (BOULTON, 2003). A dinâmica de manchas (WU & LOUCKS, 1995; WU, 1999) é enfatizada em sistemas lóticos muito variáveis, onde à medida que o habitat se torna mais restrito e com o aumento do tempo de desconexão entre manchas, pode-se observar mudanças bruscas na qualidade da água e aumento das pressões seletivas, tanto bióticas quanto abióticas, resultando em assembleias homogêneas formadas por espécies tolerantes, muitas das quais mostram pouca especificidade do habitat (SHELDON *et al.*, 2003). Dessa forma, o baixo ou ausente fluxo de água aumenta a desconexão e restringe a dispersão entre as manchas de habitat (ROLLS *et al.*, 2012) tornando o fluxo de água um fator chave para conectar os vários fragmentos geomorfológicos criados na seca (AMOROS & BORNETTE, 2002; ROCHA *et al.*, 2012).

A estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em rios intermitentes tem sido associada a variáveis em escala regional e local (FARIAS *et al.*, 2012; CARVALHO *et al.*, 2013). Segundo POFF (1997), a distribuição e abundância das espécies podem ser entendidas por suas relações funcionais com as forças seletivas do habitat (“filtros”) nas diferentes escalas espaciais (ex. segmento, trecho e micro-habitat). Dentre os fatores regionais, a dinâmica hidrológica influencia a dispersão e capacidade de colonização dos indivíduos (HUBBELL, 2001; THOMPSON & TOWNSEND, 2006; CLARKE *et al.*, 2010). Já entre os fatores locais destacam-se os bióticos (competição e predação) e alguns fatores abióticos como variáveis físicas e químicas da água (temperatura, oxigênio dissolvido, pH etc.) e estrutura do habitat físico (CUMMINS & LAUFF, 1969; MEDEIROS & MALTCHIK, 2001). A complexidade do habitat gerada pela presença de plantas aquáticas, folhiço, galhos,

algas etc. tem sido considerada um dos principais determinantes da diversidade biológica fornecendo áreas de refúgios e de alimentação para a biota (MEDEIROS *et al.*, 2008; STENERT *et al.*, 2008; THOMAZ *et al.*, 2008; CARVALHO *et al.*, 2013). De acordo com MEDEIROS *et al.* (2008) esses elementos contribuem para uma alta heterogeneidade espacial e são influenciados por fatores associados a diversas escalas da bacia de drenagem dos rios, como nível de hierarquização e altitude (em escala regional) e presença de fluxo de água, largura e profundidade (em escala local).

A combinação de fatores regionais/locais e bióticos/abióticos tem sido apontada como responsável pela estrutura e funcionamento dos ecossistemas (ANGERMEIER & WINSTON, 1998) e sua relativa importância depende da escala espacial em que esses mecanismos atuam (JACKSON *et al.*, 2001). Com isso, a diversidade de espécies e composição das comunidades resultam da interação entre os fatores bióticos locais (ex.: competição e predação) e regionais (ex.: dispersão), além de fatores abióticos que funcionam como filtros ambientais (POFF, 1997; HUBBELL, 2001).

WHITTAKER (1960) reconheceu esta relação entre diversidade e escala espacial e propôs o conceito de partição da diversidade nos componentes alfa (α), beta (β) e gama (γ). A diversidade alfa corresponde a diversidade em um determinado local. A diversidade beta se refere a dissimilaridade na composição de espécies entre locais na mesma região e a diversidade gama inclui a diversidade total na região de interesse (MAGURRAN, 2004).

A partição da diversidade permite reconhecer os principais fatores (regionais e locais) que influenciam a variação de comunidades biológicas em diferentes manchas de habitat (LANDE 1996; CRIST *et al.*, 2003; LEGENDRE *et al.*, 2005; COSTA *et al.*, 2016). O método aditivo usa uma representação equitativa da contribuição dos componentes α e β em diferentes escalas geográficas (ALLAN, 1975; LANDE, 1996). Este método prioriza a diversidade beta, que analisa diferenças nas alfas diversidades entre duas escalas na hierarquia espacial (JOST *et al.*, 2010). A análise de diversidade beta pode fornecer informações sobre padrões e processos de distribuição e estrutura de espécies (BEVILACQUA *et al.*, 2012). Além disso, permite identificar quais escalas espaciais geram maiores variabilidades biológicas e afetam a formação e evolução das comunidades em diferentes ambientes (VELLEND, 2010; FERREIRA *et al.*, 2017).

A influência de fatores que geram maior dissimilaridade (diversidade β) na composição das comunidades resulta na substituição de espécies (“*turnover*”) ou na formação de subconjuntos de sítios mais diversos (aninhamento). A importância relativa da

dissimilaridade varia de acordo com a escala espacial considerada e mudanças temporais (WIENS, 2002; HEINO *et al.*, 2015).

Em rios que apresentam planície de inundação (JUNK *et al.*, 1989), após os períodos de cheia as comunidades apresentam distribuição aleatória, aumentando progressivamente sua organização (FERNANDES *et al.*, 2009; ORTEGA *et al.*, 2015) até uma distribuição aninhada (não aleatória) (PINHA *et al.*, 2016). Em uma distribuição em aninhamento, sítios com menor grau de diversidade de espécies constituem um subconjunto de sítios biologicamente mais diversos (HARRISON *et al.*, 1992; MOORE & SWIHART, 2007).

Na fase de cheia, a conexão hidrológica afeta a diversidade de espécies em escala local, bem como o “*turnover*” (substituição direcional) de espécies, ao longo de gradientes espaciais, temporais ou ambientais (TOCKNER *et al.*, 1999; BASELGA, 2010). Esta conectividade está relacionada ao grau em que a paisagem facilita ou impede o movimento entre manchas de habitat (TAYLOR *et al.*, 1993), sendo fundamental para a diversidade e viabilidade de comunidades biológicas em ecossistemas lóticos (BUNN & ARTHINGTON, 2002). Durante o período seco, a desconexão entre as poças é acompanhada por uma diminuição da diversidade local (α), devido à distância das fontes externas de organismos para a colonização, redução do habitat e dominância de espécies generalistas (SHELDON *et al.*, 2010). Com isso, a variação na composição das assembleias tende a ser maior entre poças (β_2) do que entre locais dentro das poças (β_1). Esse padrão foi observado para peixes e macroinvertebrados em planícies de inundação (WARD *et al.*, 1999; SHELDON & PUCKRIDGE, 1998; SHELDON *et al.*, 2002; ARTHINGTON *et al.*, 2005) e zooplâncton em um rio intermitente (MELO & MEDEIROS, 2013). Com o aumento do tempo de desconexão entre poças e a medida em que o habitat se torna mais restrito, pode-se observar a diminuição da diversidade beta, onde as espécies que não possuem resistência ou resiliência ao distúrbio são progressivamente filtradas do grupo regional (MCKINNEY & LOCKWOOD, 1999; SHELDON, 2003; CHASE, 2007; JACOBSEN & DANGLES, 2012).

Considerando-se o aumento global das regiões áridas e semiáridas em função de alterações climáticas e atividades antrópicas, há uma necessidade urgente de novas ferramentas para caracterizar rapidamente os rios intermitentes, bem como, entender a influência da hidrologia sobre os padrões de diversidade e composição das assembleias (SHINE & KLEMM, 1999; MITSCH & GOSSELINK, 2000; LARNED *et al.*, 2010; ARSCOTT *et al.*, 2010). Portanto, a determinação das relações entre diversidade e escalas de funcionamento é imprescindível para o entendimento efetivo dos padrões de biodiversidade

dos sistemas aquáticos naturais nas regiões áridas e semiáridas (BUNN & ARTHINGTON, 2002; POFF *et al.*, 2007; ROLLS *et al.*, 2012).

2. REFERÊNCIAS

- Ab'SABER, N.A. No domínio das caatingas. In: MONTEIRO, S. & KAZ, L. (Eds.). **Caatinga**. Rio de Janeiro: Livrarte Editora, pp. 37-46, 1995.
- ACUÑA, V.; DATRY, T.; MARSHALL, J.; BARCELÓ, D.; DAHM, C.N.; GINEBRED, A.; MCGREGOR, G.; SABATER, S.; TOCKNER, K. & PALMER, M.A. Why should we care about temporary waterways?. *Science*, v.343, n.6175, p:1080–1081, 2014.
- ALLAN, J.D. Components of diversity. *Oecologia*, v.18, p: 359–367, 1975.
- AMOROS, C. & BORNETTE, G. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology*, v.47, p.761–776, 2002.
- ANGERMEIER, P.L. & WINSTON, M.A. Local vs. regional influences on local diversity in stream fish communities of Virginia. *Ecology*, v.79, p: 911-927, 1988.
- ARSCOTT, D.B.; LARNED, S.T.; SCARSBROOK, M.R. & LAMBERT, P. Aquatic invertebrate community structure along an intermittence gradient: Selwyn River, New Zealand. *Journal of the North American Benthological Society*, v.29, p: 530–545, 2010.
- ARTHINGTON, A.H.; BALCOMBE, S.R.; WILSON, G.A.; THOMS, M.C. & MARSHALL, J.C. Spatial and temporal variation in fish assemblage structure in isolated waterholes during 460 the 2001 dry season of an arid-zone floodplain river, Cooper Creek, Australia. *Marine and Freshwater Research*, v.56, p: 1-11, 2005.
- BARNES, J.R. & MINSHALL, G.W. (Eds.). **Stream Ecology: Application and Testing of General Ecological Theory**. Boston: Springer, 1983, 412p.
- BASELGA, A. Partitioning the turnover and aninhamento components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, v.19, n.1, p:134–143, 2010.
- BEVILACQUA, S.; PLICANTI, A.; SANDULLI, R. & TERLIZZI, A. Measuring more of b-diversity: quantifying patterns of variation in assemblage heterogeneity. An insight from marine benthic assemblages. *Ecological Indicators*, v.18, p: 140–148, 2012.
- BUNN, S.E. & ARTHINGTON, A.H. Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environmental Management*, v.30, n.4, p: 492–507, 2002.
- BOGAN, M.T.; BOERSMA, K.S. & LYTLE, D.A. Flow intermittency alters longitudinal patterns of invertebrate diversity and assemblage composition in an arid-land stream network. *Freshwater Biology*, v.58, p: 1016–1028, 2013.
- BOULTON, A.J. Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology*, v.48, p:1173–1185, 2003.
- CADOTTE, M.W.; FORTNER, A.M. & FUKAMI, T. The effects of resource enrichment, dispersal, and predation on local and metacommunity structure. *Oecologia*, v.149, n.1, p:150-157, 2006.
- CAÑEDO-ARGUELLES, M.; BOERSMA, K.S.; BOGAN, M.T.; OLDEN, J.D.; PHILLIPSEN, I.; SCHRIEVER, T.A. & LYTLE, D.A. Dispersal strength determines meta-community structure in a dendritic riverine network. *Journal Biogeography*, v.42, p: 778–790, 2015.
- CARVALHO, L.K.; FARIAS, R.L. & MEDEIROS, E.S.F. Benthic invertebrates and the habitat structure in an intermittent river of the semi-arid region of Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, v.8, n.2, p: 57-67, 2013.

- COSTA, R.S.; MOLOZZI, J.; HEPP, L.H.; ROCHA, R.M. & BARBOSA, J.E.L. Diversity partitioning of a phytoplankton community in semiarid salterns. *Marine and Freshwater Research*, v.67, n.2, p: 238-245, 2016.
- CUMMINS, K.W. & LAUF, G.H. The influence of substrate particle size on the microdistribution of stream macrobenthos. *Hydrobiologia*, v.34, p:145-181, 1969.
- CHASE, J.M. Drought mediates the importance of stochastic community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v.104, p: 17430 – 17434, 2007.
- CLARKE, A.; NALLY, R.M.; BOND, N. & LAKE, P.S. Conserving macroinvertebrate diversity in headwater streams: the importance of knowing the relative contribution of α and β diversity. *Diversity and Distributions*, v.16, p: 725–736, 2010.
- CRIST, T.O.; VEECH, J.A.; GERING, J.C. & SUMMERVILLE, K.S. Partitioning species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of α , β , and γ diversity. *American Naturalist*, v.162, n.6, p: 734–743, 2003.
- DATRY T.; LARNED S.T. & TOCKNER K. Intermittent rivers: a challenge for freshwater ecology. *BioScience*, v.64, p: 229–235, 2014.
- DATRY, T.; FRITZ, K. & LEIGH, C. Challenges, developments and perspectives in intermittent river ecology. *Freshwater Biology*, n.61, p: 1171–1180, 2016.
- ELWOOD, J.W.; NEWBOLD, J.D.; O'NEILL, R.V. & VANWINKLE, W.V. Resources spiralling: an operational paradigm for analysing lotic ecosystems. In: FONTAINE III, T.D. & BARTELL, S.M. (Eds.) **Dynamics of lotic ecosystem**. Michigan: Ann Arbor Science, pp.3-27, 1983.
- ESTILIANO, E.O. Influência da geomorfologia fluvial na distribuição espacial das assembléias de peixes do Rio Paraíba do Sul. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2006, 47p.
- FARIAS, R.L.; CARVALHO, L.K. & MEDEIROS, E.S.F. Distribution of chironomidae in a semiarid Intermittent river of Brazil. *Neotropical Entomology*, 41: 450–460, 2012.
- FERNANDES, R.; GOMES, L.C.; PELICICE, F. & AGOSTINHO, A.A. Temporal organization of fish assemblages in floodplain lagoons: the role of hydrological connectivity. *Environmental Biology of Fishes*, v.85, n.2, 99-108, 2009.
- FERREIRA, W.; HEPP, L.U.; LIGEIRO, R.; MACEDO, D.R.; HUGHES, R.M; KAUFMANN, P.R. & CALLISTO, M. Partitioning taxonomic diversity of aquatic insect assemblages and functional feeding groups in neotropical savanna headwater streams. *Ecological Indicators*, v.72, p:365-373, 2017.
- FRISSELL, C.A.; LISS, W.J.; WARREN, C.E. & HURLEY, M.D. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*, v.10, p: 199–214, 1986.
- GODSEY S.E. & KIRCHNER J.W. Dynamic, discontinuous stream networks: hydrologically driven variations in active drainage density, flowing channels and stream order. *Hydrological Processes*, v.28, p: 5791–5803, 2014.
- GREATHOUSE, E. & PRINGLE, C.M. Does the river continuum concept apply on a tropical island? Longitudinal variation in a Puerto Rican stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v.63, p:134-152, 2006.
- HARRISON, S.; ROSS, S.J. & LAWTON, J.H. Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology*, p: 151–158, 1992.
- HEINO, J.; MELO, A.S. & BINI, L.M. Reconceptualising the beta diversity-environmental heterogeneity relationship in running water systems. *Freshwater Biology*, v.60, p: 223–235, 2015.
- HUBBELL, S.P. A unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton (NJ): Princeton University Press, 2001.

- JACOBSEN, D. & DANGLES, O. Environmental harshness and global richness patterns in glacier-fed streams. *Global Ecology and Biogeography*, v.21, p: 647 – 656, 2012.
- JACOBSON, P.J.; JACOBSON K.M.; ANGERMEIER P.L. & CHERRY D.S. Variation in material transport and water chemistry along a large ephemeral river in the Namib Desert. *Freshwater Biology*, v.44, p: 48–491, 2000.
- JACKSON, D.A.; PERES-NETO, P.R. & OLDEN, J.D. What controls who is where in freshwater fish communities: the roles of biotic, abiotic and spatial factors? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v.58, p:157-170, 2001.
- JOST, L.; DeVRIES, P.; WALLA, T.; GEENEY, H.; CHAO, A. & RICOTTA, C. Partitioning diversity for conservation analyses. *Diversity and Distribution*, n.16, p: 65–76, 2010,
- JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B. & SPARKS, R.E. 1989. The flood pulse concept in river - floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, v.106, p: 110-127.
- KENNARD, J.M. 2005. A quantitative Basis for the use fish as indicators of river health in Eastern Aurlia. Tese de Doutorado, Griffithy University, Australia, 205p.
- LAKE, P.S. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology*, v.48, p: 1161-1172, 2003.
- LANDE, R. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*, v.76, p: 5–13, 1996.
- LARNED, S.T.; ARSCOTT, D.B.; SCHMIDT, J. & DIETRICH, J.C. A framework for analyzing longitudinal and temporal variation in river flow and developing flow-ecology relationships. *Journal of the American Water Resources Association*, v.46, p: 541–553, 2010.
- LEIBOLD, M.A.; HOLYOAK, M.; MOUQUET, N.; AMARASEKARE, P.; CHASE, J.M.; HOOPES, M.F.; HOLT, R.D.; SHURIN, J.B.; LAW, R.; TILMAN, D.; LOREAU, M. & GONZALEZ, A. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, v.7, n.7, p: 601-613, 2004.
- LEGENDRE, P.; BORCARD, D. & PERES-NETO, P.R. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, v.75, p: 435–450, 2005.
- MAGURRAN, A.E. (Ed.). **Measuring Biological Diversity**. Oxford, UK: Blackwell Science, 2004.
- MALTCHIK, L. Nossos rios temporários, desconhecidos mas essenciais. *Ciência Hoje*, v.21, p:64-65, 1996a.
- MALTCHIK, L. Perturbação hidrológica e zona hiporrêica: Bases fundamentais para pesquisas nos rios temporários do Semi-Árido brasileiro. *Revista Nordestina de Biologia*, v.11, p: 1-13, 1996b.
- MEDEIROS, E.S.F. & MALTCHIK, L. Diversity and stability of fishes (TELEOSTEI) in an temporary river of the Brazilian semiarid region. *Iheringia Série Zoologia*, v.90, p: 157-166, 2001.
- MEDEIROS, E.S.F.; SILVA, M.J. & RAMOS, R.T.C. Application of catchment and local-scale variables of aquatic habitat characterization and assessment in the Brazilian Semi-arid Region. *Neotropical Biology and Conservation*, v.1, n.3, p: 13-20, 2008.
- MELO, T.X. & MEDEIROS, E.S.F. Spatial Distribution of Zooplankton Diversity across Temporary Pools in a Semiarid Intermittent River. *International Journal of Biodiversity*, p.1-13, 2013.
- MITSCH, W.J. & GOSSELINK, J.G. **Wetlands**. New York: John Wiley and Sons, 2000, 920 p.

- MOORE, J.E. & SWIHART, R.K. Toward ecologically explicit null models of nestedness. *Oecologia*, v.152, n.4, p: 763-777, 2007.
- MONTGOMERY, D.R. Process domains and the river continuum. *Journal of the American Water Resources Association*, v.36, p: 397-410, 1999.
- MCKINNEY, M.L. & LOCKWOOD, J.L. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, v.14, p: 450 – 453, 1999.
- ORTEGA, J.C.G.; DIAS, R.M.; PETRY, A.C.; OLIVEIRA, E.F. & AGOSTINHO, A.A. Spatiotemporal organization patterns in the fish assemblages of a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia*, v.745, n.1, p: 31-41, 2015.
- PINHA, G.; PETSCH, D.K.; RAGONHA, F.H.; GUGLIELMETTI, R.; BILIA, C.G.; TRAMONTE, R.P. & TAKEDA, A.M. Benthic invertebrates nestedness in flood and drought periods in a Neotropical floodplain: looking for the richest environments. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.28, n.8, 2016.
- POFF, N.L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, v.16, p: 391–409, 1997.
- POFF, N.L.; OLDEN, J.D.; MERRIT, D.M. & PEPIN, D.M. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v.104, p: 5732 – 5737, 2007.
- POOLE, G.C. Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshwater Biology*, 47: 641-660, 2002.
- POWER, M.E.; SUN, A.; PARKER, M.; DIETRICH, W.E.; WOOTTON, J.T. Hydraulic food-chain models: an approach to the study of food-web dynamics in large rivers. *BioScience*, v.45, p: 159–167. 1995.
- PRESLEY, J.S.; WILLIG, M.R.; BLOCH, C.P.; CASTRO-ARELLANO, I.; HIGGINS, C.L. & KLINGBEIL, B.T. A complex metacommunity structure for gastropods along an elevational gradient. *Biotropica*, v.43, n.4, p: 480-488, 2011.
- ROCHA, L.G.; MEDEIROS, E.S.F.; ANDRADE, H.T. A. Influence of flow variability on macroinvertebrate assemblages in an intermittent stream of semi-arid Brazil. *Journal Arid Environmental*, v.85, p: 33–40, 2012.
- ROLLS, R.J.; LEIGH, C. & SHELDON, F. Mechanistic effects of low-flow hydrology on riverine ecosystems: ecological principles and consequences of alteration. *Freshwater Science*, v.31, n.4, p: 1163–1186, 2012.
- SIQUEIRA, R.M.B. & HENRY-SILVA, G.G. A bacia hidrográfica como unidade de estudo e o funcionamento dos ecossistemas fluviais. *Boletim da Associação Brasileira de Limnologia*, v.39, n.2, p: 1-15, 2011.
- SHELDON, F. & PUCKRIDGE, J.T. Macroinvertebrate assemblages of Goyder Lagoon, Diamantina River, South Australia. *Transactions of the Royal Society of South Australia*, v.122, p: 17-31, 1998.
- SHELDON, F.; BOULTON, A.J; PUCKRIDGE, J.T. Conservation value of variable connectivity: aquatic invertebrate assemblages of channel and floodplain habitats of a central Australian arid-zone river, Copper Creek. *Biological Conservation*, v.103, p: 13-31, 2002.
- SHELDON, F.; BOULTON, A.J. & PUCKRIDGE, J.T. Variable connection structures invertebrate composition in dryland rivers. *Records of the South Australian Museum Monograph Series*, v.7, p: 119–130, 2003.
- SHELDON, F; BUNN S.A.; HUGHES J. M.; ARTHINGTON A.H.; BALCOMBE, S. R. & FELLOWS, C. S. Ecological roles and threats to aquatic refuge in arid landscapes: dryland river waterholes. *Marine and Freshwater Research*, v.61, n.8, p: 885–895, 2010.

- SHINE, C. & KLEMM, C. **Wetlands, water and the law: using law to advance wetland conservation and wise use**. Gland: IUCN, 1999, 348 p.
- STENERT, C.; BACCA, R.C.; MOSTARDEIRO, C.C. & MALTCHIK, L. Environmental predictors of macroinvertebrate communities in coastal wetlands of southern Brazil. *Marine and Freshwater Research*, v.59, p:540–548, 2008.
- STEWART, A.L., VON SCHILLER, D.; TOCKNER, K.; MARSHALL, J.C. & BUNN, S.E. When the river runs dry: Human and ecological values of dry riverbeds, *Frontiers in Ecology and the Environment*, v.10, n.4, p: 202–209, 2012.
- TAYLOR, P.D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K. & MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, v.68, p: 571–573, 1993.
- TOCKNER, K.; SCHIEMER, F.; BAUMGARTNER, C.; KUM, G.; WEIGAND, E.; ZWEIMULLER, I. & WARD, J. V. The Danube restoration project: Species diversity patterns across connectivity gradients in the floodplain system. *Regulated Rivers: Research & Management*, v.15, p: 245–258, 1999.
- TURNER, M.G. Landscape ecology: what is the state of the science? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v.36, p: 319–344, 2005.
- THOMAZ, S.M.; DIBBLE, E.D.; EVANGELISTA, L.R.; HIGUTI, J. & BINI, L.M. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biology*, v.53, p:358–367, 2008.
- THOMPSON, R. & TOWNSEND, C.A. A truce with neutral theory: local deterministic factors, species traits and dispersal limitation together determine patterns of diversity in stream invertebrates. *Journal of Animal Ecology*, v.75, p: 476–484, 2006.
- THORP, J.H. & DELONG, M.D. The riverine productivity model: a heuristic view of carbon sources and organic processing in large river ecosystems. *Oikos*, v.70, p:305–308, 1994.
- VELLEND, M. Conceptual synthesis in community ecology. *The Quarterly Review of Biology*, v.85, p:183–206, 2010.
- WARD, J.V. & STANFORD, J.A. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: FONTAINE, T.D. & BARTELL, S.M. (Eds.) **Dynamics of Lotic Ecosystems**. Collingwood: Ann Arbor Scientific Publishers, 1983, pp.29–42.
- WARD, J.V. The Four Dimensional Natures of Lotic Ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, v.8, p: 2–8, 1989.
- WARD, J.V.; TOCKNER, K. & SCHIEMER, F. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management*, v.15, p: 125–139, 1999.
- WARD, J.V. & TOCKNER, K. Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology*, v.46, p: 807–819, 2001.
- WARD, J.V.; TOCKNER, K.; ARSCOTT, D.B. & CLARET, C. Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology*, v.47, p: 517–539, 2002.
- WIENS, J.A. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology*, v. 47, p: 501–515, 2002.
- WU, J. & LOUCKS, O.L. From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology. *Quarterly Review of Biology*, v.70, p:439–466, 1995.
- WU, J. Hierarchy and scaling: extrapolating information along a scaling ladder. *Canadian Journal of Remote Sensing*, v.25, p: 367–380, 1999.
- WHITTAKER, R.H. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, v.30, p: 279–338, 1960.
- VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, v.37, p:130–137, 1980.

3. PERGUNTA

A fauna de macroinvertebrados bentônicos apresenta distribuição de forma hierarquizada em manchas segregadas longitudinalmente, onde fatores ambientais em diferentes escalas espaciais interferem de forma específica na estrutura das assembleias?

4. HIPÓTESES

Com o intuito de responder a pergunta central, pretende-se testar as seguintes hipóteses:

Hipótese 1: Fatores ambientais em escalas local e de bacia influenciam a diversidade e disponibilidade do habitat físico natural.

Hipótese 2: A composição de macroinvertebrados apresenta variação espacial ao longo do rio e a distribuição potencial dos táxons pode ser explicada por variáveis ambientais.

Hipótese 3: A diversidade de táxons não é homogeneamente distribuída entre as diferentes escalas espaciais do rio estando concentrada nos níveis mais baixos da hierarquia hidrológica.

5. OBJETIVOS

5.1. Objetivo Geral

Definir os padrões de variação das assembleias de macroinvertebrados bentônicos e variáveis ambientais em diferentes escalas espaciais ao longo do rio.

5.2. Objetivos Específicos

- Definir os padrões espaciais na diversidade e quantidade do habitat aquático marginal;
- Testar a influência de variáveis ambientais em diferentes escalas espaciais sobre os elementos do habitat aquático marginal;
- Definir a composição de macroinvertebrados bentônicos em diferentes escalas espaciais ao longo do rio;
- Estabelecer possíveis relações entre a composição de macroinvertebrados bentônicos e variáveis ambientais;

- Definir a partição da diversidade de famílias de macroinvertebrados e gêneros de Chironomidae em diferentes escalas espaciais;
- Identificar as escalas espaciais associadas à maior diversidade de macroinvertebrados bentônicos.

CAPÍTULO I

Influência das variáveis em escalas local e de bacia de drenagem sobre a estrutura do habitat físico em poças temporárias do semiárido

FARIAS¹², R.L.

¹Laboratório de Ecologia, Universidade Estadual da Paraíba, Campus V, João Pessoa-PB, Brasil.

² Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal da Paraíba, Campus I, João Pessoa-PB, Brasil.

Email: rafaela_lima88@hotmail.com

Resumo

A composição e diversidade do hábitat são influenciadas por fatores que operam em diversas escalas espaciais e temporais. O presente estudo quantifica a diversidade e a disponibilidade do habitat físico e visa compreender a influência das variáveis ambientais em escala local e de bacia de drenagem sobre a estrutura do habitat físico disponível para a fauna aquática. Este estudo foi realizado na bacia do rio Paraíba, região semiárida do Brasil. Esta área é considerada de extrema importância biológica e identificada como prioritária para a conservação da Caatinga. A amostragem foi hierárquica incluindo os três segmentos do rio (Alto PB, Taperoá e Médio PB), três trechos por segmento, três sítios por trecho e três pontos por sítio, totalizando 81 amostras em 27 locais de amostragem (poças), durante o ciclo hidrológico de 2015. A análise de ordenação revelou segregação espacial e temporal na estrutura do habitat. Este resultado foi corroborado pelo MRPP, onde foram observadas diferenças significativas entre os segmentos Alto PB x Médio PB ($A = 0,050$; $p = 0,0004$) e Taperoá x Médio PB ($A = 0,050$; $p = 0,0003$); entre os trechos 1x2 ($A = 0,045$; $p = 0,002$) e 1x3 ($A = 0,034$; $p = 0,003$) e entre os períodos seco e chuvoso ($A = 0,040$; $p = 0,000029$). A relação entre os dados de estrutura do habitat e as variáveis em escalas local e de bacia foi significativa segundo os testes de Monte Carlo para os Eigenvalores ($p = 0,014$) e para as correlações variáveis-habitat ($p = 0,034$). Os resultados apresentados mostram que a estrutura do habitat no sistema estudado é composta por ampla diversidade de elementos que variam espacial e temporalmente e que fatores ambientais em escalas local (pH, O.D., transparência) e de bacia (altitude, distância sítio-nascente, distância sítio-foz) são importantes para a estrutura do habitat marginal e, conseqüentemente, para a biota. Tendo em vista que a estrutura do habitat aquático é considerada componente importante para a diversidade biológica, estudos sobre a conservação de ambientes aquáticos do semiárido devem considerar a manutenção da integridade de habitats a partir de uma visão multidimensional sobre os fatores ambientais que a influenciam.

Palavras-chave: Habitat marginal, composição do sedimento, segregação espaço-temporal.

Introdução

Os rios são espacialmente organizados em sistemas agrupados hierarquicamente (Frissel et al., 1986). Fatores ambientais em maior escala regulam fatores abióticos e bióticos em escalas menores (Poff, 1997). Com isso, a composição e diversidade do hábitat são influenciadas por fatores que operam em diversas escalas espaciais e temporais (Boys & Thoms, 2006), tais como, nível de hierarquização e altitude (em escala de bacia) e presença de fluxo de água, largura e profundidade (em escala local) (Medeiros et al., 2008).

Estudos demonstram que a complexidade do habitat gerada pela presença de estruturas físicas subaquáticas (ex. rochas, madeira submersa, macrófitas, algas, etc.,) e litorâneas (ex. vegetação litorânea pendente sobre o rio ou troncos nas margens) (Matthews, 1998) cria uma estrutura adequada para as comunidades de zooplâncton (Braghin et al., 2016; Melo & Medeiros, 2013), peixes (Kaufmann & Hughes, 2006; Pinto et al., 2009) e macroinvertebrados (Stenert et al., 2008; Carvalho et al., 2013). Dessa forma, a complexidade do habitat tem sido considerada importante para a diversidade biológica nos ecossistemas aquáticos (Medeiros et al., 2008; Stenert et al., 2008; Thomaz et al., 2008; Carvalho et al., 2013). Isso porque, quanto maior a riqueza de microhabitats, mais espécies podem coexistir, aumentando a riqueza das assembleias (Andren, 1996). A estrutura do habitat também pode mediar os efeitos da perturbação e predação através da disponibilidade de refúgios (Brown, 2003) e recursos alimentares (Scealy et al., 2007).

Em rios de regiões secas, a variabilidade hidrológica é considerada outra importante condutora da biodiversidade local (Maltchik & Medeiros, 2006). A expansão e retração de habitats afeta diretamente a qualidade, quantidade e disponibilidade de recursos, determinando a assembleia local de espécies (Williams, 1996 Harding et al., 1998; Brown et al., 2009; Leigh & Datry, 2016). A avaliação do habitat permite prever a distribuição potencial de espécies-chave, como peixes (Boys & Thoms, 2006) e invertebrados (Richards et

al., 1997), com base nos requisitos de habitat (Medeiros et al., 2008). Compreender a influência das variáveis ambientais em diferentes escalas espaciais sobre a estrutura do habitat físico, bem como, a importância para as comunidades biológicas é essencial para o gerenciamento adequado de rios (Thomson et al., 2001; Wang et al., 2006). No entanto, estudos sobre métodos de avaliação do habitat ainda precisam ser melhor desenvolvidos e testados em sistemas aquáticos no semiárido do Brasil (Medeiros et al., 2008).

O presente estudo avalia os padrões espaço-temporais na diversidade e quantidade do habitat aquático marginal e testa a influência de variáveis ambientais em diferentes escalas espaciais sobre os elementos do habitat aquático marginal. Pretende-se estabelecer a importância das variáveis ambientais e suas associações com a organização hierárquica do rio.

Metodologia

Área de Estudo e desenho amostral

O presente estudo foi realizado na bacia do rio Paraíba, um rio intermitente cuja bacia abrange uma área de 20.072 km² (AESAs, 2011). Segundo a classificação climática de Köppen-Geiger atualizada por Peel et al. (2007), a região está sob o domínio dos climas BSh (semiárido seco e quente) e Aw (tropical de savana) apresentando temperaturas médias mensais superiores à 18°C (Araújo, 2006). Como consequência, as chuvas são irregulares espaço-temporalmente e escassas, com início entre janeiro/fevereiro, concentrando-se nos meses de abril e junho. O pico da seca dura de setembro a janeiro (Figura 1). A vegetação predominante na área é a Caatinga, uma floresta arbórea e arbustiva aberta caracterizada pela presença de espécies xerófitas (Leal et al., 2005). A bacia do rio Paraíba é composta pela sub-bacia do Rio Taperoá e regiões do Alto, Médio e Baixo curso do rio Paraíba (AESAs, 2011). A área de estudo é classificada como sendo de extrema importância biológica e identificada como área prioritária para a conservação da biodiversidade na Caatinga (Silva et al., 2003).

No entanto, intervenções antrópicas diretas no canal fluvial, a exemplo da construção de barragens e desmatamento, alteram a dinâmica hidrológica da bacia favorecendo o escoamento superficial e assoreamento do leito (Seabra et al., 2014; Xavier et al., 2017).

A coleta dos dados foi realizada ao longo de três segmentos na bacia do Paraíba: 1) rio Taperoá (afluente do rio Paraíba); 2) Alto rio Paraíba e 3) Médio rio Paraíba, durante os períodos chuvoso (março) e seco (outubro) de 2015 (Figura 2). Tais segmentos foram escolhidos por estarem inseridos no clima semiárido, possuírem caráter intermitente e não sofrerem influência marinha (Silva, 2003). A amostragem no rio Paraíba foi hierárquica incluindo os três segmentos de rio ($n=3$), três trechos por segmento ($n=9$), três sítios por trecho ($n=27$) e três microhabitats por sítio ($n=81$). Para o presente estudo, os três microhabitats foram agrupados, sendo considerados os valores médios entre os microhabitats. Dessa forma a maior escala espacial é representada pelos segmentos de rio e a menor escala é representada pelos sítios.

Coleta e análise de dados

Dentre as variáveis físicas e químicas foram estimados: pH, condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), oxigênio dissolvido (mg/L) e temperatura ($^{\circ}\text{C}$) por meio de sonda multiparâmetros (Hanna HI 9828) e transparência (cm) usando disco de Secchi. A morfometria local de cada sítio foi avaliada pela largura (cm) e profundidade (cm) médias, medidas em três transectos aleatórios ao longo da poça e pela altitude (m) por meio de receptor GPS. O declive da margem foi estimado visualmente e agrupado em categorias ($<30^{\circ}$, $30-60^{\circ}$, $60-80^{\circ}$, $80-90^{\circ}$). A composição do sedimento e a estrutura física do habitat foram estimadas em 12 quadrantes de 1 m ao longo das margens (na interface terrestre-aquática) (ver Medeiros et al. 2008). Em cada quadrante foi feita a estimativa visual em porcentagem do tipo de sedimento (classificado em lama, areia, cascalho, seixo, pedras e rocha matriz) e de estruturas litorâneas

e subaquáticas que compõe o habitat físico disponível (sendo macrófitas, capim, vegetação submersa, cobertura vegetal, folhiço, algas e galhos). A profundidade do habitat marginal (cm) representou a média da profundidade a 1m, 2m e 3m da margem.

As variáveis à nível local (“reach scale”) e de bacia de drenagem (“catchment scale”) foram estabelecidas com base nas características locais e em Pusey et al. (2004) entre outros (Richards et al., 1996; Davies et al., 2000; Thomson et al., 2001; Mugodo et al., 2006; Medeiros et al., 2008). Variáveis à nível local foram representadas pelos dados morfométricos (declive da margem, profundidade média do site, profundidade do habitat e largura) e de qualidade de água (condutividade, oxigênio dissolvido, transparência e pH). Variáveis à nível de bacia foram quantificadas usando imagens de satélite e receptor GPS; sendo representadas por: altitude, distância site-site, distância site-foz, distância site-nascente e distância site-reservatório.

Para testar possíveis diferenças na riqueza e diversidade de Shannon dos elementos do habitat e componentes do sedimento entre os segmentos, trechos e sítios, foi usada *one-way* ANOVA seguido de comparações múltiplas *post hoc* usando o teste de Tukey ($\alpha = 0,05$) (Zar, 1999).

Para avaliar variações na composição do habitat e do sedimento entre os sítios estudados foi utilizado o Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) com os dados relativizados e transformados pela raiz quadrada do arcoseno. A significância das diferenças entre os sítios foi testada usando o Procedimento de Permutações Múltiplas (MRPP) (Biondini et al. 1985; McCune & Grace, 2002). Para todas as análises de MRPP, um valor de A é apresentado como uma medida do grau de homogeneidade dentro do grupo, em comparação com expectativa de aleatoriedade. Quando o MRPP mostrou diferenças significativas entre os sítios, a Análise de Espécies Indicadoras (ISA) foi realizada para revelar quais os elementos do habitat contribuíram significativamente como a fonte da

diferença na composição do habitat. O IV (Valor Indicativo) é calculado usando o método de Dufrene & Legendre (1997). Este valor é testado para a significância estatística utilizando o Teste de Monte Carlo (1000 randomizações).

A influência das variáveis em escalas local e de bacia na estrutura do habitat foram avaliadas usando Análise de Correspondência Canônica (CCA) segundo McCune & Grace (2002). Os dados foram centralizados e normalizados e a significância das correlações entre os eixos foram testadas usando o teste de Monte Carlo (1000 randomizações). As análises estatísticas foram realizadas nos programas SPSS 13.0 (Sheridan & Lyndall 2001) e PC-ORD 7.02 (McCune & Mefford, 2016).

Resultados

A estrutura do habitat marginal foi constituída principalmente por galhos, seguidos por capim que cresce nas margens dos rios. Vegetação submersa, folhiço e algas (aderidas a um substrato ou filamentosas) também foram importantes nos sítios estudados (Tabela 1). O substrato de fundo foi composto principalmente por lama e areia, com menores contribuições de pedras e cascalho (Tabela 1). Para a riqueza e diversidade de elementos do habitat (Tabela 2), ANOVA mostrou que não houve diferenças significativas entre os segmentos ($F= 1,17$; g.l.= 1, 30; $p= 0,288$ e g.l.= 1, 30; $F= 0,39$; $p= 0,537$), trechos (g.l.= 2, 47; $F= 1,06$; $p= 0,356$ e g.l.= 2, 47; $F= 1,38$; $p= 0,262$), sítios (g.l.= 2, 47; $F= 0,39$; $p= 0,682$ e g.l.= 2, 47; $F= 1,11$. $p= 0,339$) e períodos amostrais (g.l.= 2, 47; $F= 2,17$; $p= 0,126$ e g.l.= 2, 47; $F= 1,19$; $p= 0,314$, respectivamente). Para a composição do sedimento, tanto a riqueza (g.l.= 2, 47; $F= 8,73$; $p= 0,001$) quanto a diversidade (g.l.= 2, 47; $F= 4,89$; $p= 0,012$) foram significativamente distintas entre os segmentos de rio. De acordo com o teste *post hoc* de Tukey, a diferença foi encontrada entre o Alto PB e Médio PB ($p= 0,008$) e entre o Taperoá e Médio PB ($p= 0,001$).

A riqueza e diversidade não foram significativamente distintas entre os trechos (g.l.= 2, 47; $F= 0,47$; $p= 0,631$ e g.l.= 2, 47; $F= 2,69$; $p= 0,078$) e sítios (g.l.= 2, 47; $F= 0,62$; $p= 0,543$ e g.l.= 2, 47; $F= 0,05$; $p= 0,954$). Entre os períodos amostrais, a riqueza do sedimento foi semelhante (g.l.= 1, 48; $F= 1,48$; $p= 0,230$), enquanto que a diversidade mostrou diferenças significativas (g.l.= 1, 48; $F= 6,09$; $p= 0,017$).

O NMDS explicou 76,0% da variação no conjunto de dados, com um estresse de 17,1. O segundo (21,1%) e terceiro (36,7%) eixos explicaram a maior parte dessa variação. A análise de ordenação revelou segregação espacial e temporal na estrutura do habitat no rio Paraíba (Figura 3a). Este resultado foi corroborado pelo MRPP, no qual foram observadas diferenças significativas entre os segmentos Alto PB x Médio PB ($A= 0,050$; $p= 0,0004$) e Taperoá x Médio PB ($A= 0,050$; $p= 0,0003$); entre os trechos 1x2 ($A= 0,045$; $p= 0,002$) e 1x3 ($A= 0,034$; $p= 0,003$) e entre os períodos seco e chuvoso ($A= 0,040$; $p= 0,000029$). Em relação aos sítios de coleta, não foram observadas diferenças significativas ($p= 0,80$). Dentre os elementos mais importantes para a formação dos grupos (Figura 3b), macrófitas (IV= 30,8; $p= 0,014$), capim (IV= 39,2; $p= 0,019$), cascalho (IV= 43,8; $p= 0,013$) e pedras (IV= 45,7; $p= 0,003$) foram indicadores significativos do grupo Médio PB. Enquanto que, vegetação submersa (IV= 35,4; $p= 0,036$) foi o elemento indicador para o Alto PB. Em relação aos trechos, cobertura vegetal (IV= 31,6; $p= 0,02$) foi indicador do trecho 1, areia (IV= 41,0; $p= 0,03$) e cascalho (IV= 45,0; $p= 0,007$) foram indicadores do trecho 2 e seixo (IV= 31,7; $p= 0,06$) foi o único indicador do trecho 3. Para os períodos de coleta, apenas vegetação submersa (IV= 56,6; $p= 0,001$) foi indicador do período chuvoso. Enquanto que, folhiço (IV= 66,6; $p= 0,001$), galhos (IV= 56,4; $p= 0,02$) e pedras (IV= 53,9; $p= 0,003$) foram indicadores significativos do período seco.

Os três primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica (Figura 4) explicaram 38,5% do conjunto de dados, com uma variância total ("inertia") de 1,15. A maior

parte da variação foi explicada pelos dois primeiros eixos (Eixo 1: 16,6% e Eixo 2: 14,1%). A relação entre os dados de estrutura do habitat e as variáveis em escalas local e de bacia foi significativa segundo os testes de Monte Carlo para os Eigenvalores ($p=0,014$) e para as correlações spp-ambiente ($p=0,034$) (Tabela 3). O primeiro eixo foi mais correlacionado com altitude (variável a nível de bacia) e variáveis locais de qualidade de água, tais como pH e O.D. Os Eixo 2 e 3 foram correlacionados com variáveis a nível de bacia (Distância Site-Nascente, para eixo 2 e Distância Site-Foz para o 3) e variáveis locais de qualidade de água, tais como, pH (Eixo 2) e transparência (Eixo 3) (Tabela 4).

As maiores correlações observadas entre as variáveis em escalas local e de bacia foram: Distância Site-Nascente x Distância Site-Foz (correlação de Pearson = 0,49), Altitude x Largura (correlação de Pearson = 0,50), Declive da margem x Profundidade (correlação de Pearson = 0,44), Profundidade da Margem x Profundidade Média (correlação de Pearson = 0,77) e pH x Altitude (correlação de Pearson = 0,54).

Discussão

No presente estudo, o habitat aquático foi diverso, com ampla gama de elementos disponíveis para a colonização da fauna, e dinâmico, com variações espaciais e temporais na sua estrutura. A análise de ordenação mostrou segregação na composição do habitat apenas entre segmento e trechos, não sendo observadas diferenças significativas entre as manchas de habitat ou poças. Apesar das diferenças significativas entre os segmentos de rio, Alto PB e rio Taperoá foram semelhantes quanto a composição do habitat marginal e sedimento de fundo. Esses segmentos estão situados à montante de um importante reservatório na região (Açude Epitácio Pessoa) e possuem suas margens desmatadas para a atividade agrícola (Silva, 2003). Em ambientes desprovidos de vegetação ripária, processos erosivos na margem podem ser intensificados levando ao assoreamento do corpo aquático (Joly, 2001) e ao aumento do

carregamento de partículas leves, como areia, para o leito do rio (Ferreira & Cassatti, 2006). Como consequência, o substrato de fundo foi essencialmente formado por partículas de tamanhos menores como areia e lama. Já o Médio PB, está situado à jusante do Açude Epitácio Pessoa, entre um vale estreito de serras graníticas formando “canyons” (Silva, 2003). Este segmento apresentou composição do sedimento com maiores contribuições de cascalho e pedras corroborando ao encontrado por Medeiros et al. (2008) que relacionaram uma maior frequência desses recursos a trechos mais baixos do rio. Tais fatores associados podem explicar as diferenças encontradas na composição do habitat marginal e sedimento de fundo entre Alto PB x Médio PB e Taperoá x Médio PB.

Também foram observadas diferenças sazonais na composição do habitat marginal e do sedimento demonstrando que os períodos chuvoso e seco desempenham um papel importante na estrutura do habitat (Carvalho et al., 2013). O período chuvoso promove o aumento da área dos sistemas aquáticos, encobrindo elementos anteriormente expostos pela seca (Medeiros, 2008). Este resultado foi corroborado no presente estudo, onde vegetação submersa foi o elemento característico do período chuvoso. Por outro lado, folhiço, galhos e pedras foram indicadores significativos do período seco, demonstrando uma diversidade de elementos de habitat maior (ver Tabela 2) corroborando ao encontrado por Medeiros (2005).

A Análise de Correspondência Canônica identificou correlações entre as variáveis em escalas local e de bacia com a estrutura do habitat. A nível de bacia, variáveis associadas à hierarquia do rio tais como: Altitude, Distância Site-Nascente e Distância Site-Foz foram importantes determinantes na estrutura do habitat, a qual foi geralmente mais diversa em grupos de maior hierarquia (ver Tabela 2). Já os parâmetros relacionados a qualidade da água tais como: pH, O.D. e transparência foram os descritores mais importantes em escala local. A transparência está relacionada com a penetração vertical da luz solar podendo afetar concentrações de oxigênio dissolvido e temperatura que, por sua vez, influencia a

condutividade e pH (Esteves, 1998). Tais interações entre os parâmetros criam condições ambientais que são importantes para o metabolismo do ecossistema e para a biota (Esteves, 1998; Marshall, 2006). Medeiros et al. (2008) encontraram resultados semelhantes associando a estrutura do habitat a variáveis ambientais em escala de bacia e local (morfométricas e de qualidade da água) e sugerem que tais características devem ser usadas como base para caracterização e avaliação de habitats aquáticos em sistemas aquáticos do semiárido.

Considerando os ecossistemas lóticos dentro de uma hierarquia agrupada, níveis mais altos de organização influenciam aspectos físicos e biológicos em escalas menores (Poff, 1997). Assim, o modelo de habitat foi considerado multidimensional sofrendo influências de parâmetros ambientais em diversas escalas espaciais. O presente estudo mostra ainda que a estrutura do habitat em sistemas aquáticos do semiárido brasileiro é composta por uma série de elementos que variam espacial e temporalmente, destacando importância de fatores ambientais em escalas local e de bacia para a estrutura do habitat marginal e, consequentemente, para a biota.

Referências

- ANDREN, H. Population responses to habitat fragmentation: statistical power and the random sample hypothesis. *Oikos*, 76:235–242, 1996.
- AGÊNCIA EXECUTIVA DE GESTÃO DAS ÁGUAS DO ESTADO DA PARAÍBA (AESPA), 2011. Disponível em: <<http://www.aesa.pb.gov.br/comites/paraiba/>> Acesso em 26 de dezembro de 2016.
- ARAÚJO, L.E. Análise estatística de chuvas intensas na bacia hidrográfica do Rio Paraíba. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 23(2): 162-169, 2006.
- BIONDINI, M.E.; BONHAM, C.D. & REDENTE, E.F. Secondary successional patterns in a sagebrush (*Artemisia tridentata*) community as they relate to soil disturbance and soil biological activity. *Vegetatio*, 60: 25-36, 1985.
- BOYS, C.A. & THOMS, M.C. A large-scale, hierarchical approach for assessing habitat associations of fish assemblages in large dryland rivers. *Hydrobiologia*, 572: 11-31, 2006.
- BRAGHIN, L.S.M.; SIMÕES, N.R. & BONECKER, C.C. Hierarchical effects of local factors on zooplankton species diversity. *Inland Waters*, 6: 645–654, 2016.
- BROWN, B.L. Spatial heterogeneity reduces temporal variability in stream insect communities. *Ecology Letters*, 6: 316–325, 2003.

- BROWN, L.R.; CUFFNEY, T.F.; COLES, J.F.; FITZPATRICK, F.; MCMAHON, G.; STEUER, J.; BELL, A.H. & MAY, J.T. Urban streams across the USA: lessons learned from studies in 9 metropolitan areas. *Journal of the North American Benthological Society*, 28: 1051-1069, 2009.
- CARVALHO, L.K.; FARIAS, R.L. & MEDEIROS, E.S.F. Benthic invertebrates and the habitat structure in an intermittent river of the semi-arid region of Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, 8(2): 57-67, 2013.
- DAVIES, N.M.; NORRIS, R.H. & THOMS, M.C. Prediction and assessment of local stream habitat features using largescale catchment characteristics. *Freshwater Biology*, 45: 343-369, 2000.
- DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345-366, 1997.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed, Rio de Janeiro. Interciência, 1998, 602p.
- FARIAS, R.L.; CARVALHO, L.K. & MEDEIROS, E.S.F. Distribution of chironomidae in a semiarid Intermittent river of Brazil. *Neotropical Entomology*, 41: 450-460, 2012.
- FERREIRA, C.P. & CASATTI, L. Influência da estrutura do habitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23: 642-651, 2006.
- HARDING, J.S.; BENFIELD, E.F.; BOLSTAD, P.V.; HELFMAN, G.S. & JONES III, E.B.D. Stream biodiversity: the ghost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 95: 14843-14847, 1998.
- JOLY, C.A.; SPIGOLON, J.R.; LIEBERG, S.A.; SALIS, S.M.; AIDAR, M.P.M. et al. Projeto Jacaré-Pepira O desenvolvimento de um modelo de recomposição da mata ciliar com base na florística regional. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. (Eds.). **Mata ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Edusp, 2001, p. 271-287.
- KAUFMANN, P.R. & HUGHES, R.M. Geomorphic and anthropogenic influences on fish and amphibians in Pacific Northwest coastal streams. *American Fisheries Society Symposium*, 48: 429-455, 2006.
- LEAL, I.R.; SILVA, J.M.C. & TABARELLI, M. Ecologia e conservação da Caatinga: uma introdução ao desafio. In: LEAL, I.R.; SILVA, J.M.C. & TABARELLI, M. (Eds.) **Ecologia e Conservação da Caatinga**. Recife: EDUFPE, 2003, pp.13-16.
- LEIGH, C. & DATRY, T. Drying as a primary hydrological determinant of biodiversity in river systems: A broad-scale analysis. *Ecography*, 39: 001-013, 2016.
- MALTCHIK, L. & MEDEIROS, E.S.F. Conservation importance of semi-arid streams in north-eastern Brazil: implications of hydrological disturbance and species diversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16: 665-677, 2006.
- MARSHALL, J.C.; SHELDON, F.; THOMS, M. & CHOY, S. The macroinvertebrate fauna of na Australia dryland river: spatial and temporal patterns and environmental relationships. *Marine and Freshwater research*, 57: 61-74, 2006.
- MATTHEWS, W.J. **Patterns in Freshwater Fish Ecology**. New York: Chapman & Hall, 1998.
- MEDEIROS, E.S.F. Trophic ecology and energy sources for fish on the floodplain of a regulated dryland river: Macintyre River, Australia. Tese de Doutorado, Griffithy University, Australia, 264p, 2005.
- MEDEIROS, E.S.F.; SILVA, M.J. & RAMOS, R.T.C. Application of catchment and local-scale variables of aquatic habitat characterization and assessment in the Brazilian Semi-arid Region. *Neotropical Biology and Conservation*, 1(3): 13-20, 2008.

- MELO, T.X. & MEDEIROS, E.S.F. Spatial Distribution of Zooplankton Diversity across Temporary Pools in a Semi-arid Intermittent River. *International Journal of Biodiversity*, p.1-13, 2013.
- MUGODO, J.; KENNARD, M.J.; LISTON, P.; NICHOLS, S.; LINKE, S.; NORRIS, R.H. & LINTERMANS, M. Local stream habitat variables predicted from catchment scale characteristics are useful for predicting fish distribution. *Hydrobiologia*, 572: 59-70, 2006.
- MCCUNE, B. & GRACE, J.B. **Analysis of Ecological Communities**. Oregon: MjM Software Design Gleneden Beach, 2002.
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M.J. **PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data**. Version 7.02. Oregon: MjM Software, 2016.
- PEEL, M.C.; FINLAYSON, B. L. & McMAHON, T.A. Updated world map of the Koppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11: 1633–1644, 2007.
- PINTO, B.C.T.; ARAUJO, F.G.; RODRIGUES, V.D. & HUGHES, R.M. Local and ecoregion effects on fish assemblage structure in tributaries of the Rio Paraíba do Sul, Brazil. *Freshwater Biology*, 54:2600–2615, 2009.
- POFF, N.L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 391–409, 1997.
- PUSEY, B.; KENNARD, M.J. & ARTHINGTON, A. Study area, data collection, analysis and presentation. In: PUSEY, B.; KENNARD, M.J. & A. ARTHINGTON (Eds.), **Freshwater Fishes of North-eastern Australia**. Melbourne: CSIRO Publishing, pp. 26–48, 2004.
- RICHARDS, C.; JOHNSON, L.B. & HOST, G.E. Landscape-scale influences on stream habitats and biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(1): 295–311, 1996.
- SEABRA, V.S.; XAVIER, R.A.; DAMASCENO, J. & DORNELLAS, P.C. Mapeamento do Uso e Cobertura do Solo da Bacia do Rio Taperoá: Região Semiárida do Estado da Paraíba. *Revista Caminhos de Geografia*, 15(50): 127–137, 2014.
- SILVA, L.M.T. Nas margens do rio Paraíba do Norte. *Cadernos do Logepa*, 2(2): 74–80, 2003.
- SILVA, J.M.C.; TABARELLI, M.; FONSECA, M.T. & LINS, L.V. (Eds.). **Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente/Recife, PE: Ed. Universitária da UFPE, 2003.
- SCEALY, J.A.; MIKA, S.J. & BOULTON, A.J. Aquatic macroinvertebrate communities on wood in an Australian lowland river: experimental assessment of the interactions of habitat, substrate complexity and retained organic matter. *Marine and Freshwater Research*, 58: 153–165, 2007.
- SHERIDAN, J. C. & LYNDALL, G. S. **SPSS: analysis without anguish**. Versão 10.0 para windows. Brisbane: John Wiley & Sons Austrália, 2001, 266p.
- STENERT, C.; BACCA, R.C.; MOSTARDEIRO, C.C. & MALTCHIK, L. Environmental predictors of macroinvertebrate communities in coastal wetlands of southern Brazil. *Marine and Freshwater Research*, 59: 540–548, 2008.
- THOMSON, J.R.; TAYLOR, M.P.; FRYIRS, K.A. & BRIERLEY, G.J. A geomorphological framework for river characterization and habitat assessment. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11: 373–389, 2001.
- WANG, L.; SEELBACH, P.W. & HUGHES, R.M. Introduction to influences of landscape on stream habitat and biological assemblages. In: HUGHES, R.M.; WANG, L. & SEELBACH, P.W. (Eds.). **Landscape influences on stream habitat and biological assemblages**. Bethesda: American Fisheries Society Symposium, 2006, pp. 1–23.

- WILLIAMS, D.D. Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna. *Journal of the North American Benthological Society*, 15:634–650, 1996.
- XAVIER, R.A.; DORNELLAS, P.C.; MACIEL, J.S. & do BÚ, J.C. Caracterização do regime fluvial da Bacia Hidrográfica do rio Paraíba-PB. *Revista Tamoios*, 8(2): 15-28, 2012.
- ZAR, J.H. **Biostatistical Analysis**, 4th Edition. New Jersey: Prentice Hall, Upper Saddle River, 1999.

Lista de Figuras

Figura 1. Média ($\pm$ EP) da precipitação e armazenamento de água no solo na área de estudo durante o ciclo hidrológico de 2015-2016.

Figura 2: Área de estudo mostrando a localização dos sítios de amostragem na Bacia do rio Paraíba e Sub-bacia do rio Taperoá.

Figura 3. Resultado da solução tri-dimensional da NMDS (estresse 17,1) para a estrutura do habitat nos locais amostrados ao longo do rio Paraíba. Os vetores mostram os elementos que foram correlacionados ($r^2 > 0,3$) com os grupos revelados pela análise. As siglas indicam: segmentos (A= Alto PB; T= Taperoá; M= Médio PB), trechos (T1-T3) e sítios (S1-S3). Os números correspondem às coletas (1-2).

Figura 4. Biplot dos sites da ordenação (baseado na estrutura do habitat) no espaço das variáveis ambientais em escala local e de bacia, conforme definido pela CCA. As siglas indicam: segmentos (A= Alto PB; T= Taperoá; M= Médio PB), trechos (T1-T3) e sítios (S1-S3). Os números correspondem às coletas (1-2).

Figura 1.

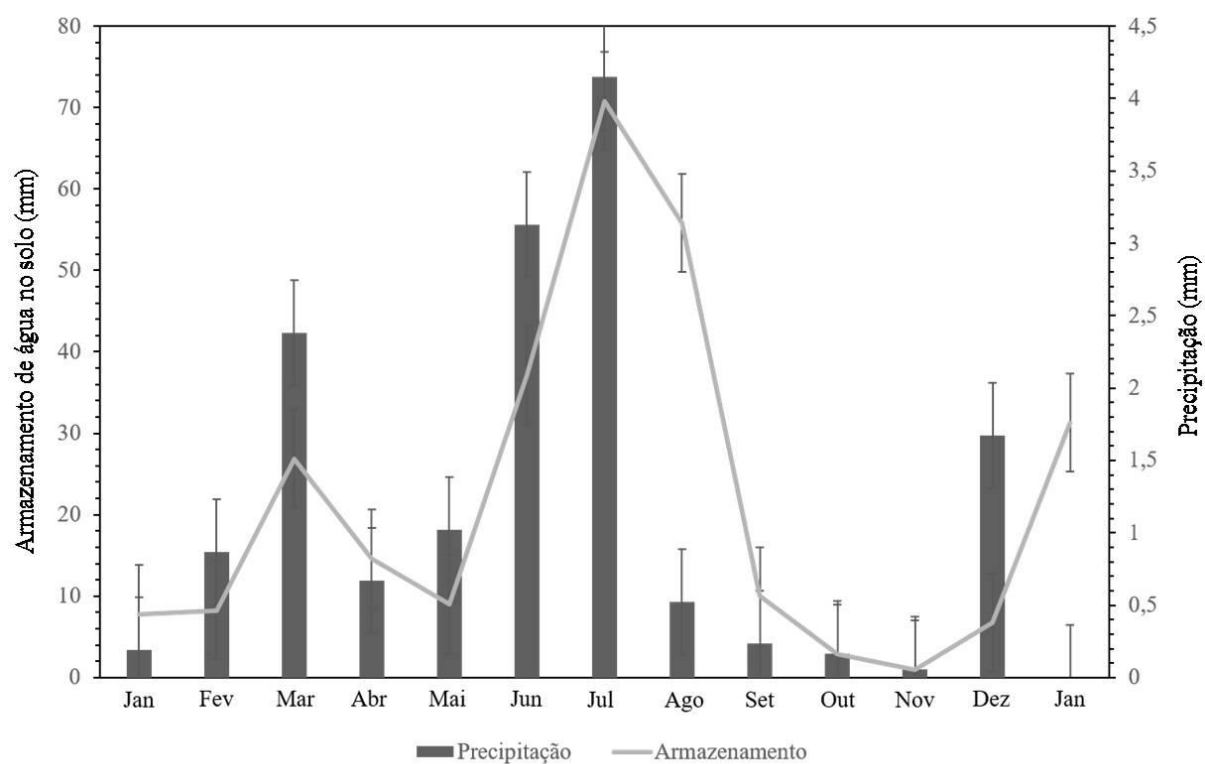


Figura 2.

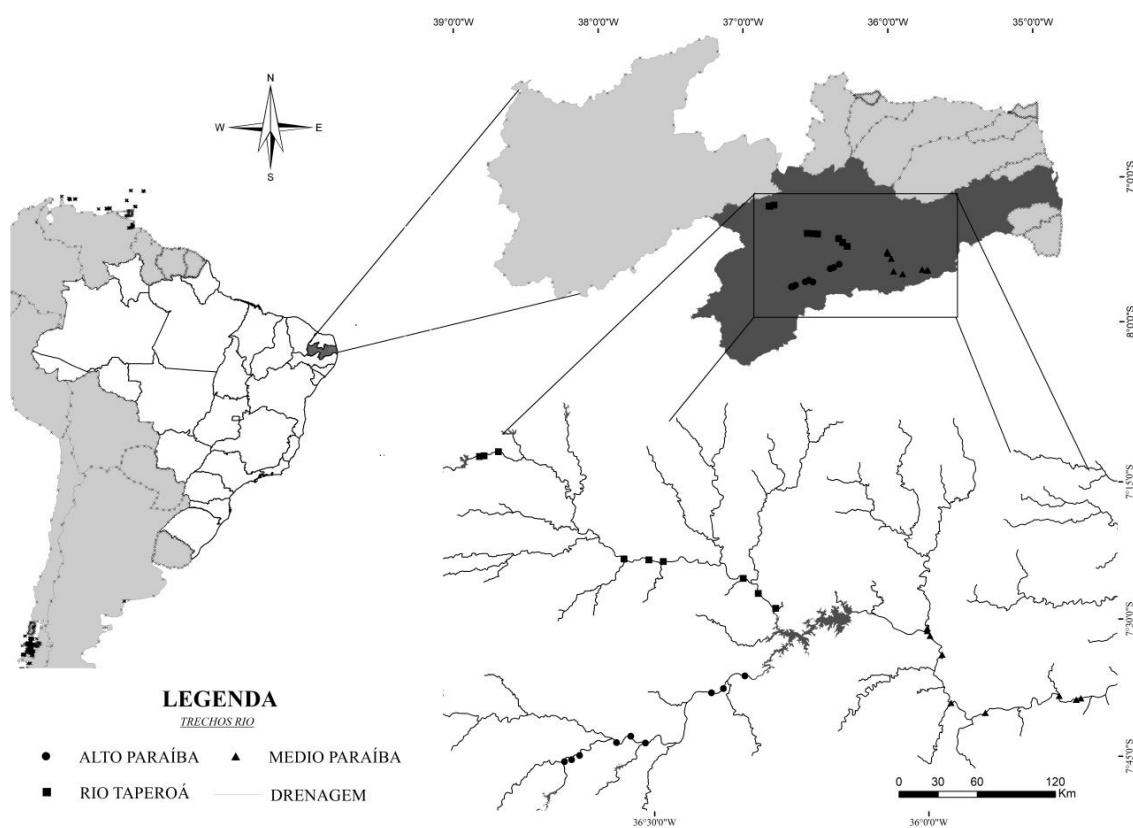


Figura 3.

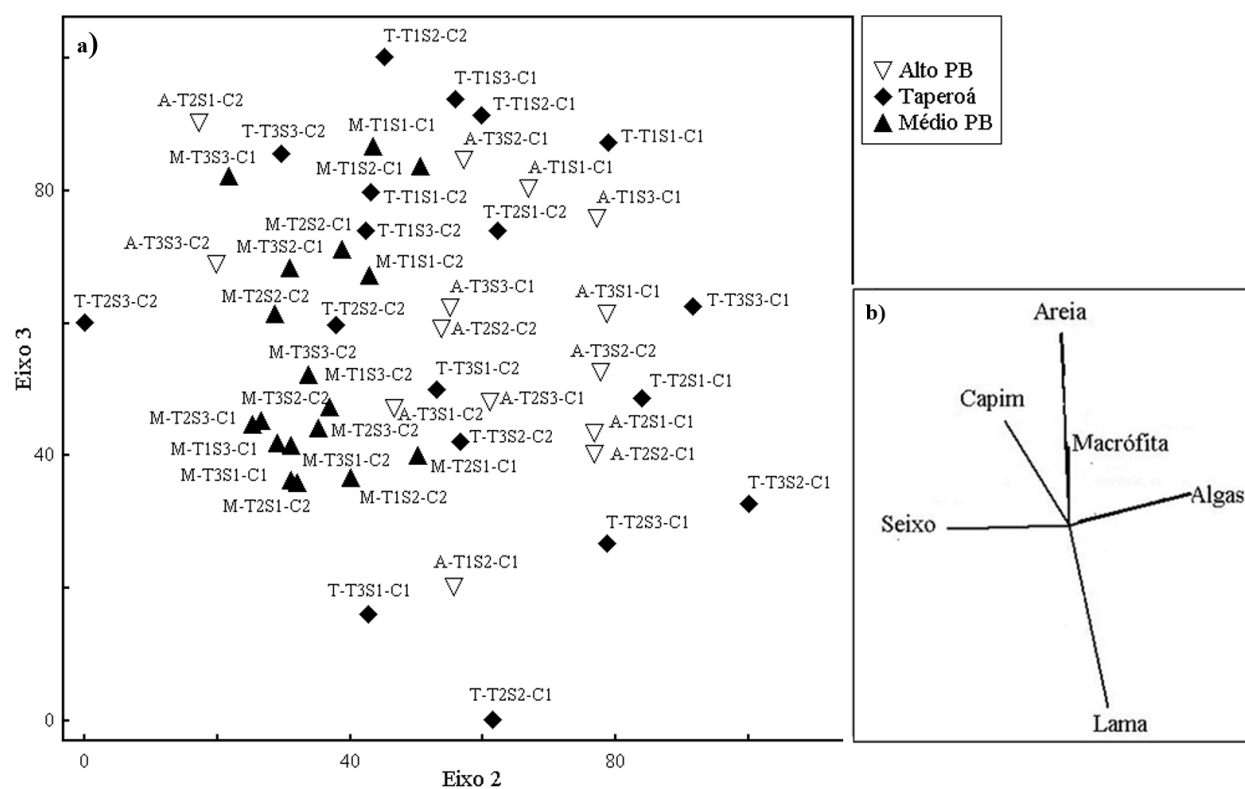


Figura 4.

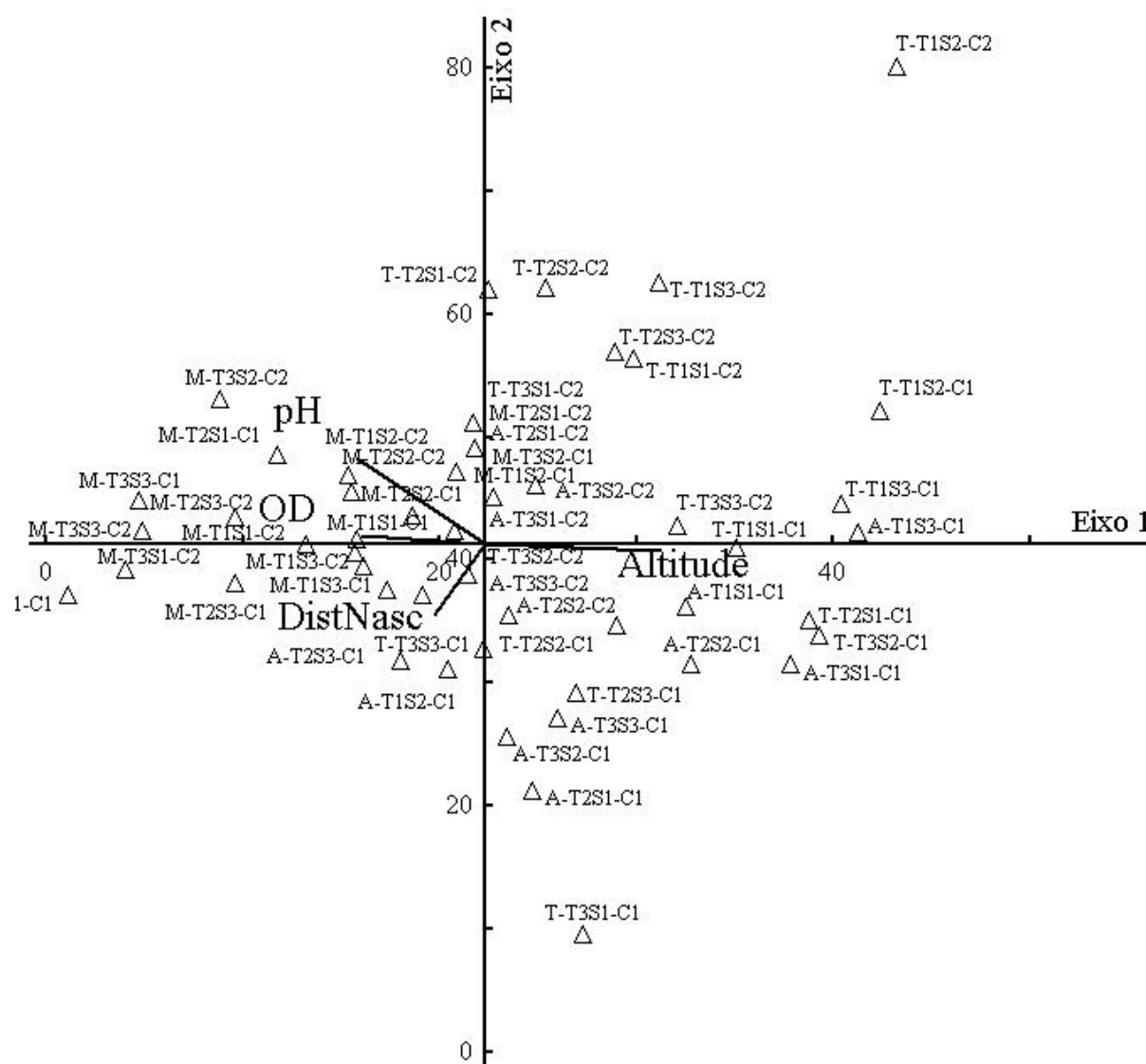


Tabela 1. Percentagens médias ($\pm$ DP) e Mínimo-Máximo da composição do habitat marginal, sedimento, variáveis morfométricas e de qualidade de água nos sítios estudados.

	Média ($\pm$ DP)	Min-Máx
Elementos do Habitat Marginal (%)		
Macrófita	2,53($\pm$ 7,96)	0,00-48,75
Capim	6,45($\pm$ 9,77)	0,00-36,67
Veg. Submersa	4,54($\pm$ 9,00)	0,00-36,25
Cobertura Vegetal	1,36($\pm$ 3,80)	0,00-19,58
Folhiço	2,87($\pm$ 2,65)	0,00-10,00
Algas	2,55($\pm$ 5,29)	0,00-23,33
Galhos	7,68($\pm$ 4,95)	0,00-20,42
Composição do Sedimento (%)		
Lama	52,82($\pm$ 34,26)	0,00-100,00
Areia	35,75($\pm$ 31,68)	0,00-97,92
Cascalho	3,78($\pm$ 4,95)	0,00-20,00
Seixo	1,41($\pm$ 2,66)	0,00-12,50
Pedras	5,62($\pm$ 8,47)	0,00-34,17
Rocha Matriz	0,58($\pm$ 3,03)	0,00-19,17
Morfometria		
Profundidade (cm)	56,01($\pm$ 27,87)	19,80-122,10
Largura (m)	24,87($\pm$ 25,50)	4,42-153,00
Qualidade da Água		
Temperatura ($^{\circ}$ C)	28,60($\pm$ 2,34)	25,27-33,51
Condutividade (μ S/cm)	2580,74($\pm$ 2993,37)	0,28-12416,67
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	7,28($\pm$ 1,90)	1,23-11,18
Transparência da Água (cm)	26,09($\pm$ 12,74)	7,39-73,80
pH	8,88($\pm$ 0,88)	7,03-10,95

Tabela 2. Diversidade e riqueza da estrutura do habitat nos locais de estudo entre os segmentos, trechos, sítios e períodos amostrais.

	Grupos <i>A-priori</i>	Riqueza	Diversidade de Shannon
Habitat Marginal			
Segmentos	Alto PB	3,64(±1,22)	0,95(±0,35)
	Taperoá	3,17(±1,25)	0,87(±0,41)
	Médio PB	3,89(±1,37)	1,06(±0,35)
Trechos	T1	3,93(±1,16)	1,09(±0,29)
	T2	3,53(±1,33)	0,91(±0,38)
	T3	3,28(±1,36)	0,89(±0,42)
Sítios	S1	3,47(±1,23)	0,90(±0,36)
	S2	3,35(±1,27)	0,88(±0,43)
	S3	3,75(±1,48)	1,06(±0,32)
Períodos	Chuvoso	3,48(±1,22)	0,93(±0,38)
	Seco	3,65(±1,40)	0,99(±0,37)
Composição do Sedimento			
Segmentos	Alto PB	3,07(±1,14)	0,60(±0,29)
	Taperoá	2,89(±0,96)	0,50(±0,38)
	Médio PB	4,17(±0,86)	0,87(±0,40)
Trechos	T1	3,20(±1,15)	0,47(±0,38)
	T2	3,59(±1,00)	0,74(±0,42)
	T3	3,39(±1,24)	0,75(±0,34)
Sítios	S1	3,64(±1,32)	0,68(±0,37)
	S2	3,29(±0,91)	0,64(±0,40)
	S3	3,25(±1,13)	0,63(±0,42)
Períodos	Chuvoso	3,22(±1,15)	0,54(±0,35)
	Seco	3,61(±1,08)	0,80(±0,40)

Tabela 3. Sumário dos eixos da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre os dados de estrutura do habitat e variáveis ambientais em escalas local e de bacia.

	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
Eigenvalores	0,192	0,162	0,089
Teste de Monte Carlo	0,014		
% de Variância explicada	16,6	14,1	7,7
% Cumulativo explicado	16,6	30,7	38,5
Correlação de Pearson, Var-Habitat	0,765	0,793	0,636
Teste de Monte Carlo, Var-Habitat	0,034		
Variância Total ("inertia")	1,15		

Tabela 4. Correlações entre as variáveis ambientais em escalas local e de bacia com os eixos da ordenação após a Análise de Correspondência Canônica (CCA). As siglas indicam: DistSítio (Distância Sítio-Sítio), DistFoz (Distância Sítio-Foz), DistNasc (Distância Sítio-Nascente) e DistReserv (Distância Sítio-Reservatório).

	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
Escala de Bacia (Morfologia)			
DistSítio	-0,252	-0,092	0,089
DistFoz	-0,211	0,015	0,530
DistNasc	-0,238	-0,528	-0,040
DistReserv	0,297	0,262	0,268
Altitude	0,826	-0,041	-0,090
Escala Local (Morfologia)			
Declive da Margem	-0,282	0,275	-0,190
Profundidade	-0,255	0,313	-0,120
Largura	-0,216	-0,018	0,237
Prof. Habitat	0,189	0,076	0,088
Escala Local (Qualidade de água)			
Condutividade	-0,241	-0,011	0,301
Oxigênio Dissolvido	-0,583	0,072	-0,130
Transparência da Água	0,128	-0,318	-0,540
pH	-0,606	0,645	-0,120

CAPÍTULO II

Estrutura das assembleias de macroinvertebrados bentônicos em poças temporárias do semiárido

FARIAS¹², R.L

¹Laboratório de Ecologia, Universidade Estadual da Paraíba, Campus V, Departamento de Biologia, João Pessoa-PB.

² Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal da Paraíba, Campus I Departamento de Sistemática e Ecologia, João Pessoa-PB.

Email: rafaela_lima88@hotmail.com

Resumo

Em rios de regiões secas, a dinâmica hidrológica segrega espacialmente as características físicas do ambiente. Tais características tem o potencial para estruturar a distribuição dos organismos em manchas isoladas de habitat. O presente estudo descreve a estrutura de macroinvertebrados bentônicos em diferentes escalas espaciais e avalia possíveis preditores ambientais da fauna em poças temporárias do semiárido. Este estudo foi realizado em um rio intermitente (bacia do rio Paraíba) na região semiárida do Brasil. A amostragem foi hierárquica incluindo os três segmentos do rio (Alto PB, Taperoá e Médio PB), três trechos por segmento, três sítios por trecho e três pontos por sítio, totalizando 81 amostras em 27 locais de amostragem (poças), durante o período chuvoso de 2015. O particionamento aditivo da diversidade foi usado para decompor a variação total na diversidade dos táxons macroinvertebrados e gêneros de Chironomidae em seus componentes alfa (α) e beta (β). A diversidade foi analisada em quatro escalas espaciais diferentes: 1) segmentos de rio (β_4), 2) trechos (β_3), 3) sítios (β_2) e, 4) microhabitats (β_1). A análise de ordenação mostrou que a segregação espacial das assembleias de macroinvertebrados bentônicos foi dependente da escala, com as escalas espaciais maiores (segmento e trecho) representando as principais fontes de variação. As análises de particionamento da diversidade reforçaram a importância de escalas espaciais mais grosseiras (β_4) e a baixa importância de escalas espaciais finas (β_1 e β_2) para a diversidade regional no rio estudado. De acordo com as correlações entre-grupos entre as variáveis ambientais e os eixos da CCA, os preditores ambientais mais importantes foram: transparência, altitude, cobertura vegetal e folhoso (para os táxons de macroinvertebrados) e cobertura vegetal, lama, capim e areia (para os gêneros de Chironomidae). O presente estudo prevê a segregação da diversidade de macroinvertebrados entre as escalas espaciais e reconhece os níveis maiores da hierarquia (β_4) como as principais fontes de variação da comunidade.

Palavras-chave: Hierarquia espacial, beta diversidade, distribuição em manchas, preditores ambientais.

Introdução

Rios de regiões secas são caracterizados por ciclos de expansão e retração de habitats formando mosaicos espaço-temporais na paisagem que se alternam entre ambientes lóticos (fluxo superficial de água), lênticos (poças de água intermitentes) e habitats terrestres (leito seco do rio) (Jacobson et al., 2000; Lake, 2003; Godsey & Kirchner, 2014). Dessa forma, espera-se que a dinâmica hidrológica segregue espacialmente as características físicas do ambiente (Marshall et al., 2006), com o potencial para estruturar a distribuição dos organismos em manchas isoladas de habitat (poças) (Sheldon et al., 2002; Marshall et al. 2006; Mugodo et al., 2006). Esses sub-sistemas desempenham um papel importante na manutenção da diversidade em rios de regiões secas, pois constituem um refúgio temporário para as diferentes comunidades aquáticas (Humphries & Baldwin, 2003). Dentro das manchas, os organismos são influenciados pelas interações bióticas (competição e predação) e pelo ambiente físico (Power et al., 1995; Poff, 1997). Além de atuar diretamente para determinar a distribuição de organismos, as condições físicas nas manchas de habitat também regulam os níveis de recursos alimentares disponíveis (Rabeni & Minshall, 1977) e podem mediar a importância dos papéis da predação e/ou competição (Peckarsky & Dodson, 1980).

Macroinvertebrados bentônicos possuem forte interação com as condições ambientais (Moretti & Callisto, 2005; Würdig et al., 2007) e seus padrões de distribuição podem ser explicados em termos da estrutura do habitat disponível (Vinson & Hawkins, 1998; Carvalho et al., 2013). O habitat é caracterizado pela presença de estruturas físicas subaquáticas (ex. rochas, madeira submersa, macrófitas, algas etc.) e litorâneas (ex. vegetação ripária ou troncos nas margens) que fornecem áreas de refúgio e alimentação para a biota (Matthews, 1998). Mosaicos de habitats heterogêneos e estruturalmente complexos proporcionam uma maior variedade de nichos e reduzem a probabilidade de exclusão competitiva, permitindo que um maior número de espécies coexista (Shmida & Wilson, 1985; Townsend & Hildrew,

1994). Dessa forma, a heterogeneidade (arranjo espacial) e complexidade (abundância dos elementos) do habitat têm sido consideradas as principais determinantes da diversidade biológica nos ecossistemas aquáticos (Medeiros et al., 2008; Stenert et al., 2008; Thomaz et al., 2008; Carvalho et al., 2013). Outros fatores que afetam a distribuição da comunidade de macroinvertebrados estão associados à química da água (Palmer et al., 1994; Buss et al., 2002), fluxo de água (Bouckaert & Davis, 1998, Rocha et al., 2012), composição do substrato (Kikuchi & Uieda 1998; Buss et al., 2004; Carvalho et al., 2013) e disponibilidade de recursos (Dobson, 1999).

Devido à influência de fatores ambientais e hábito sedentário intimamente ligado ao substrato de fundo, macroinvertebrados bentônicos são considerados uma importante ferramenta para estudos de padrões de distribuição (ver Heino et al., 2003; Robson et al. 2005; Würdig et al., 2007; Ligeiro et al., 2010). Apesar de ser um método eficaz para o entendimento da variação das comunidades entre várias escalas espaciais (Gering et al., 2003; Ribeiro et al., 2008), poucos estudos avaliaram a partição da diversidade em rios de regiões secas (ex. Ávila et al., 2011; Melo & Medeiros, 2013). Uma vez identificadas as escalas de maior variabilidade biológica, esforços de conservação e gerenciamento de rios são direcionados para aquelas de maior efeito (Diniz-Filho et al., 2009; Molozzi et al., 2013); fator importante diante do cenário de aumento global das regiões secas em função de alterações climáticas (Larned et al., 2010; Arscott et al., 2010). O presente estudo teve como objetivos: 1) descrever a composição de macroinvertebrados bentônicos e suas relações com as variáveis ambientais em diferentes escalas espaciais e, 2) descrever a distribuição espacial da diversidade de macroinvertebrados bentônicos entre diferentes escalas. Foi testada a hipótese de que a diversidade total não é homogeneamente distribuída entre escalas, mas concentrada em níveis particulares da hierarquia hidrológica.

Metodologia

Área de Estudo e Desenho Amostral

O presente estudo foi realizado na bacia do rio Paraíba, um rio intermitente cuja bacia abrange uma área de 20.072 km² (AESAs, 2011). A região está sob o domínio dos climas BSh (semiárido seco e quente) e Aw (tropical de savana com chuvas de verão), segundo a classificação climática de Köppen-Geiger atualizada por Peel et al. (2007). Isto se deve principalmente às baixas médias pluviométricas e temperaturas médias mensais superiores à 18°C (Araújo, 2006). As chuvas são irregulares espaço-temporalmente, com início entre janeiro/fevereiro, concentrando-se nos meses de abril e junho. O pico da seca dura de setembro a janeiro (Araújo, 2006). A vegetação predominante é a Caatinga, uma floresta arbórea e arbustiva aberta, caracterizada pela presença de espécies xerófitas (Leal et al., 2003).

A Bacia do rio Paraíba é composta pela sub-bacia do Rio Taperoá e regiões do alto, médio e baixo curso do rio Paraíba (AESAs, 2011). A coleta dos dados foi realizada ao longo de três segmentos na bacia do Paraíba: 1) rio Taperoá (afluente do rio Paraíba); 2) Alto rio Paraíba e 3) Médio rio Paraíba, durante o período chuvoso (março) de 2015 (Figura 1). Tais segmentos foram escolhidos por estarem inseridos no clima semiárido, possuírem caráter intermitente e não sofrerem influência marinha (Silva, 2003). A amostragem no rio Paraíba foi hierárquica incluindo os três segmentos de rio (n=3), três trechos por segmento (n=9), três sítios por trecho (n=27) e três microhabitats por sítio (n=81).

Coleta e análise de dados

As variáveis ambientais mensuradas em campo foram: (1) variáveis físicas e químicas da água, (2) morfometria do rio, (3) composição do sedimento aquático, e (4) estrutura física do habitat aquático marginal. As variáveis físicas e químicas estimadas foram: pH,

condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), oxigênio dissolvido (mg/L) e temperatura ($^{\circ}\text{C}$) por meio de sonda multiparâmetros (Hanna HI 9828) e transparência (cm) usando disco de Secchi.

A morfometria local de cada sítio foi avaliada pela altitude (m) largura (cm) e profundidade (cm) médias, medidas em três transectos aleatórios ao longo da poça. A composição do sedimento e a estrutura física do habitat foram estimadas em 12 quadrantes de 1m ao longo das margens (na interface terrestre-aquática) (ver Medeiros et al., 2008). Em cada quadrante foi feita a estimativa visual em porcentagem do tipo de sedimento (classificado em lama, areia, cascalho, seixo, pedras e rocha matriz) e de estruturas litorâneas e subaquáticas que compõe o habitat físico disponível (sendo macrófitas, capim, vegetação submersa, cobertura vegetal, folhicho, algas e galhos). A profundidade do habitat marginal (cm) representou a média da profundidade a 1m, 2m e 3m da margem.

Amostras quantitativas das assembleias de macroinvertebrados foram feitas utilizando-se uma rede do tipo “D” (40 cm de abertura e malha de 250 μm). Em cada sítio, três subamostras (40x40) do sedimento foram retiradas. O material coletado foi fixado no campo em formol 4% e no laboratório, lavado em peneiras de 250 μm , sendo posteriormente preservado em álcool 70%. Os organismos coletados foram identificados ao menor nível taxonômico possível por meio de um microscópio estereoscópico de acordo com Hawking & Smith (1997); McCafferty (1998) e Baptista et. al (2010). Considerando a elevada abundância da família Chironomidae (Insecta: Diptera), a mesma foi identificada a nível de gênero segundo Trivinho-Strixino (2011). Para isso, foi aplicado o método de subamostragem *a posteriori* (após os organismos terem sido removidos do sedimento) proposto por Farias et al. (2015), onde é feita a retirada aleatória de 10% dos indivíduos das amostras com n igual ou superior a 1000 (um mil) organismos. Nas amostras com n inferior a 1000 (um mil), 100 (cem) indivíduos foram retirados, sendo todos os indivíduos contados nas amostras com n inferior a 100 (cem) (Farias et. al 2015).

As análises de estrutura das assembleias de macroinvertebrados foram realizadas com base na densidade (ind/m²) média, calculada através da divisão do número de indivíduos pela área total amostrada da rede tipo “D” nas unidades amostrais. A densidade e riqueza de macroinvertebrados foram utilizados para descrever padrões de distribuição das assembleias. Estágios de vida (larvas, pupas e adultos) foram tratados como táxons separados dada suas diferenças no uso do habitat (Carvalho et al., 2013).

Para avaliar diferenças na riqueza e densidade de macroinvertebrados nos segmentos de rio foi realizada *one way* ANOVA seguido de comparações múltiplas *post hoc* usando o teste de Tukey ($\alpha = 0,05$) (Zar, 1999). A relação entre a densidade e riqueza (variáveis dependentes) com as variáveis ambientais (variáveis independentes) foi estimada por meio da Análise de Regressão Linear Múltipla Hierárquica (RLMH). As variáveis independentes foram incorporadas ao modelo da regressão na seguinte ordem, estabelecida de acordo com sua importância assumida para a comunidade baseada na literatura (Sheridan & Lyndall 2001): (1) variáveis físicas e químicas: oxigênio dissolvido, temperatura, transparência, condutividade e pH; (2) variáveis morfométricas: velocidade da água, profundidade, largura e altitude; (3) tipo de substrato: lama, areia, pedras e seixo e (4) estrutura do habitat: macrófitas, vegetação submersa, folhiço, algas, galhos, cobertura vegetal e capim. As variáveis ambientais foram transformadas pelo Log (x+1) para melhorar a normalidade e homogeneidade das variâncias (Sokal & Rohlf 1969, Maltchik et al. 2010).

Para avaliar a dissimilaridade entre as amostras em diferentes escalas espaciais foi realizada uma análise de classificação de grupos (“cluster analysis”). Na execução desta análise foi utilizada a medida de distância de Bray Curtis e método de agrupamento beta flexível (beta = -0,25). A interpretação dos agrupamentos no dendrograma foi subjetiva e a decisão sobre quais grupos reportar foi baseada em valor de corte arbitrário para dissimilaridade (Quinn & Keough, 2002).

Para identificar o padrão espacial de variação na fauna foi realizado o Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS). A significância das diferenças entre as unidades amostrais foi testada usando o Procedimento de Permutações Múltiplas (MRPP) (Biondini *et al.*, 1985; McCune & Grace 2002). Quando o MRPP mostrou diferenças significativas, a Análise de Espécies Indicadoras (ISA) foi realizada para revelar quais os táxons de invertebrados contribuíram significativamente para a separação dos grupos. Para estabelecer possíveis relações entre a composição da fauna e as variáveis ambientais foi usada a Análise de Correspondência Canônica (CCA) (McCune & Grace, 2002). Os dados foram centralizados e normalizados e a significância das correlações entre os eixos foram testadas usando o teste de Monte Carlo (1000 randomizações). As análises foram realizadas separadamente para os táxons de macroinvertebrados e gêneros de Chironomidae utilizando os programas SPSS 13.0 (Sheridan & Lyndall 2001) e PC-ORD 7.02 (McCune & Mefford, 2016).

O particionamento aditivo da diversidade foi usado para decompor a variação total na diversidade dos táxons macroinvertebrados e gêneros de Chironomidae em seus componentes alfa e beta; sendo alfa (α) a diversidade dentro da unidade amostral e beta (β), entre as unidades. A diversidade foi analisada em quatro escalas espaciais diferentes: 1) segmentos de rio ($n=3$; β_4), 2) trechos ($n=9$; β_3), 3) sítios ($n=27$; β_2) e, 4) microhabitats ($n=81$; β_1). Assim, a diversidade total (γ) foi representada por: $\alpha_1 + \beta_1 + \beta_2 + \beta_3 + \beta_4$ (Figura 2). Dentro do contexto do presente estudo, como não é viável classificar os organismos em espécies, são usados grupos taxômicos em nível de família ou gênero para calcular métricas de diversidade. Esta prática é amplamente utilizada em estudos com macroinvertebrados em ecossistemas lóticos (ver Ligeiro *et al.*, 2010; Clarke *et al.*, 2010; Ávila *et al.*, 2011, entre outros). A análise de partição foi baseada em aleatorizações individuais que consiste em randomizar a alocação de indivíduos entre todas as unidades amostrais (Crist *et al.*, 2003). Este procedimento

randomiza os indivíduos e táxons simultaneamente entre todos os níveis na hierarquia (Gering et al., 2003). O processo de randomização foi repetido 1000 vezes para obter distribuições nulas das estimativas de diversidade alfa e beta, em cada nível hierárquico. As probabilidades obtidas a partir dos testes de randomização foram interpretadas conforme os valores de P, assumindo que $P < 0,05$ indica a significância da diferença entre a diversidade observada e esperada. Comparar a magnitude da diversidade beta observada em cada escala com os valores gerados por um modelo nulo nos permite reconhecer as principais fontes de variação da comunidade na hierarquia espacial (Crist et al., 2003). Para esta análise foi usado o pacote “vegan” (Oksanen et al., 2012) do programa R (R Core Team, 2015).

Resultados

Variáveis ambientais

Os valores médios de pH e oxigênio dissolvido no rio Paraíba indicam água relativamente neutra a levemente alcalina (mínimo de $7,66 \pm 0,42$ e máximo de $9,41 \pm 0,38$) e bem oxigenada (mínimo de $5,20 \pm 1,73$ mg/l e máximo de $7,95 \pm 1,16$ mg/l). A condutividade mostrou-se variável entre os sítios, com valores médios de $315,70 \pm 159,71$ μ S/cm no Alto PB a $4919,48 \pm 3465,65$ μ S/cm no Médio PB. O menor valor médio de transparência da água foi $19,90 \pm 6,41$ cm encontrado no Médio PB, enquanto que o máximo foi de $37,96 \pm 12,22$ cm no rio Taperoá. A temperatura média da água variou entre $27,84 \pm 2,59$ °C no Alto PB e $29,30 \pm 2,13$ °C no Médio PB (Tabela 1).

A profundidade das poças ao longo do rio, não ultrapassou 1m, sendo os maiores valores médios encontrados no rio Taperoá ($55,88 \pm 30,20$ cm) e Médio PB ($52,91 \pm 29,45$). Os maiores valores médios de largura também foram observados no rio Taperoá ($22,02 \pm 24,41$ m) e Médio PB ($35,99 \pm 44,75$ m). A composição do sedimento foi representada principalmente por lama, areia e pedras, com maior contribuição de cascalho e pedras nos trechos mais baixos

do rio. O habitat físico marginal foi diverso, com vegetação submersa, macrófitas, capim e galhos apresentando os maiores valores proporcionais (Tabela 1).

Fauna bentônica

Foram encontrados 82782 indivíduos, distribuídos em 33 grupos taxonômicos dos quais a família Chironomidae (Insecta: Diptera) foi a mais abundante com 58,84% do total, seguida de Thiaridae (Mollusca: Gastropoda) representando 25,67% dos indivíduos (Figura 3a). A maior parte dos táxons foi comum aos três segmentos do rio, com exceção de Vellidae e Physidae que ocorreram apenas no Alto Paraíba; Belostomatidae (Insecta: Hemiptera) e Culicidae (Insecta: Diptera) que ocorreram apenas no rio Taperoá e Atyidae (Malacostraca: Decapoda), Corbicullidae (Mollusca: Bivalve), Elmidae (Insecta: Coleoptera) e Odontoceridae (Insecta: Trichoptera) que ocorreram apenas no Médio Paraíba (Tabela 2).

Não foram observadas diferenças significativas na riqueza de macroinvertebrados entre os segmentos de rio (ANOVA, $F_{2, 24} = 0,889$; $p = 0,424$). Por outro lado, a densidade apresentou diferenças significativas entre os segmentos (ANOVA, $F_{2, 24} = 10,135$; $p = 0,001$), dentre os quais Alto PB x Taperoá ($p = 0,010$) e Alto PB x Médio PB ($p = 0,001$) foram significativamente distintos. Segundo a RLMH, a variação na densidade explicada pelas variáveis ambientais não foi significativa para os modelos que incorporaram as variáveis morfométricas ($R^2 = 0,146$; $F_{4, 22} = 0,940$; $p = 0,459$) e de composição do sedimento ($R^2 = 0,224$; $F_{4, 22} = 1,592$; $p = 0,212$). Por outro lado, os modelos que incorporaram as variáveis físicas e químicas da água ($R^2 = 0,535$; $F_{5, 21} = 4,824$; $p = 0,004$) e de estrutura do habitat ($R^2 = 0,549$; $F_{7, 19} = 3,300$; $p = 0,018$) explicaram significativamente a variação na densidade. A variação na riqueza explicada pelas variáveis ambientais não foi significativa para os modelos que incorporaram as variáveis físicas e químicas ($R^2 = 0,380$; $F_{5, 21} = 2,577$; $p = 0,057$), morfométricas ($R^2 = 0,173$; $F_{4, 22} = 1,150$; $p = 0,359$) e de estrutura do habitat ($R^2 = 0,247$; $F_{7, 19} = 0,891$; $p = 0,532$). Apenas o modelo referente a composição do sedimento explicou

significativamente a variação na riqueza de macroinvertebrados ($R^2 = 0,367$; $F_{4, 22} = 3,186$; $p = 0,033$).

A análise de classificação mostrou três grupos entre 25%-0% de informação restante formados principalmente de acordo com as escalas espaciais maiores (segmentos e trechos de rio). Dentro dos segmentos, Alto PB e Taperoá foram mais similares e, entre os trechos, T1 e T3 se mostraram mais semelhantes. Padrões claros de similaridade não foram observados entre sítios e microhabitats (Figura 4a). O NMDS explicou 74,2% da variação no conjunto de dados (Stress= 13,5). O primeiro (24,9%) e segundo (33,0%) eixos explicaram a maior parte dessa variação. A análise de ordenação revelou segregação na composição faunística (Figura 5a), sendo corroborado pelo MRPP que mostrou diferenças significativas entre segmentos de rio ($A = 0,054$; $p = 0,00009$) e trechos ($A = 0,030$; $p = 0,008$). O mesmo não foi observado em relação aos sítios de amostragem ($p = 0,76$). Entre os segmentos, Alto PB x Médio PB ($A = 0,058$; $p = 0,00008$) e Taperoá x Médio PB ($A = 0,058$; $p = 0,0006$) foram significativamente distintos. Entre os trechos, apenas 1x2 ($A = 0,046$; $p = 0,001$) e 2x3 ($A = 0,022$; $p = 0,042$) apresentaram diferenças significativas. Dentre os táxons mais importantes para o agrupamento observado na NMDS (Figura 5b), apenas larvas de Chironomidae (IV= 44,6; $p = 0,04$) e Dytiscidae (IV= 49,8; $p = 0,02$) foram indicadores significativos do Taperoá. Enquanto que, Planorbidae (IV= 65,2; $p = 0,006$) e Thiaridae (IV= 93,1; $p = 0,001$) foram táxons indicadores do Médio PB. Em relação aos trechos, Corixidae (IV= 69,1; $p = 0,002$), Chironomidae (IV= 49,9; $p = 0,012$), Gomphidae (IV= 65,1; $p = 0,001$), Hydrophilidae (larva) (IV= 60,2; $p = 0,008$) e Libellulidae (IV= 55,4; $p = 0,011$) foram indicativos do trecho 2.

Os três primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica explicaram 67,9% da variação espacial na composição de macroinvertebrados, com uma variância total ("inertia") de 1,334. A maior parte da variação de acordo com as correlações entre as variáveis ambientais e os eixos da CCA foi explicada pelo primeiro eixo (45,4%), com 12,7% sendo

explicado pelo segundo eixo. A relação entre a composição de macroinvertebrados e as variáveis ambientais não foi significativa segundo os testes de Monte Carlo para os Eigenvalores ($p = 0,156$) e para as correlações táxons-ambiente ($p = 0,193$). No entanto, de acordo com as correlações entre-grupos entre as variáveis ambientais e os eixos da CCA (ver Tabela 4 e Figura 6a) as variáveis mais importantes explicando a composição de macroinvertebrados foram transparência, altitude, cobertura vegetal e folhiço.

O particionamento espacial da diversidade mostrou que na escala de microhabitat (α) a diversidade observada é significativamente menor do que o esperado sob o modelo nulo ($p = 0,001$). A magnitude relativa do componente $\beta 1$ (entre microhabitats) foi baixa e significativamente menor do que o esperado ($p = 0,005$). Valores do componente $\beta 2$ (entre sítios) foi maior do que o esperado para a randomização ($p = 0,001$). Esse componente representou 14,59% do total da diversidade de macroinvertebrados. O componente $\beta 3$ (entre trechos) apresentou maior diversidade do que a esperada a partir do modelo ($p = 0,001$) e representou 18,85% da diversidade total. O componente $\beta 4$ (entre segmentos) foi o que mais contribuiu para a diversidade regional (γ) de macroinvertebrados representando 34,34% da diversidade. Esse componente também apresentou diversidade observada maior do que a esperada pelo modelo ($p = 0,001$) (Figura 7a).

Família Chironomidae

Considerando a Família Chironomidae separadamente do resto da fauna bentônica, foram identificados 7515 indivíduos distribuídos em três Subfamílias: Chironominae, Tanypodinae e Orthoclaadiinae e 25 gêneros dos quais, *Paratanytarsus* (31,28%) e *Chironomus* (26,57%) foram os mais densos e frequentes (Figura 3b). Os gêneros com menores frequências de ocorrência foram *Alotanypus*, *Corynoneura*, *Fissimentum* e

Paratendipes que ocorreram apenas no Alto PB e *Cricotopus* que ocorreu apenas no rio Taperoá (Tabela 3).

Foram observadas diferenças na densidade (ANOVA, $F_{2, 23} = 3,413$; $p = 0,050$) e riqueza (ANOVA, $F_{2, 23} = 5,265$; $p = 0,013$) de Chironomidae entre os segmentos de rio. Dentre eles, Alto PB x Taperoá ($p = 0,042$) foram significativamente distintos na densidade. Enquanto que, Taperoá x Médio PB ($p = 0,013$) foram diferentes na riqueza. Segundo a RLMH, a variação na densidade explicada pelas variáveis ambientais não foi significativa para os modelos que incorporaram as variáveis físicas e químicas da água ($R^2 = 0,198$; $F_{5, 20} = 0,989$; $p = 0,449$), morfométricas ($R^2 = 0,085$; $F_{4, 21} = 0,487$; $p = 0,745$), composição do sedimento ($R^2 = 0,175$; $F_{4, 21} = 1,112$; $p = 0,377$) e estrutura do habitat ($R^2 = 0,244$; $F_{7, 18} = 0,829$; $p = 0,576$). Por outro lado, a variação na riqueza foi explicada pelos modelos que incorporaram as variáveis físicas e químicas ($R^2 = 0,534$; $F_{5, 20} = 4,592$; $p = 0,006$), morfométricas ($R^2 = 0,489$; $F_{4, 21} = 5,025$; $p = 0,005$) e de composição do sedimento ($R^2 = 0,541$; $F_{4, 21} = 6,177$; $p = 0,002$). Apenas o modelo referente a estrutura do habitat não explicou a variação na riqueza de Chironomidae ($R^2 = 0,319$; $F_{7, 18} = 1,204$; $p = 0,350$).

A análise de classificação produziu grupos principalmente de acordo com as escalas espaciais maiores (segmentos e trechos de rio). Dentro dos segmentos, Alto PB e Taperoá foram mais similares e, entre os trechos, aqueles de maior hierarquia (T2 e T3) se mostraram mais semelhantes. Assim como para os táxons de macroinvertebrados, padrões de similaridade também não foram observados entre sítios e microhabitats (Figura 4b). O NMDS explicou 79,2% da variação no conjunto de dados (Stress= 11,75), com o segundo (19,4%) e terceiro (42,6%) eixos explicando uma maior parte da variação. A análise de ordenação revelou segregação na composição faunística (Figura 5c), sendo corroborado pelo MRPP que mostrou diferenças significativas entre segmentos de rio ($A = 0,057$; $p = 0,002$), dentre os quais o Alto PB x Médio PB ($A = 0,054$; $p = 0,005$) e Taperoá x Médio PB ($A = 0,057$; $p = 0,0024$)

foram significativamente distintos. Também foram observadas diferenças significativas entre os trechos de rio ($A = 0,046$; $p = 0,007$), dentre os quais 1×2 ($A = 0,057$; $p = 0,006$) e 1×3 ($A = 0,040$; $p = 0,038$) foram diferentes. Em relação aos sítios de coleta, não foram observadas diferenças significativas ($p = 0,94$). Dentre os gêneros mais importantes para o agrupamento observado na NMDS (Figura 4d), *Ablabesmya* ($IV = 43,9$; $p = 0,03$), *Labrundinia* ($IV = 55,6$; $p = 0,008$) e *Paratanytarsus* ($IV = 49,9$; $p = 0,02$) foram indicadores significativos do rio Taperoá. Enquanto que, *Djalmabatista* ($IV = 62,5$; $p = 0,001$) foi indicador do Alto PB. Em relação aos trechos, *Paratanytarsus* ($IV = 47,7$; $p = 0,03$) e *Procladius* ($IV = 53,6$; $p = 0,02$) foram indicadores do trecho 2. Enquanto que, apenas *Aedokritus* ($IV = 45,5$; $p = 0,03$) foi indicador significativo do trecho 3.

Os três primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica explicaram 50,3% da variação espacial na composição de Chironomidae, com uma variância total ("inertia") de 2,318. A maior parte da variação de acordo com as correlações entre as variáveis ambientais e os eixos da CCA foi explicada pelo primeiro eixo (21,2%), com 18,9% sendo explicado segundo eixo. A relação entre a composição de Chironomidae e as variáveis ambientais não foi significativa segundo os testes de Monte Carlo para os Eigenvalores ($p = 0,424$) e para as correlações táxons-ambiente ($p = 0,599$). No entanto, de acordo com as correlações entre-grupos entre as variáveis ambientais e os eixos da CCA (ver Tabela 4 e Figura 6b) as variáveis mais importantes explicando a composição de Chironomidae foram cobertura vegetal, lama, capim e areia.

O particionamento aditivo da diversidade mostrou que na escala de microhabitat (α) a diversidade observada é significativamente menor do que o esperado sob o modelo nulo ($p = 0,001$). A magnitude relativa do componente β_1 (entre microhabitats) foi baixa e significativamente menor do que o esperado ($p = 0,011$). Valores do componente β_2 (entre sítios) foi igual ao esperado para a randomização ($p = 0,155$). Esse componente representou

14,51% do total da diversidade de quironomídeos. O componente β_3 (entre trechos) apresentou maior diversidade do que a esperada a partir do modelo ($p = 0,001$) e representou 21,77% da diversidade total. O componente β_4 (entre segmentos) foi o que mais contribuiu para a diversidade regional (γ) de Chironomidae representando 30,66% da diversidade. Esse componente também apresentou diversidade observada maior do que a esperada pelo modelo ($p = 0,001$) (Figura 7b).

Discussão

A composição da comunidade de macroinvertebrados observada no presente estudo está de acordo com demais observações para a região semiárida do Brasil (Silva-Filho & Maltchik, 2000; Abílio et al., 2007; Andrade et al., 2008; Rocha et al., 2012; Carvalho et al., 2013), sendo representada por maiores densidades de Chironomidae e Thiaridae. Especialmente em rios de caráter intermitente, esses grupos são selecionados pela variação do habitat que favorece colonizadores rápidos e táxons com o potencial de se tornarem amplamente distribuídos (Carvalho et al., 2013). Por outro lado, o gastrópode Thiaridae foi representado pela espécie *Melanoides tuberculatus* caracterizada como espécie exótica invasora que, pela ausência de predador natural, tem o potencial de dominar as comunidades bentônicas nos ambientes que coloniza (Leão et al., 2011).

A despeito da sua importância para a comunidade bentônica, estudos recentes sobre a diversidade e distribuição de Chironomidae na região semiárida do Brasil ainda são incipientes (Farias et al., 2012; Rocha et al., 2012) e/ou limitados a sistemas lênticos (Silva-Filho 2004; Abílio et al. 2005; Brito-Júnior et al. 2005). No presente estudo, a maior parte dos gêneros observados pertenceram a subfamília Chironominae, frequentemente dominante em regiões tropicais e subtropicais (Serrano et al. 1998). Dentre os gêneros de Chironominae, *Chironomus* e *Paratanytarsus* foram os mais representativos. Estes organismos são

oportunistas, adaptando-se aos diferentes tipos de habitats e apresentando resistência às variações nas condições ambientais (Epler, 1995).

A análise de ordenação mostrou segregação na composição faunística em escalas espaciais mais elevadas (segmento e trecho), não sendo observadas diferenças significativas em menor escala (manchas de habitat ou poças). Apesar de localizados dentro da mesma bacia, diferenças na composição da fauna entre os segmentos de rio podem ser causados por diferenças no ambiente físico (Heino et al., 2003) ou distâncias geográficas (Clarke et al., 2008).

A RLMH mostrou a influência dos parâmetros ambientais como variáveis físicas e químicas da água, estrutura do habitat, composição do sedimento e morfometria na densidade e/ou riqueza dos táxons de macroinvertebrados e gêneros de Chironomidae. Esses resultados foram corroborados pela CCA que mostrou que as variáveis mais importantes explicando a composição da fauna foram: transparência, altitude, cobertura vegetal e folhiço para os táxons de macroinvertebrados e cobertura vegetal, capim, lama e areia para os gêneros de Chironomidae. Dentre os parâmetros físicos e químicos da água, a transparência está relacionada com a quantidade de material inorgânico e orgânico em suspensão na coluna d'água e interfere na penetração vertical da luz solar, podendo afetar concentrações de oxigênio dissolvido e temperatura no sedimento; que por sua vez, afeta a condutividade e pH (Esteves, 1998). Além da transparência revelada pela análise, outros parâmetros como condutividade e pH mostraram forte correlação com os eixos da CCA (ver Tabela 4). Os parâmetros físicos e químicos medidos podem ser influenciados por fatores regionais (ex. geomorfologia da bacia), locais (ex. fluxo de água, morfologia da poça) ou ambos (Oliveira, 2005; Medeiros & Arthington, 2001). Isso associado ao fato de que, muitos fatores estão correlacionados no espaço e atuam simultaneamente sobre os organismos (Medeiros et al., 2008; Medeiros & Arthington, 2011) torna difícil estabelecer as verdadeiras relações entre

variáveis físicas e químicas e a fauna de macroinvertebrados em rios intermitentes do semiárido (Carvalho et al., 2013). Outro fator explicativo foi a altitude, que no presente estudo, representa um quantificador do nível hierárquico do rio (Carvalho et al., 2013) e pode ser um importante preditor da riqueza de macroinvertebrados (Jacobsen, 2004; Carvalho et al., 2013). Contudo, tal relação pode não ser significativa nos locais estudados por apresentarem pequenas diferenças altitudinais de até 1000m (sendo de 164,99m no Médio PB a 523,56m no rio Taperoá) (Stenert & Maltchik, 2007).

A estrutura do habitat e composição do sedimento ainda são consideradas as principais determinantes da diversidade biológica em rios de regiões secas fornecendo áreas de refúgios e alimentação para a biota (Medeiros et al., 2008; Farias et al., 2012; Carvalho et al., 2013). Dentre os elementos do habitat, a cobertura vegetal representa influência da vegetação ripária que contribui com uma grande quantidade de detritos de origem terrestre (Vannote et al., 1980). Os depósitos de folhiço sustentam elevadas densidades de macroinvertebrados, pois aumentam a superfície de colonização e oferecem proteção e abrigo para os organismos (Rezende, 2007; Sanseverino & Nessimian, 2008). De forma semelhante, o tipo de sedimento é um importante microhabitat que influencia a composição das assembleias de macroinvertebrados, notadamente insetos aquáticos (Stenert et al., 2008). Entre as variáveis mais importantes relacionadas ao sedimento estão: a estabilidade e heterogeneidade (Minshall, 1984). Partículas menores proporcionam uma menor estabilidade ao sedimento e, conseqüentemente menor riqueza e densidade de organismos (Minshall, 1984). Além disso, sedimentos mais heterogêneos oferecem uma maior variedade de microhabitats e são, portanto, geralmente associados a uma maior riqueza, agindo sobre a diversidade em escala local (Bueno et al., 2003).

As análises de particionamento da diversidade reforçaram a importância dos segmentos de rio (β_4) e menor importância de sítios e microhabitats para a diversidade

regional. O alto componente beta observado na maior escala (ex. segmento de rio) está de acordo com demais observações em ecossistemas lóticos (Heino et al., 2004; Robson et al., 2005; Clarke et al. 2008; Ligeiro et al., 2010). Por outro lado, escalas espaciais menores adicionaram pouca heterogeneidade. Em rios de regiões secas, a desconexão entre manchas de habitat (poças) é acompanhada por uma diminuição da diversidade local (α), devido à redução do habitat, dominância de espécies generalistas e distância das fontes externas de organismos para a colonização (Sheldon et al., 2010). Com o aumento do tempo de desconexão entre poças e a medida em que o habitat se torna mais restrito, as espécies que não possuem resistência ou resiliência ao distúrbio são progressivamente filtradas do grupo regional (McKinney & Lockwood, 1999; Sheldon, 2003; Chase, 2007; Jacobsen & Dangles. 2012). Assim, a variação na composição das assembleias tende a ser maior entre poças (β_2), do que entre locais dentro das poças (β_1) (Sheldon et al., 2010). Esse padrão foi observado para macroinvertebrados (Ávila et al., 2011) e zooplâncton (Melo & Medeiros, 2013) em rios de regiões secas e pode explicar a baixa contribuição da escala espacial fina (microhabitats) neste estudo.

O presente estudo prevê a segregação espacial de macroinvertebrados bentônicos no gradiente longitudinal do rio, com as escalas espaciais maiores (segmento e trecho) representando as maiores fontes de variação. Diferenças nos padrões das assembleias podem ser explicadas pelas escalas em que organismos estão respondendo a fatores ambientais variando nas mesmas escalas (ver Cooper et al. 1997 e Capítulo I). Dessa forma, a capacidade do organismo em detectar e responder a heterogeneidade ambiental (Boyero, 2003) dependendo, por exemplo, da mobilidade, tipo de alimentação e tamanho corporal (Murphy et al. 1998) é um fator importante que conduz essa relação (Boyero, 2003). Além disso, a baixa variação encontrada em menor escala (sítio ou poça) pode ser explicada pela desconexão entre as manchas de habitat que aumenta as pressões seletivas ao longo do tempo resultando em

assembleias homogêneas formadas por espécies generalistas, muitas das quais apresentam pouca especificidade de habitat (Sheldon et al., 2003). No entanto, generalizações sobre a importância relativa de cada componente espacial devem ser evitadas considerando que as amostragens foram realizadas apenas durante o período chuvoso e que um padrão diferente pode ser observado no período seco.

Referências

- ABÍLIO, F.J.P.; GESSNER, A.A.F.; WATANABE, T. & LEITE, R.L. *Chironomus* gr. *decorus* (Diptera: Chironomidae) e outros insetos aquáticos de um açude temporário do semiárido paraibano, Brasil. *Entomología y Vectores*, 12(2): 233-242, 2005.
- ABÍLIO, F.J.P.; RUFFO, T.L.M.; SOUZA, A.H.F.F.; OLIVEIRA-JÚNIOR, E.T.O.; MEIRELES, B.N. & SANTANA, A.C.D. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da caatinga. *Oecologia Brasiliensis*, 11:397-409, 2007.
- ANDRADE, H.T.A.; SANTIAGO, A.S. & MEDEIROS, J.F. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos com enfoque nos insetos aquáticos do rio Piranhas-Assu, Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. *EntomoBrasilis*, 1(3):51-56, 2008.
- ARAÚJO, L.E. Análise estatística de chuvas intensas na bacia hidrográfica do Rio Paraíba. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 23(2): 162-169, 2006.
- ARSCOTT, D.B.; LARNED, S.T.; SCARSBROOK, M.R. & LAMBERT, P. Aquatic invertebrate community structure along an intermittence gradient: Selwyn River, New Zealand. *Journal of the North American Benthological Society*, 29: 530-545, 2010.
- ÁVILA, A.C; STENERT, C. & MALTCHIK, L. Partitioning Macroinvertebrate Diversity Across Different Spatial Scales in Southern Brazil Coastal Wetlands. *Wetlands*, 31: 459-469, 2011.
- AGÊNCIA EXECUTIVA DE GESTÃO DAS ÁGUAS DO ESTADO DA PARAÍBA (AESAs), 2011. Disponível em: <<http://www.aesa.pb.gov.br/comites/paraiba/>> Acesso em 26 de dezembro de 2016.
- BAPTISTA, D.F.; NESSIMIAN, J.L. & MUGNAI, R. **Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora. 2010, 176 p.
- BIONDINI, M.E.; BONHAM, C.D. & REDENTE, E.F. Secondary successional patterns in a sagebrush (*Artemisia tridentata*) community as they relate to soil disturbance and soil biological activity. *Vegetatio*, 60: 25-36, 1985.
- BOUCKAERT, F.W. & DAVIS, J. Microflow regimes and the distribution of macroinvertebrates around stream boulders. *Freshwater Biology*, 40: 77-86, 1998.
- BOYERO, L. Multiscale patterns of spatial variation of stream macroinvertebrate communities. *Ecological Research*, 18: 365-379, 2003.
- BUENO, A.A.P.; BOND-BUCKUP, G. & FERREIRA, B.D.P. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20(1): 115-125, 2003.
- BUSS, D.F.; BAPTISTA, D.F.; SILVEIRA, M.P.; NESSIMIAN, J.L. & DORVILLÉ, L.F.M. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia*, 481: 125-136, 2002.

- BUSS, D.F.; BAPTISTA, D.F.; NESSIMIAN, J.L. & EGLER, M. Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 518:179-188, 2004.
- CARVALHO, L.K.; FARIAS, R.L.; MEDEIROS, E.S.F. Benthic invertebrates and the habitat structure in an intermittent river of the semi-arid region of Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, 8(2): 57-67, 2013.
- COOPER, S.D.; BARMUTA, L.; SARNELLE, O.; KRATZ, K. & DIEHL, S. Quantifying spatial heterogeneity in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 174–188, 1997.
- CHASE, J.M. Drought mediates the importance of stochastic community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104: 17430 – 17434, 2007.
- CLARKE, A.; NALLY, R.M.; BOND, N. & LAKE, P.S. Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review. *Freshwater Biology*, 53: 1707–1721, 2008.
- CLARKE, A.; NALLY, R.M.; BOND, N.R. & LAKE, P.S. Conserving macroinvertebrate diversity in headwater streams: the importance of knowing the relative contributions of α and β diversity. *Diversity and Distributions*, 16:725–736, 2010.
- CRIST, T.O.; VEECH, J. A.; GERING, J. C. & SUMMERVILLE, K. S. Partitioning species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of α , β , and γ diversity. *American Naturalist*, 162(6): 734–743, 2003.
- DINIZ-FILHO, J.A.F.; TERRIBILE, L.C.; DE-OLIVEIRA, G. & RANGEL, T.F. Padrões e processos ecológicos e evolutivos em escala regional. *Megadiversidade*, 5: 516, 2009.
- DOBSON, M. Aggregation of *Potamophylax cingulatus* (Trichoptera: Limnephilidae) larvae in response to possible food limitation in a southern French stream. *Archiv für Hydrobiologie*, 145(3): 317-329, 1999.
- EPLER, J.H. 1995. **Identification Manual for the Larval Chironomidae (Diptera) of Florida**. FL Tallahassee: Dept. Environ. Protection, 1995.
- ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed, Rio de Janeiro: Interciência, 1998, 602 p.
- FARIAS, R.L.; CARVALHO, L.K. & MEDEIROS, E.S.F. Distribution of chironomidae in a semiarid Intermittent river of Brazil. *Neotropical Entomology*, 41: 450–460, 2012.
- FARIAS, R.L.; ALENCAR, T.F.B.; LIMA, J.A.S. & MEDEIROS, E.S.F. Analysis of the error associated with the subsampling of Chironomidae in an intermittent stream of semi-arid Brazil, *Biota Neotropica*, 15(1): 1-4; 2015.
- GERING, J.C.; CRIST, T.O. & VEECH, J.A. Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: implications for regional conservation of biodiversity. *Conservation Biology*, 17: 488–499, 2003.
- GODSEY, S.E. & KIRCHNER, J.W. Dynamic, discontinuous stream networks: hydrologically driven variations in active drainage density, flowing channels and stream order. *Hydrological Processes*, 28: 5791–5803, 2014.
- HAWKING, J.H. & SMITH, F.J. **Colour guide to invertebrates of Australian Inland waters**. Albury: Co-operative Research Centre for Freshwater Ecology, v.8, 1997, 213p.
- HEINO, J.; MUOTKA, T. & PAAVOLA, R. Determinants of macroinvertebrate diversity in headwater streams: regional and local influences. *The Journal of Animal Ecology*, 72: 425–434, 2003.
- HEINO, J.; LOUHI, P. & MUOTKA, T. Identifying the scales of variability in stream macroinvertebrate abundance, functional composition and assemblage structure. *Freshwater Biology*, 49: 1230–1239, 2004.
- HUMPHRIES, P. & BALDWIN, D.S. Drought and aquatic ecosystems: an introduction. *Freshwater Biology*, 48(7): 1141-1146, 2003.

- JACOBSON, P.J.; JACOBSON, K.M.; ANGERMEIER P.L. & CHERRY D.S. Variation in material transport and water chemistry along a large ephemeral river in the Namib Desert. *Freshwater Biology*, 44: 48–491, 2000.
- JACOBSEN, D. Constrasting patterns in local and zonal family richness of stream invertebrates along an Andean altitudinal gradient. *Freshwater Biology*, 49: 1293-1305, 2004.
- JACOBSEN, D. & DANGLES, O. Environmental harshness and global richness patterns in glacier-fed streams. *Global Ecology and Biogeography*, v.21, p: 647-656, 2012.
- JOLY, C.A.; SPIGOLON, J.R.; LIEBERG, S.A.; SALIS, S.M.; AIDAR, M.P.M. et al. Projeto Jacaré-Pepira O desenvolvimento de um modelo de recomposição da mata ciliar com base na florística regional. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. (Eds.). **Mata ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Edusp, 2001, p. 271-287.
- KIKUCHI, R.M. & UIEDA, V.S. Composição da Comunidade de Invertebrados de um Ambiente Lótico Tropical e sua Variação Espacial e Temporal. In: NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO, A.L (Eds.). **Ecologia de insetos aquáticos**. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, Série Oecologia Brasiliensis, 5: 157–173, 1998.
- LAKE, P.S. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology*, 48: 1161-1172, 2003.
- LARNED, S.T.; ARSCOTT, D.B.; SCHMIDT, J. & DIETRICH, J.C. A framework for analyzing longitudinal and temporal variation in river flow and developing flow-ecology relationships. *Journal of the American Water Resources Association*, 46: 541–553, 2010.
- LEAL, I.R.; SILVA, J.M.C.; TABARELLI, M. Ecologia e conservação da Caatinga: uma introdução ao desafio. In: LEAL, I. R.; SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. (Eds.) **Ecologia e Conservação da Caatinga**. Recife: EDUFPE, 2003, p.13-16.
- LEÃO, T.C.C.; ALMEIDA, W.R.; DECHOUM, M.S. & ZILLER, S.R. (Eds.). **Espécies Exóticas Invasoras no Nordeste do Brasil: Contextualização, Manejo e Políticas Públicas**. Recife: CEPAN, Instituto Hórus, 2011, 99p.
- LIGEIRO, R.; MELO, A.S. & CALLISTO, M. Spatial scale and the diversity of macroinvertebrates in a Neotropical catchment. *Freshwater Biology*, 55:424–435, 2010.
- MALTCHIK, L.; LANÉS, L.E.K.; STERNET, C. & MEDEIROS, E.S.F. Species-area relationship and environmental predictors of fish communities in coastal fresh water wetlands of southern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 88: 25-35, 2010.
- MARSHALL, J.C.; SHELDON, F.; THOMS, M. & CHOY, S. The macroinvertebrate fauna of Australia dryland river: spatial and temporal patterns and environmental relationships. *Marine and Freshwater Research*, 57: 61-74, 2006.
- MATTHEWS, W.J. **Patterns in Freshwater Fish Ecology**. New York: Chapman & Hall, 1998.
- MEDEIROS, E.S.F.; SILVA, M.J. & RAMOS, R.T.C. Application of catchment and local-scale variables of aquatic habitat characterization and assessment in the Brazilian Semi-arid Region. *Neotropical Biology and Conservation*, 1(3): 13-20, 2008.
- MEDEIROS, E.S.F. & ARTHINGTON, A.H. Flood Inundation and the Temporal Dynamics of Floodplain Waterholes in na Australian Dryland River. In: ALVAREZ, M.A. (Ed.). **Floodplains: Physical Geography, Ecology and Societal Interactions**. New York: Nova Science Publishers, 2011, p. 127-177.
- MELO, A.S. Explaining dissimilarities in macroinvertebrate assemblages among stream sites using environmental variables. *Zoologia*, 26 (1): 79–84, 2009.
- MINSHALL, G.W. Aquatic insect-substratum relationships. In: RESH, V.H. & ROSENBERG, D.M. (Eds.). **The ecology of Aquatic Insects**. New York: Praeger Publishers, p.358-400, 1984.

- MORETTI, M.S. & CALLISTO, M. Biomonitoring of benthic macroinvertebrates in the middle Doce River watershed. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 17: 267-282, 2005.
- MUGODO, J.; KENNARD, P.; LISTON, S.; NICHOLS, S.; LINKE, R. H. & LINTERMANS, M. Local stream habitat variables predicted from catchment scale characteristics are useful for predicting fish distribution. *Hydrobiologia*, 572:59- 70, 2006.
- MOLOZZI, J.; HEPP, L.U. & CALLISTO, M. The additive partitioning of macroinvertebrate diversity in tropical reservoirs. *Marine and Freshwater Research*, 64: 609–617, 2013.
- McCAFFERTY, W.P. **Aquatic Entomology: The Fishermen's and Ecologists' Illustrated Guide to Insects and Their Relatives**. Boston: Jones and Bartlett Publishers, INC., 1998, 448p.
- McCUNE, B. & GRACE, J.B. **Analysis of Ecological Communities**. Oregon: MjM Software Design Gleneden Beach, 2002.
- McCUNE, B. & MEFFORD, M.J. **PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data**. Version 7.02. Oregon: MjM Software, 2016.
- MCKINNEY, M.L. & LOCKWOOD, J.L. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, 14: 450 – 453, 1999.
- OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; O'HARA, R.G.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.H.H. & WAGNER, H. **Vegan: Community Ecology Package**. (R package version 1.17–0. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>), 2012.
- PALMER, C.; PALMER, A.; O'KEEF, J. & PALMER, R. Macroinvertebrate community structure and altitudinal changes in the upper reaches of a warm temperature southern African river. *Freshwater Biology*, 32:337-348, 1994.
- PEEL, M.C.; FINLAYSON, B.L. & McMAHON, T.A. Updated world map of the Koppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11: 1633–1644, 2007.
- PECKARSKY, B.L. & DODSON, S.I. An experimental analysis of biological factors contributing to stream community structure. *Ecology*, 61:1283-1290, 1980.
- POFF, N.L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 391–409, 1997.
- POWER, M.E.; SUN, A.; PARKER, M.; DIETRICH, W.E. & WOOTTON, J.T. Hydraulic food-chain models: an approach to the study of food-web dynamics in large rivers. *BioScience*, 45: 159–167. 1995.
- QUINN, G. & KEOUGH, M. **Experimental design and data analysis for biologists**. Cambridge: Cambridge University Press, 2002.
- RABENI, C.F. & MINSHALL, G.W. Factors affecting microdistribution of stream benthic insects. *Oikos*, 29: 33-43, 1977.
- REZENDE, C.F. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados associados ao folh o submerso de remanso e correnteza em igarap s da Amaz nia Central. *Biota Neotropica*, 7(2):301-305, 2007.
- RIBEIRO, D.B.; PRADO, P.I.; BROWN, K.S. JR & FREITAS, A.V.L. Additive partitioning of butterfly diversity in a fragmented landscape: importance of scale and implications for conservation. *Diversity and Distributions*, 14: 961–968, 2008.
- ROBSON, B.J.; HOGAN, M. & FORRESTER, T. Hierarchical patterns of invertebrate assemblage structure in stony upland streams change with time and flow permanence. *Freshwater Biology*, 50: 944–953, 2005.

- ROCHA, L.G; MEDEIROS, E.S.F.; ANDRADE, H.T. A. Influence of flow variability on macroinvertebrate assemblages in an intermittent stream of semi-arid Brazil. *Journal Arid Environmental*, 85: 33–40, 2012.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <http://www.R-project.org/>, 2015.
- SANSEVERINO, A.M. & NESSIMIAN, J.L. Larvas de Chironomidae (Diptera) em depósitos de folhiço submerso em um riacho de primeira ordem da Mata Atlântica (Rio de Janeiro, Brasil). *Revista Brasileira de Entomologia*, 52(1):95-104, 2008.
- SERRANO, M.A.S.; SEVERI, W. & TOLEDO, V.S.J. Comunidade de Chironomidae e outros macroinvertebrados em um rio tropical de planície - Rio Bento Gomes/MT. In: **Ecologia de Insetos Aquáticos**. NESSIMIAN, J.L. & CARVALHO, A.L. (Eds.). Série Oecologia Brasiliensis, Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, p. 265-278, 1998.
- SILVA, L.M.T. Nas margens do rio Paraíba do Norte. *Cadernos do Logepa*, 2(2): 74-80, 2003.
- SILVA-FILHO, M.I. & MALTCHIK, L. Stability of macroinvertebrates to hydrological disturbance by flood and drought in na Brazilian semi-arid river (NE Brasil). *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 27: 2661-2666, 2000.
- SILVA-FILHO, M.I. 2004. Perturbação hidrológica estabilidade e diversidade de macroinvertebrados em uma zona úmida (lagoas intermitentes) do semi-árido brasileiro. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- SOKAL, R.R. & ROHLF, F.J. **Biometry: the principles and practice of statistics in biological research**. São Francisco: W. H. Freeman, 1969.
- SHELDON, F.; BOULTON, A.J & PUCKRIDGE, J. T. Conservation value of variable connectivity: aquatic invertebrate assemblages of channel and floodplain habitats of a central Australian arid-zone river, Copper Creek. *Biological Conservation*, v.103, p: 13-31, 2002.
- SHELDON, F.; BOULTON, A.J. & PUCKRIDGE, J.T. Variable connection structures invertebrate composition in dryland rivers. *Records of the South Australian Museum Monograph Series*, 7: 119–130, 2003.
- SHELDON, F; BUNN S.A.; HUGHES J.M.; ARTHINGTON A.H.; BALCOMBE, S.R. & FELLOWS, C.S. Ecological roles and threats to aquatic refuge in arid landscapes: dryland river waterholes. *Marine and Freshwater Research*, v.61, n.8, p.885–895, 2010.
- SHERIDAN, J.C. & LYNDALL, G.S. **SPSS: analysis without anguish**. Versão 10.0 para windows. Brisbane: John Wiley & Sons Austrália, 2001, 266p.
- SHMIDA, A. & WILSON, M.V. Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography*, 12: 1–20, 1985.
- STENERT, C.; BACCA, R.C.; MOSTARDEIRO, C.C. & MALTCHIK, L. Environmental predictors of macroinvertebrate communities in coastal wetlands of southern Brazil. *Marine and Freshwater Research*, 59:540–548, 2008.
- TOWNSEND, C.R. & HILDREW, A.G. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology*, 31: 265–275, 1994.
- THOMAZ, S.M.; DIBBLE, E.D.; EVANGELISTA, L.R.; HIGUTI, J. & BINI, L.M. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biology*, 53: 358–367, 2008.
- TRIVINHO-STRIXINO, S. **Larvas de Chironomidae. Guia de identificação**. São Carlos: Depto. Hidrobiologia/Lab. Entomologia Aquática/UFSCar, 2011, 371p.
- VINSON, M.R. & HAWKINS, C.P. Biodiversity of stream insects: variation at local, basin and regional scales. *Annual Review of Entomology*, 43: 271–293, 1998.

- WÜRDIG, N.L.; CENZANO, C.S.S. & MOTTA-MARQUES, D. Macroinvertebrate communities structure in different environments of the Taim Hydrological System in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 19(4): 427-438, 2007.
- VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, v.37, p:130-137, 1980.
- ZAR, J.H. **Biostatistical Analysis**, 4th Edition edn. New Jersey: Prentice Hall, Upper Saddle River, 1999.

Lista de Figuras

Figura 1. Área de estudo mostrando a localização dos sítios de amostragem na Bacia do rio Paraíba e Sub-bacia do rio Taperoá.

Figura 2. Modelo esquemático da amostragem hierárquica no rio Paraíba incluindo os três segmentos de rio ($n=3$), três trechos por segmento ($n=9$), três sítios por trecho ($n=27$) e três microhabitats por sítio ($n=81$).

Figura 3. Densidade média dos grupos mais comuns de macroinvertebrados (a) e gêneros mais comuns de Chironomidae (b) durante o ciclo hidrológico de 2015 ao longo do rio Paraíba.

Figura 4. Análise de Classificação (baseada na distância de Bray Curtis e método de agrupamento beta flexível, $\beta = -0,25$) para os táxons de macroinvertebrados (a) e gêneros de Chironomidae (b) coletados no rio Paraíba durante o período chuvoso de 2015. As siglas indicam: segmentos (A= Alto PB; T= Taperoá; M= Médio PB), trechos (T1-T3), sítios (S1-S3) e microhabitats (Hab1-Hab3).

Figura 5. Resultado da solução tri-dimensional da NMDS para os grupos de macroinvertebrados bentônicos (a-b) e gêneros de Chironomidae (c-d) nos locais amostrados ao longo do rio Paraíba. Os vetores mostram os táxons correlacionados ($r^2 > 0,3$) com os grupos revelados pela ordenação. As siglas indicam: segmentos (A= Alto PB; T= Taperoá; M= Médio PB), trechos (T1-T3) e sítios (S1-S3).

Figura 6. Biplot de CCA mostrando a composição dos táxons de macroinvertebrados (a) e gêneros de Chironomidae (b) nos locais amostrados ao longo do rio Paraíba (Δ) e as variáveis ambientais explicativas definidas pelo CCA (somente variáveis correlacionadas 30% ou mais com um dado eixo são mostradas).

Figura 7. Diversidade observada e esperada, dividida entre os componentes alfa e beta, expressa como porcentagem do total de riqueza para os táxons de macroinvertebrados (a) e

gêneros de Chironomidae (b). α : riqueza nos microhabitats, $\beta 1$: diversidade beta entre microhabitats; $\beta 2$: diversidade beta entre sites ou poças; $\beta 3$: diversidade beta entre os trechos de rio e $\beta 4$: diversidade beta entre os segmentos de rio.

Figura 1.

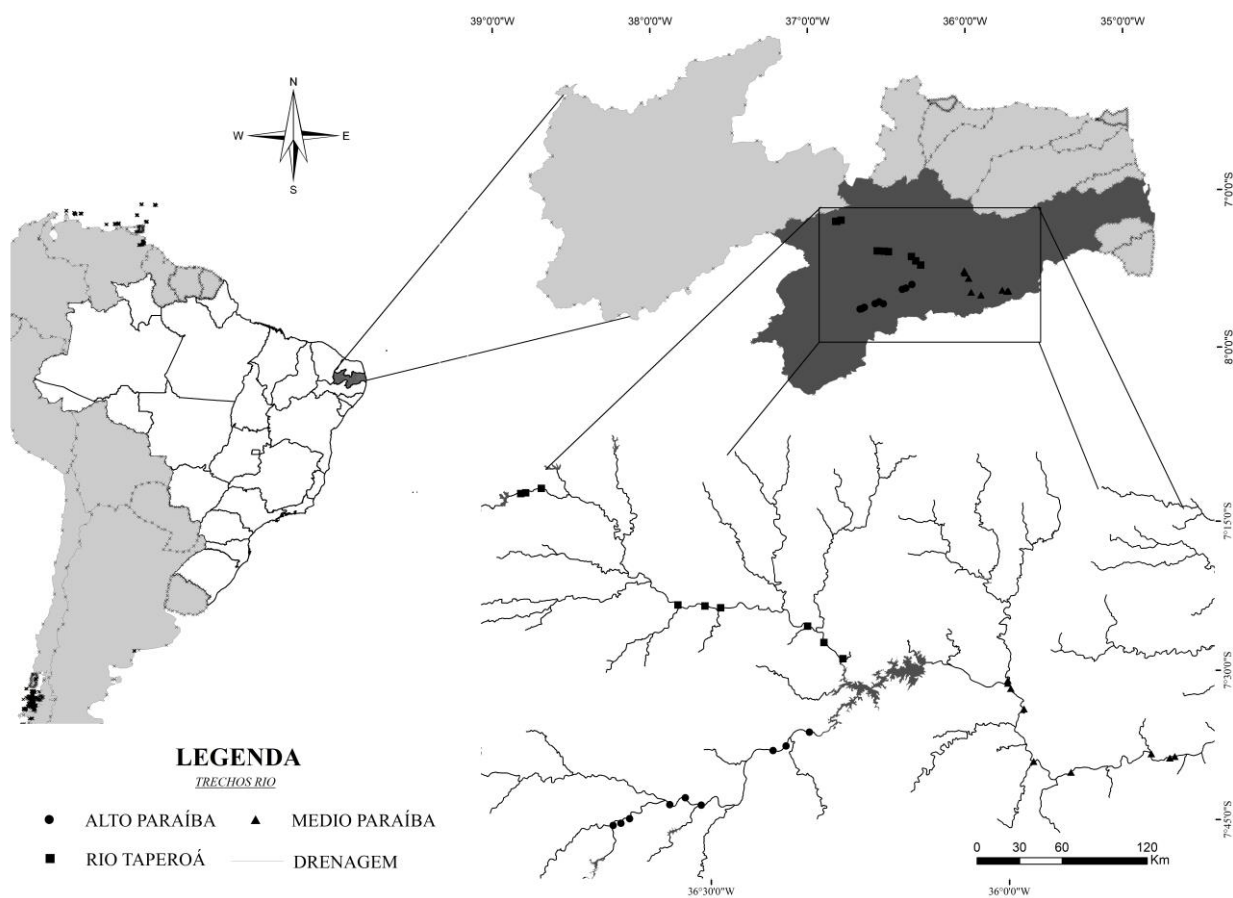


Figura 2.

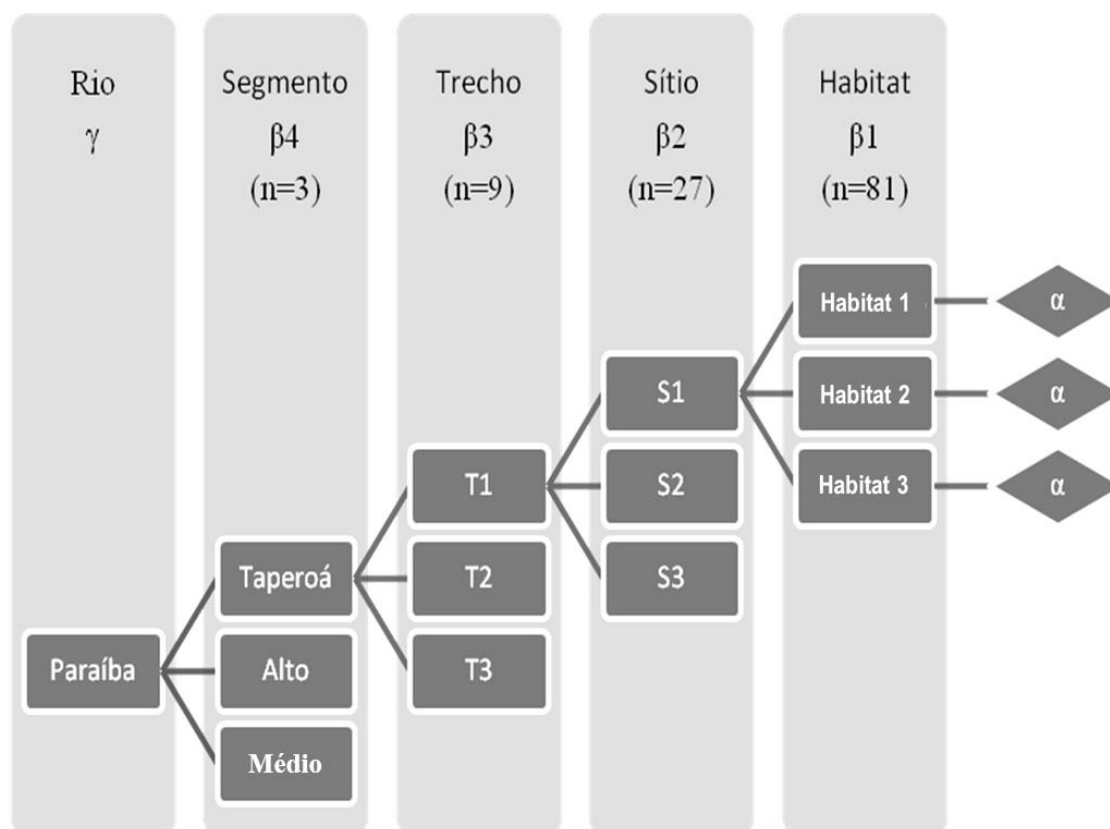


Figura 3.

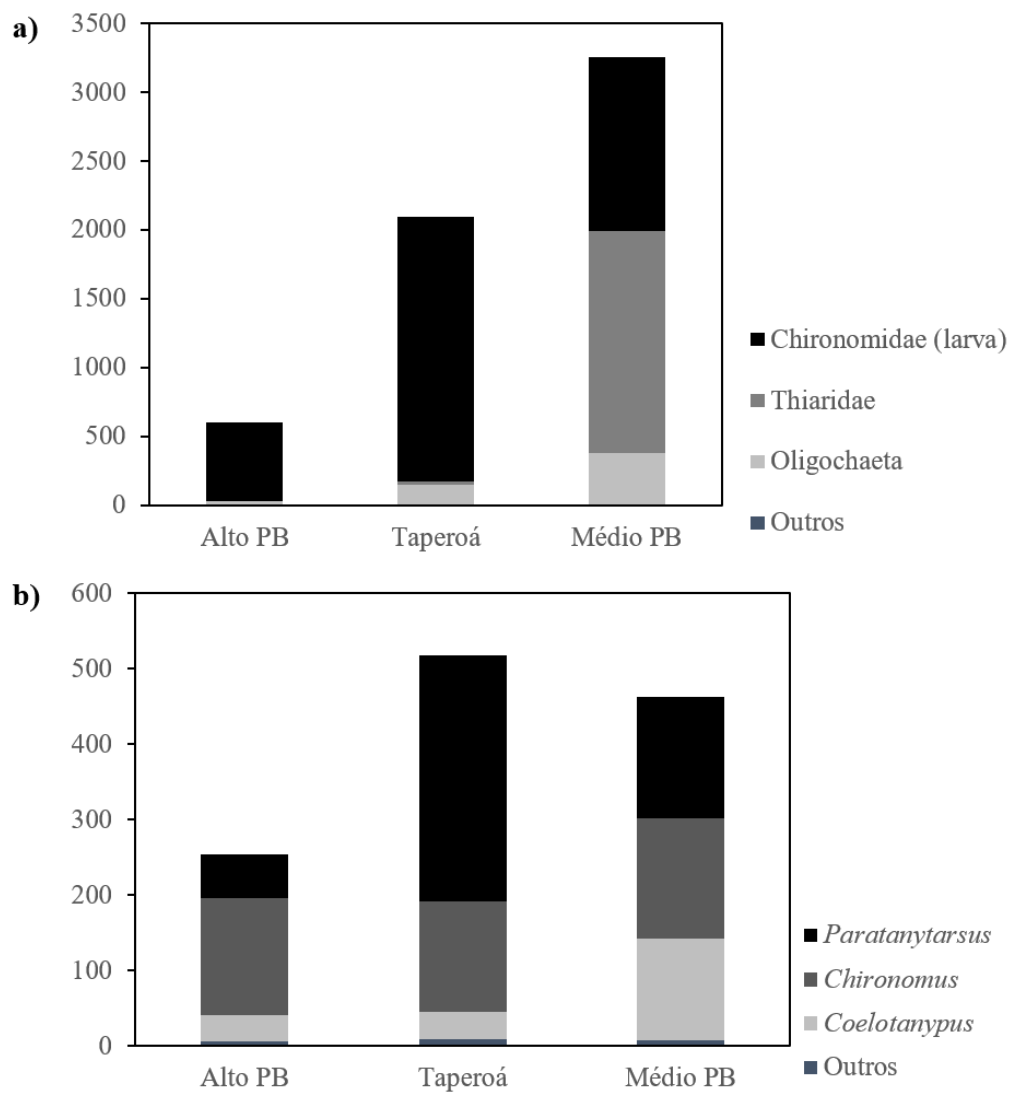


Figura 4.

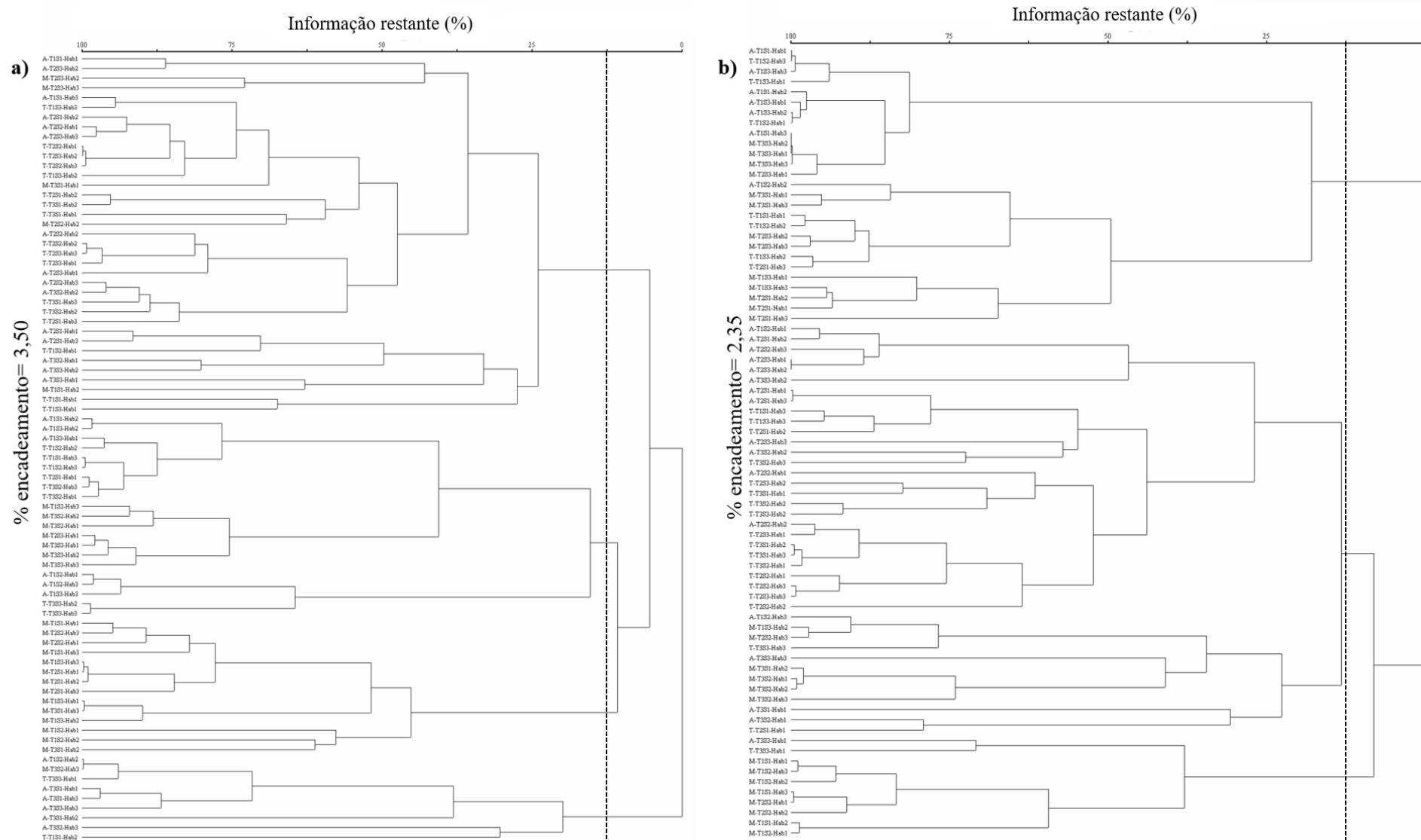


Figura 5.

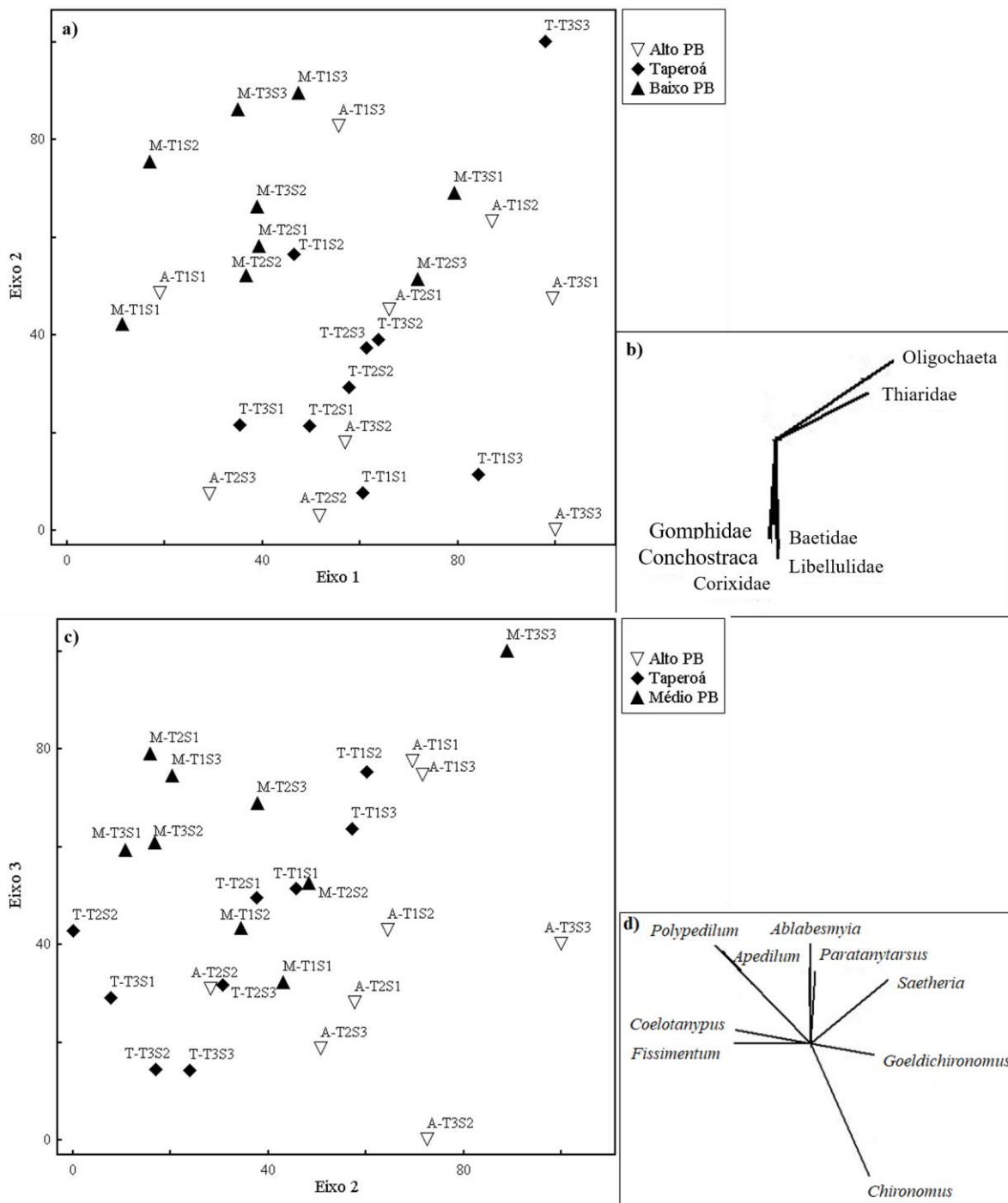


Figura 6.

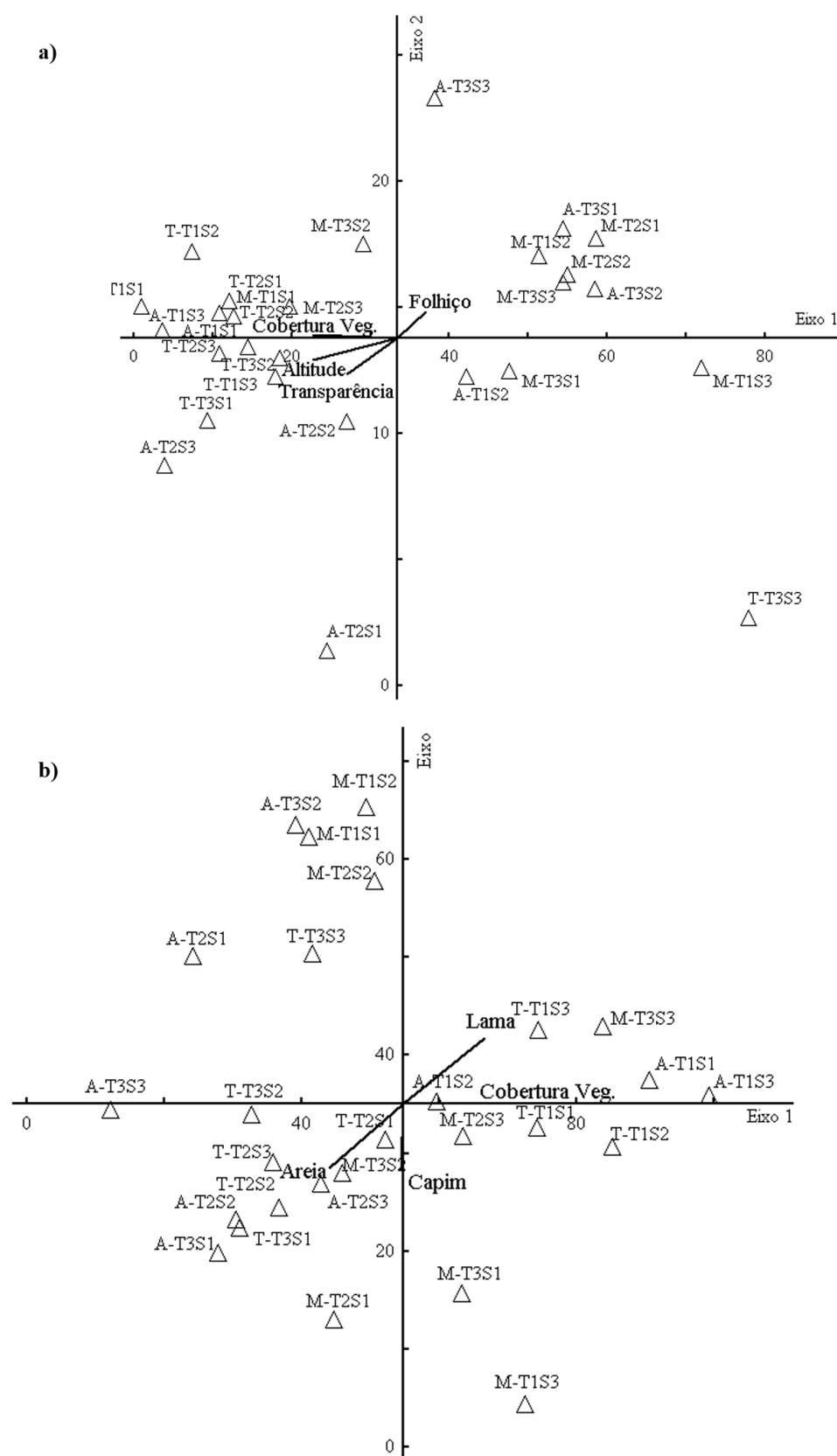


Figura 7.

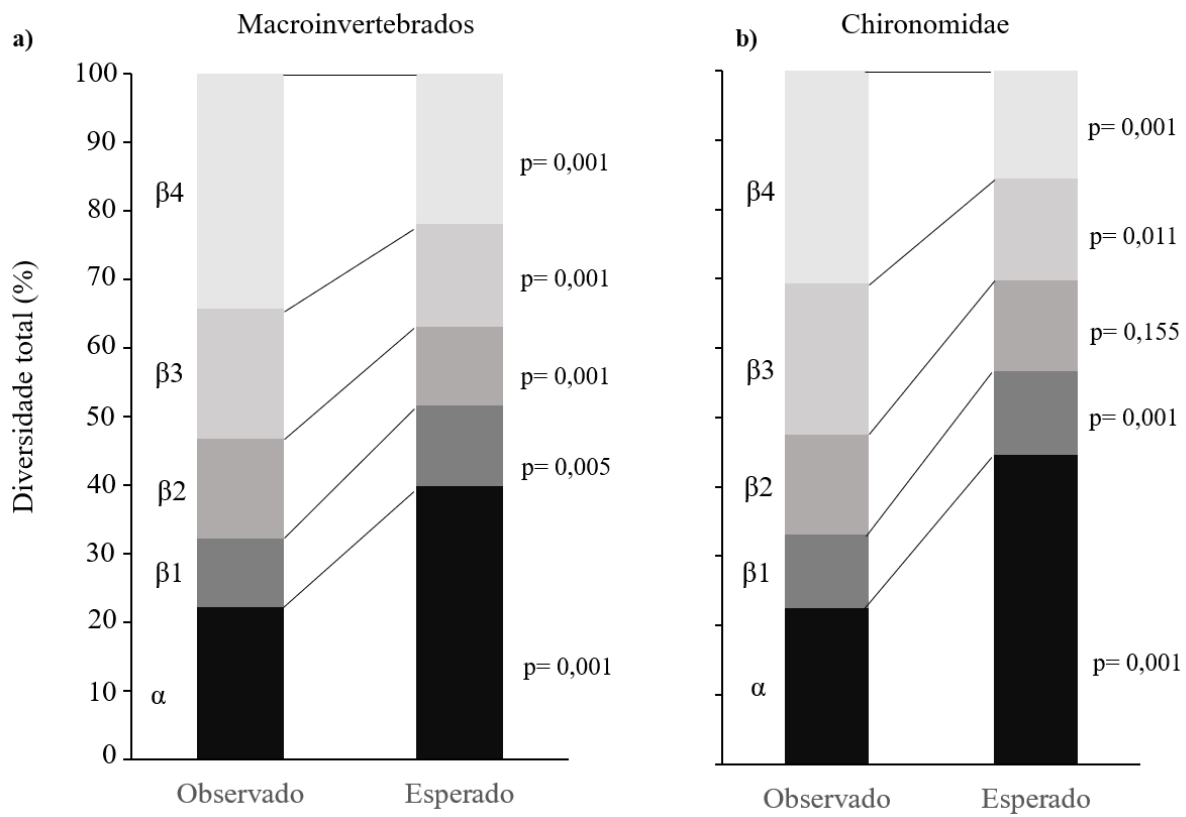


Tabela 1. Média ($\pm$ DP) e Mínimo-Máximo dos parâmetros ambientais mensurados ao longo do rio Paraíba durante o período chuvoso de 2015.

	Alto PB	Rio Taperoá	Médio PB	Min-Máx
Elementos do Habitat Marginal (%)				
Macrófitas	5,65($\pm$ 16,18)	0,05($\pm$ 0,14)	3,05($\pm$ 5,24)	3,05-16,20
Capim	0,42($\pm$ 0,72)	6,27($\pm$ 12,23)	12,41($\pm$ 13,75)	0,42-12,41
Vegetação Submersa	16,20($\pm$ 10,67)	7,80($\pm$ 12,01)	0,56($\pm$ 1,23)	0,56-16,20
Cobertura Vegetal	2,82($\pm$ 5,52)	1,85($\pm$ 2,60)	0,00($\pm$ 0,00)	0,00-2,82
Folhíço	2,36($\pm$ 3,12)	1,52($\pm$ 2,32)	1,20($\pm$ 1,48)	1,20-2,36
Algas	0,37($\pm$ 0,70)	5,51($\pm$ 7,29)	1,90($\pm$ 3,78)	0,37-5,51
Galhos	8,10($\pm$ 5,32)	3,75($\pm$ 5,46)	8,01($\pm$ 5,37)	3,75-8,10
Composição do Substrato (%)				
Lama	42,17($\pm$ 33,30)	45,97($\pm$ 45,56)	66,80($\pm$ 32,19)	42,17-66,80
Areia	53,84($\pm$ 31,93)	48,29($\pm$ 41,87)	21,43($\pm$ 25,37)	21,43-53,84
Cascalho	1,62($\pm$ 1,45)	1,34($\pm$ 1,35)	3,61($\pm$ 3,28)	1,62-3,61
Seixo	2,36($\pm$ 3,94)	0,60($\pm$ 1,30)	1,34($\pm$ 1,26)	0,60-2,36
Pedras	0,00($\pm$ 0,00)	1,62($\pm$ 3,57)	6,80($\pm$ 8,70)	0,00-6,80
Rocha matriz	0,00($\pm$ 0,00)	2,13($\pm$ 6,39)	0,00($\pm$ 0,00)	0,00-2,13
Qualidade da água				
Temperatura ($^{\circ}$ C)	27,84($\pm$ 2,59)	28,86($\pm$ 2,57)	29,30($\pm$ 2,13)	27,84-29,30
Condutividade (μ S/cm)	315,70($\pm$ 159,71)	650,15($\pm$ 252,42)	4919,48($\pm$ 3465,65)	315,70-4919,48
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	5,20($\pm$ 1,73)	6,78($\pm$ 1,53)	7,95($\pm$ 1,16)	5,20-7,95
Transparência da Água (cm)	29,88($\pm$ 20,45)	37,96($\pm$ 12,22)	19,90($\pm$ 6,41)	19,90-37,96
pH	7,66($\pm$ 0,42)	8,35($\pm$ 0,52)	9,41($\pm$ 0,38)	7,66-9,41
Morfometria				
Altitude (m)	443,21($\pm$ 37,17)	455,01($\pm$ 51,71)	252,47($\pm$ 73,46)	252,47-455,01
Profundidade (cm)	42,51($\pm$ 17,42)	55,88($\pm$ 30,20)	52,91($\pm$ 29,45)	42,51-55,88
Largura (m)	20,26($\pm$ 16,23)	22,02($\pm$ 24,41)	35,99($\pm$ 44,75)	20,26-35,99

Tabela 2. Densidade Média ($\pm$ DP) e Frequência de Ocorrência (%) dos táxons de macroinvertebrados bentônicos coletados ao longo do rio Paraíba, durante o período chuvoso de 2015.

Táxon	Alto PB	Rio Taperoá	Médio PB	FO(n=27)
Coleoptera				
Dytiscidae (larva)	2,31($\pm$ 3,44)	6,79($\pm$ 10,83)	0,00($\pm$ 0,00)	48,15
Dytiscidae (adulto)	0,15($\pm$ 0,31)	0,00($\pm$ 0,00)	0,00($\pm$ 0,00)	7,41
Elmidae (adulto)	0,00($\pm$ 0,00)	0,00($\pm$ 0,00)	0,23($\pm$ 0,69)	3,70
Hydrophilidae (larva)	3,40($\pm$ 6,50)	13,50($\pm$ 19,74)	14,20($\pm$ 29,01)	62,96
Diptera				
Ceratopogonidae	36,34($\pm$ 39,48)	33,33($\pm$ 32,05)	26,23($\pm$ 71,98)	96,30
Ceratopogonidae (pupa)	0,46($\pm$ 0,98)	6,80(19,60)	0,54($\pm$ 1,08)	25,93
Culicidae	0,00($\pm$ 0,00)	0,08($\pm$ 0,23)	0,00($\pm$ 0,00)	3,70
Chaoboridae	0,00($\pm$ 0,00)	0,00($\pm$ 0,00)	2,93($\pm$ 8,80)	3,70
Chironomidae	570,91($\pm$ 675,47)	1924,80($\pm$ 1071,50)	1263,19($\pm$ 1515,54)	100,00
Chironomidae (pupa)	7,56($\pm$ 8,21)	26,62($\pm$ 18,40)	27,39($\pm$ 33,39)	92,59
Stratiomyidae	0,00($\pm$ 0,00)	0,08($\pm$ 0,23)	0,00($\pm$ 0,00)	3,70
Tipulidae	1,47($\pm$ 3,63)	0,00($\pm$ 0,00)	5,25($\pm$ 15,74)	18,52
Ephemeroptera				
Baetidae	22,30 ($\pm$ 38,73)	17,59($\pm$ 28,61)	0,08($\pm$ 0,23)	59,26
Caenidae	34,10($\pm$ 72,44)	65,60($\pm$ 102,75)	7,01($\pm$ 20,26)	51,85
Hemiptera				
Belostomatidae	0,00($\pm$ 0,00)	0,08($\pm$ 0,23)	0,00($\pm$ 0,00)	3,70
Corixidae	17,59($\pm$ 32,30)	4,48($\pm$ 7,12)	0,38($\pm$ 0,70)	51,85
Naucoridae	5,40($\pm$ 16,20)	0,00($\pm$ 0,00)	0,00($\pm$ 0,00)	3,70
Notonectidae	0,00($\pm$ 0,00)	0,77($\pm$ 1,70)	0,00($\pm$ 0,00)	7,41
Veliidae	0,08($\pm$ 0,23)	0,00($\pm$ 0,00)	0,00($\pm$ 0,00)	3,70
Odonata				
Coenagrionidae	0,00($\pm$ 0,00)	0,15($\pm$ 0,31)	0,00($\pm$ 0,00)	7,41
Gomphidae	1,08($\pm$ 1,81)	2,24($\pm$ 2,64)	0,46($\pm$ 0,49)	59,26
Libellulidae	4,40($\pm$ 5,58)	10,03($\pm$ 10,00)	3,63($\pm$ 6,90)	70,37
Trichoptera				
Odontoceridae	0,00($\pm$ 0,00)	0,00($\pm$ 0,00)	0,43($\pm$ 1,39)	3,70
Acari				
Hidracarina	0,00($\pm$ 0,00)	0,00($\pm$ 0,00)	0,08($\pm$ 0,23)	3,70
Crustacea				
Atyidae	0,00($\pm$ 0,00)	0,00($\pm$ 0,00)	0,08($\pm$ 0,23)	3,70
Conchostraca	0,62($\pm$ 1,07)	0,77($\pm$ 1,45)	0,08($\pm$ 0,23)	25,93
Gastropoda				
Corbiculidae	0,00($\pm$ 0,00)	0,00($\pm$ 0,00)	0,15($\pm$ 0,46)	3,70
Planorbidae	0,23($\pm$ 0,69)	12,11($\pm$ 35,56)	13,90($\pm$ 17,60)	48,15
Physidae	0,07($\pm$ 0,23)	0,00($\pm$ 0,00)	0,00($\pm$ 0,00)	3,70
Sphaeriidae	0,15($\pm$ 0,46)	0,00($\pm$ 0,00)	0,00($\pm$ 0,00)	3,70

Thiaridae	1,16($\pm 2,0$)	22,07($\pm 63,40$)	1616,44($\pm 1708,64$)	59,26
Nematoda	0,23($\pm 0,49$)	1,00($\pm 2,76$)	0,15($\pm 0,31$)	22,22
Oligochaeta	27,24($\pm 33,75$)	144,67($\pm 385,62$)	373,77($\pm 681,11$)	100,00

Tabela 3. Densidade Média ($\pm$ DP) e Frequência de Ocorrência (%) dos gêneros de Chironomidae coletados ao longo do rio Paraíba, durante o período chuvoso de 2015.

	Alto PB	Rio Taperoá	Médio PB	FO(n=27)
Chironominae				
<i>Aedokritus</i>	1,39($\pm$ 5,00)	5,56($\pm$ 13,58)	12,73($\pm$ 31,84)	37,04
<i>Asheum</i>	0,23($\pm$ 1,20)	0,69($\pm$ 3,61)	0,00($\pm$ 0,00)	7,41
<i>Apedilum</i>	6,02($\pm$ 13,03)	19,21($\pm$ 38,68)	0,00($\pm$ 0,00)	33,33
<i>Chironomus</i>	155,09($\pm$ 232,39)	146,30($\pm$ 231,51)	1160,65($\pm$ 246,26)	85,19
<i>Dicrotendipes</i>	7,64($\pm$ 14,54)	0,46($\pm$ 1,67)	10,42($\pm$ 52,90)	25,93
<i>Fissimentum</i>	0,23($\pm$ 1,20)	0,00($\pm$ 0,00)	0,00($\pm$ 0,00)	3,70
<i>Goeldichironomus</i>	8,57($\pm$ 21,24)	34,49($\pm$ 56,47)	32,87($\pm$ 65,06)	70,37
<i>Parachironomus</i>	8,33($\pm$ 12,74)	11,57($\pm$ 20,78)	0,00($\pm$ 0,00)	51,85
<i>Paratanytarsus</i>	57,18($\pm$ 76,11)	325,93($\pm$ 409,41)	160,88($\pm$ 327,34)	88,89
<i>Paratendipes</i>	0,23($\pm$ 1,20)	0,00($\pm$ 0,00)	0,00($\pm$ 0,00)	3,70
<i>Polypedilum</i>	18,06($\pm$ 38,74)	46,60($\pm$ 64,92)	18,98($\pm$ 30,54)	77,78
<i>Pelomus</i>	0,00($\pm$ 0,00)	0,46($\pm$ 1,67)	0,00($\pm$ 0,00)	7,41
<i>Saetheria</i>	12,55($\pm$ 25,77)	46,06($\pm$ 44,50)	96,76($\pm$ 152,04)	77,78
<i>Stenochironomus</i>	0,23($\pm$ 1,20)	3,01($\pm$ 15,64)	0,00($\pm$ 0,00)	7,41
Tanypodinae				
<i>Ablabesmya</i>	10,88($\pm$ 26,66)	26,39($\pm$ 43,69)	0,69($\pm$ 2,65)	33,33
<i>Alotanypus</i>	1,39($\pm$ 4,36)	0,00($\pm$ 0,00)	0,00($\pm$ 0,00)	3,70
<i>Brundiniella</i>	0,46($\pm$ 2,40)	0,23($\pm$ 1,20)	0,00($\pm$ 0,00)	7,41
<i>Coelotanypus</i>	36,11($\pm$ 82,70)	35,88($\pm$ 55,43)	134,26($\pm$ 205,15)	74,07
<i>Clinotanypus</i>	0,69($\pm$ 3,61)	2,08($\pm$ 10,82)	0,92($\pm$ 3,34)	14,81
<i>Djalmabatista</i>	9,72($\pm$ 38,30)	0,00($\pm$ 0,00)	0,00($\pm$ 0,00)	18,52
<i>Labrundinia</i>	0,00($\pm$ 0,00)	5,56($\pm$ 14,01)	0,00($\pm$ 0,00)	14,52
<i>Procladius</i>	41,20($\pm$ 59,82)	21,30($\pm$ 29,33)	1,39($\pm$ 3,61)	62,96
<i>Tanypus</i>	0,00($\pm$ 0,00)	0,00($\pm$ 0,00)	0,69($\pm$ 2,65)	7,41
Orthocladiinae				
<i>Corynoneura</i>	0,46($\pm$ 2,40)	0,00($\pm$ 0,00)	0,00($\pm$ 0,00)	3,70
<i>Cricotopus</i>	0,00($\pm$ 0,00)	0,23($\pm$ 1,20)	0,00($\pm$ 0,00)	3,70

Tabela 4. Resumo dos eixos da CCA para as variáveis ambientais e composição da fauna no rio Paraíba (somente variáveis correlacionadas 30% ou mais com um dado eixo são mostradas).

	Macroinvertebrados			Chironomidae		
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
Eigenvalues	0,605	0,169	0,131	0,491	0,437	0,238
Teste Monte Carlo	0,146			0,424		
Varição nos dados de espécies						
% Variância Explicada	45,400	12,700	9,800	21,200	18,900	10,300
Correlações espécies-ambiente	0,972	0,830	0,883	0,935	0,962	0,901
Teste de Monte Carlo	0,193			0,599		
Correlações entre grupos ("inter-set")						
Morfologia						
Altitude	-0,426	-0,244	0,068	0,064	-0,002	0,226
Profundidade Média	0,600	-0,031	-0,259	0,231	-0,082	-0,453
Qualidade da Água						
Condutividade	0,570	0,318	-0,239	0,151	0,115	-0,405
Oxigênio Dissolvido	0,075	0,014	0,028	-0,409	-0,055	-0,090
Transparência	-0,254	-0,402	-0,085	-0,271	-0,243	0,165
pH	0,514	0,357	-0,112	0,107	0,073	-0,420
Composição do Habitat						
Macrófitas	0,452	-0,035	-0,085	0,115	-0,306	-0,231
Capim	0,338	0,031	-0,042	-0,020	-0,486	-0,145
Cobertura Vegetal	-0,425	0,037	-0,281	0,675	0,003	0,209
Folhio	0,148	0,280	-0,281	0,643	-0,115	-0,163
Galhos	0,452	0,108	-0,092	0,585	-0,101	-0,282
Composição do Sedimento						
Lama	0,458	0,134	-0,374	0,540	0,485	-0,300
Areia	-0,159	-0,159	0,309	-0,493	-0,473	0,126
Pedras	0,090	0,379	-0,180	-0,087	-0,159	-0,275

6. CONCLUSÕES

Em rios intermitentes, a paisagem hidrológica é bem distinta composta por trechos ocasionais de poças temporárias e efêmeras dispersas no leito do rio. Esta fragmentação é uma característica natural e contribui para o elevado grau de heterogeneidade espacial dos habitats (MALTCHIK & MEDEIROS, 2006). Nesse contexto, a heterogeneidade espacial segrega as variáveis ambientais nas diferentes escalas e consequentemente, a estrutura das comunidades. Estas, por sua vez, sofrem influência dos fatores abióticos, que funcionam como filtros selecionando espécies ao longo do gradiente ambiental (POOF, 2007; COTTENIE, 2005).

Os resultados mostraram que a estrutura do habitat em sistemas aquáticos do semiárido do Brasil é composta por ampla diversidade de elementos que variam espaço-temporalmente e sofrem influência de fatores a nível local e de bacia de drenagem. Foi observado que as escalas de variação das comunidades representam aquelas em que os organismos respondem a parâmetros ambientais variando nas mesmas escalas (COOPER *et al.*, 1997). Dessa forma, a segregação espacial de macroinvertebrados bentônicos no gradiente longitudinal do rio foi dependente da escala; com as escalas espaciais maiores (segmento e trecho) representando as fontes de variação. Além disso, fatores abióticos em escala local (ex. tipo de substrato, elementos do habitat) e regional (ex. altitude) foram relacionados com a composição das assembleias. As análises de particionamento da diversidade reforçaram a importância de escalas espaciais grosseiras (segmentos de rio) e a baixa importância de escalas espaciais finas (sítios e microhabitats) para a diversidade regional no rio Paraíba.

A despeito da predominância e importância dos rios intermitentes, modelos conceituais e empíricos atuais têm sido desenvolvidos apenas para rios perenes. Como resultado, os valores ecológicos, econômicos e sociais dos rios intermitentes e sua sensibilidade frente às atividades antrópicas, ainda são pouco conhecidos (ACUÑA *et al.*, 2014; DATRY *et al.*, 2014). Nesse contexto, espera-se com esta tese gerar informações importantes sobre a distribuição de macroinvertebrados bentônicos em rios intermitentes do semiárido brasileiro, de forma a auxiliar na criação de modelos, ainda não existentes, que expliquem o padrão das comunidades nesses ecossistemas. Além disso, a compreensão da relação entre dinâmica hidrológica e estrutura das assembleias nas diferentes escalas espaciais é importante para a conservação dos ecossistemas aquáticos do semiárido brasileiro e de sua fauna, uma vez que os esforços de conservação nessa região devem garantir que os processos de manutenção da biodiversidade sejam mantidos e, para isso precisam ser melhor entendidos.

O presente estudo consiste na última representação do rio Paraíba antes das modificações provocadas pelo Projeto de Transposição do Rio São Francisco, que alterou a dinâmica hidrológica (de intermitente à perenizada), com o potencial de modificar os parâmetros ambientais observados (qualidade da água, largura, profundidade, composição do sedimento e estrutura do habitat). Os dados fornecidos podem também embasar pesquisas futuras que visem avaliar os impactos da obra de Transposição e, consequentemente, subsidiar medidas de gestão e conservação da bacia do rio Paraíba.

6.1. REFERÊNCIAS

- ACUÑA, V.; DATRY, T.; MARSHALL, J.; BARCELÓ, D.; DAHM, C.N.; GINEBRED, A.; MCGREGOR, G.; SABATER, S.; TOCKNER, K. & PALMER, M.A. Why should we care about temporary waterways?. *Science*, v.343, n.6175, p:1080–1081, 2014.
- COOPER, S.D.; BARMUTA, L.; SARNELLE, O.; KRATZ, K. & DIEHL, S. Quantifying spatial heterogeneity in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 174–188, 1997.
- COTTENIE, K. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology Letters*, 8:1175–1182, 2005.
- DATRY T.; LARNED S.T. & TOCKNER K. Intermittent rivers: a challenge for freshwater ecology. *BioScience*, v.64, p: 229–235, 2014.
- MALTCHIK, L. & MEDEIROS, E.S.F. Conservation importance of semi-arid streams in north-eastern Brazil: implications of hydrological disturbance and species diversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16: 665-677, 2006.
- POFF, N.L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 391–409, 1997.