

TÍTULO DO PROJETO:

Compreender para proteger e conservar – Um estudo sobre teias tróficas em metacomunidades de rios intermitentes

a. TIPO DE BOLSA SOLICITADA:

Doutorado

b. INSTITUIÇÃO DE ENSINO/PROGRAMA:

Universidade Federal do Ceará / Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

c. ALUNO PROPONENTE:

Milena Gonçalves da Silva

- Titulação: Mestre

- Currículo Lattes: <http://lattes.cnpq.br/5889726408427822>

- Endereço profissional: Av. Mister Hull, s/n – Pici – CEP 60455-760 – Fortaleza/CE –
Universidade

Federal do Ceará (*Campus* Pici), Centro de ciências, Departamento de Biologia (Bloco 906).

d. ORIENTADOR DO PROJETO:

Carla Ferreira Rezende

- Titulação: Doutora

- Currículo Lattes: <http://lattes.cnpq.br/6413382716876721>

- Endereço profissional: Av. Mister Hull, s/n – Pici – CEP 60455-760 – Fortaleza/CE –
Universidade

Federal do Ceará (*Campus* Pici), Centro de ciências, Departamento de Biologia (Bloco 906).

e. DETALHAMENTO DO PROJETO:

• **INTRODUÇÃO**

A ecologia de comunidades geralmente é direcionada para apenas uma escala, assumindo que as comunidades locais estão fechadas e isoladas (LEIBOLD *et al.*, 2004). A ideia da inclusão de migração iniciou com a biogeografia de ilhas (MACARTHUR e WILSON, 1967), que foi o ponto de

partida para identificar exemplos potenciais de comunidades nas quais o isolamento e área de habitat em certas escalas espaciais mostrou influenciar a diversidade de espécies (LEIBOLD *et al.*, 2004). Em paralelo, o termo “metacomunidade” foi utilizado pioneiramente por Hanski e Gilpin (1991) que aplicaram a teoria da metapopulação clássica para várias espécies interagentes usando modelos que focavam no uso diferencial do espaço por organismos que possuem diferentes taxa de dispersão (LEIBOLD e CHASE, 2018).

A teoria da metacomunidade difere da ecologia tradicional da comunidade por considerar adicionalmente três fatores fundamentais: escala, dispersão e heterogeneidade (LEIBOLD e CHASE, 2018). Esses fatores produzem uma matriz rica de mecanismos que influenciam na ocorrência e coexistência de espécies (LEIBOLD e CHASE, 2018), contribuindo para explicações sobre os padrões de distribuição, abundância e interação na composição de organismos em escalas locais e regionais (LEIBOLD *et al.*, 2004).

Foram desenvolvidas quatro perspectivas que formaram a base para o conceito moderno de metacomunidade (WINEGARDNER *et al.*, 2012). Elas explicam a variação na estrutura da comunidade local e são denominadas modelo neutro, alocação de espécies, efeito de massa e dinâmica de manchas (LEIBOLD *et al.*, 2004). O modelo neutro é uma perspectiva em que todas as espécies são semelhantes em sua capacidade competitiva, movimento e adequação, e a variação na frequência relativa das espécies é aleatória (HUBBELL, 2001). Desta forma, a dinâmica da diversidade de espécies é derivada de probabilidades de perda e ganho (LEIBOLD *et al.*, 2004), desconsiderando a influência do ambiente e diferenças ecológicas entre as espécies (GRONROOS *et al.*, 2013; HEINO *et al.*, 2015).

A alocação de espécies parte dos pressupostos da teoria do nicho e filtragem ambiental (LEIBOLD *et al.*, 2004). Nessa perspectiva, a dispersão é importante porque permite mudanças na composição para acompanhar a heterogeneidade ambiental entre os locais (GRONROOS *et al.*, 2013). Por outro lado, o efeito de massa enfoca no efeito da imigração e emigração e desconsidera a influência da filtragem ambiental (LEIBOLD *et al.*, 2004; LOGUE *et al.*, 2011). Consequentemente, as espécies se estabelecem em locais ambientalmente sub-ótimos devido à intensa dispersão de locais mais adequados (GRONROOS *et al.*, 2013), mantendo-as em locais com taxas de crescimento negativas (WINEGARDNER *et al.*, 2012).

A quarta perspectiva de dinâmica de manchas considera as habilidades das espécies como competidoras ou colonizadoras em um ambiente uniforme (WINEGARDNER *et al.*, 2012). Assume que as manchas são semelhantes quanto às variáveis ambientais e cada uma é capaz de conter populações (LEVINS e CULVIER, 1971; LEIBOLD *et al.*, 2004). Os melhores dispersores chegam primeiro e ocupam as manchas, desde que não haja mais espécies competitivas (LOGUE *et al.*, 2011).

Essas relações das quatro perspectivas ilustram os processos mecanicistas fundamentais responsáveis pelas metacomunidades (WINEGARDNER *et al.*, 2012). Obviamente, a aplicação dessas definições teóricas de metacomunidades a situações empíricas não é direta, uma vez que diferentes espécies podem responder a processos em diferentes escalas (LEIBOLD *et al.*, 2004). A abordagem dessas perspectivas não deve ser segregada, assim como Winegardner *et al.* (2012) identificaram que o efeito de massa e dinâmica de manchas são, na verdade, casos especiais da alocação de espécies. Definindo as perspectivas teóricas como “arquétipos”, Leibold e Chase (2018) concordaram que todos os processos de cada abordagem podem agir juntos. É preciso de uma perspectiva mais abrangente que integre cada um dos processos que influenciam as interações entre espécies e coexistência em diferentes escalas espaciais (LEIBOLD e CHASE, 2018).

Um fator ainda pouco claro na teoria da metacomunidade é como as interações dentro dos fragmentos de metacomunidades podem interferir na formação das comunidades (QUEIROZ, 2018). Apesar de ter sido muito discutido nas últimas décadas sobre o efeito da competição na coexistência de espécies em escalas locais, a ecologia de metacomunidades precisa integrar outros tipos de interação interespecífica, como a predação, que pode mudar fundamentalmente a dinâmica desses sistemas (LEIBOLD e CHASE, 2018). Em um contexto de metacomunidades, os predadores podem ser decisivos na formação da distribuição das metacomunidades (HOWETH e LEIBOLD, 2013), e por isso a teoria de metacomunidades deve incorporar interações tróficas para abranger toda a gama de dinâmicas que ocorrem nas comunidades do mundo real (GUZMAN *et al.*, 2019).

A influência dos predadores na assembleia de uma metacomunidade está de acordo com a intensidade da predação e do grau de especialização entre os predadores (RYBERG *et al.*, 2012). Em paralelo, a instabilidade da interação predador-presa geralmente proporciona frequentes extinções locais, mas quando são equilibradas pela taxa de colonização das presas, as dinâmicas regionais são estabilizadas e os predadores e presas podem coexistir regionalmente (LEIBOLD e CHASE, 2018).

Quando a dinâmica predador-presa é considerada em um modelo de metacomunidade, há a possibilidade de explorar traços tróficos, como amplitude de dieta e conectividade que podem ser influenciados por processos espaciais (LEIBOLD e CHASE, 2018). Uma abordagem para examinar a influência dos predadores em metacomunidades é incluí-los como variáveis explicativas em uma partição de variação (LEIBOLD e CHASE, 2018). A conectividade (número de elos tróficos por consumidor), diversidade e taxa de colonização podem melhorar a persistência de teias alimentares complexas na escala regional, mesmo quando a dinâmica da escala local seja alta e não persistente (GRAVEL *et al.*, 2011).

Em ambientes aquáticos altamente dinâmicos com temporada severa de secagem, as espécies devem partilhar de adaptações ao dinamismo do habitat, como elevada dispersão, deposição de ovos, desenvolvimento rápido e resistência à dessecação (WELLBORN *et al.*, 1996). Vale ressaltar que

uma boa capacidade de dispersão deve ser uma característica importante para organismos, devido à efemeridade desses ambientes (WELLBORN *et al.*, 1996). De modo geral, interações bióticas locais podem ser mais importantes na fase de secagem, enquanto que os processos de dispersão são mais influentes durante a fase de cheia (HEINO *et al.*, 2015).

Os rios intermitentes, que deixam de fluir ou secar no tempo e no espaço, estão incluídos nesses sistemas altamente dinâmicos (DATRY *et al.*, 2016). Esses ambientes fornecem locais especialmente adequados para examinar a organização de metacomunidades em sistemas ecológicos dinâmicos por serem mosaicos de habitats aquáticos e terrestres que mudam constantemente (DATRY *et al.*, 2014). As mudanças de condições lóaticas para lênticas são seguidas por um aumento na importância dos processos de filtragem ambiental para explicar a organização da comunidade local (DATRY *et al.*, 2016).

No período de seca severa em rios intermitentes, a cessação do fluxo converte gradualmente os canais fluentes do rio em poças desconectadas de águas paradas, nas quais há um aumento da temperatura e concentrações de soluto, e diminuição dos níveis de pH e oxigênio dissolvido (BOULTON, 2003). À medida que essas poças (manchas) diminuem de tamanho, as densidades dos organismos podem aumentar drasticamente, levando a intensas interações intra e interespecíficas, como competição ou predação (DATRY *et al.*, 2016).

Os sistemas altamente dinâmicos dos rios intermitentes, onde as comunidades são reestruturadas novamente dentro de um curto período de tempo, aumentarão em número nas próximas décadas devido à mudança climática (DATRY *et al.*, 2016). Entender e prever a dinâmica das metacomunidades é essencial para gerenciar, conservar e restaurar a biodiversidade em todos os sistemas ecológicos, como os de água doce alterados drasticamente por mudanças globais (DUDGEON *et al.*, 2006).

- **JUSTIFICATIVA**

Existe um número elevado de bacias hidrográficas do mundo que são intermitentes ou efêmeras, ou seja, naturalmente o fluxo de água é interrompido durante a estação seca (DATRY *et al.* 2016a). Os rios intermitentes ocorrem predominantemente em climas áridos e semiáridos (ARTHINGTON e BALCOME, 2011) e estima-se que ¼ da população mundial resida nessas áreas (IUCN, 1999). As principais atividades econômicas nessas regiões são o pastoreio, seguido pela agricultura que depende principalmente das condições hídricas e edáficas (McNEELY, 2003). Devido às essas atividades, a erosão do solo e a substituição da vegetação nativa por pastagem e/ou agricultura são problemas que ocorrem nessas regiões (McNEELY, 2003). Esse cenário tem causado preocupação, pois o aumento no consumo da água para essas atividades tem contribuído para maior

frequência e intensidade de intermitência nesses rios (DATRY *et al.* 2016a).

A superfície da terra tem aproximadamente 41% de áreas secas, dos quais cerca de 14% é ocupada por regiões áridas e semiáridas (IUCN, 1999). No Brasil, a região semiárida representa 10% do território nacional (MALTCHIK, 1999) e inclui 70,6% da região Nordeste (BARBOSA *et al.* 2012). Essa região, por estar localizada próxima ao equador, fora do cinturão de climas áridos e semiáridos da terra, se diferencia por apresentar alta variação espacial e temporal da precipitação, baixa amplitude térmica, alta evapotranspiração potencial, solos rasos e mal estruturados (BARBOSA *et al.* 2012). Os corpos d'água dessa região são caracterizados pelos extremos de inundações e longos períodos de seca. As inundações são geralmente associadas a curtos eventos de fluxo hídrico, que variam em intensidade, frequência e magnitude (MALTCHIK, 1999; BARBOSA *et al.* 2012). No período sem chuvas, o leito do rio é caracterizado como seco ou contendo poças isoladas. Na chuva, essas poças se interconectam e formam um fluxo de água contínuo (MEDEIROS e MALTCHIK, 2001; LABBE e FAUSCH, 2000).

Na região Nordeste do Brasil, os meses de estiagem são determinados por um período de restrição hídrica. Essa situação exerce forte influência na organização e funcionamento dos ecossistemas aquáticos. O fluxo de água dos rios é irregular, pois a água superficial desaparece durante o período de estiagem (MALTCHIK, 1999). Essas características determinam sistemas aquáticos intermitentes, nos quais, em um período do ano o leito do rio se torna totalmente seco ou com algumas de poças isoladas (MEDEIROS e MALTCHIK, 2001; MAGOULICK e KOBZA, 2003). A conectividade hidrológica é um importante fator nessa dinâmica, de forma que os rios perenes são estruturados por quatro tipos de conexão que determinam interações entre diferentes habitats. Nos rios perenes essas dimensões são representadas por quatro eixos: longitudinal, lateral, vertical e o temporal (WARD, 1989); nos rios intermitentes o eixo longitudinal tem grande importância para as comunidades biológicas. Porém o eixo lateral tem maior destaque, pois irá conectar o canal lateralmente e hidrológicamente com a zona ripária (LAKE, 2003; DATRY *et al.*, 2016b). O eixo de alagamento lateral forma a planície de inundação que irá proporcionar o movimento passivo e ativo de organismos entre o canal e a vegetação ripária/planície de inundação e a troca de nutrientes e matéria orgânica entre a calha do rio e a área adjacente (WARD, 1989).

Os rios formados pelas planícies de inundação, localizadas no eixo lateral, de regiões áridas estão entre os ecossistemas aquáticos mais ameaçados do mundo, devido ao uso da água pela população humana (ARTHINGTON e BALCOMBE, 2011). As mudanças ocasionadas nessas áreas podem comprometer a persistência de espécies aquáticas (ARTHINGTON e BALCOMBE, 2011), por exemplo, durante a fase seca, o fluxo de água cessa e a conexão longitudinal é interrompida para alguns táxons (MAGOULICK e KOBZA, 2003; JOCQUE *et al.*, 2007) que não tem dispersão ativa (JOCQUE *et al.*, 2007). Nesse momento, há alterações das condições limnológicas nas poças devido

às variações dos parâmetros físicos e químicos (MAGOULICK e KOBZA, 2003) e ocorre perda de microhabitat (LABBE e FAUSCH, 2000; MAGOULICK, 2000), aumento da densidade de organismos resultante de um efeito da concentração (MATTHEWS, 1998; MATTHEWS e MARSH-MATTHEWS, 2003) e o aumento das interações bióticas (HARVEY e STEWART, 1991; SCHLOSSER *et al.*, 2000).

A dinâmica e o funcionamento dos rios intermitentes são diferentes dos rios perenes (MALTCHIK, 1999; DATRY *et al.*, 2016). Por isso, as teorias de ecologia que descrevem rios perenes (*e.g.* VANNOTE *et al.*, 1980; ELWOOD *et al.*, 1983; JUNK *et al.*, 1989), não se aplicam aos processos ecológicos que ocorrem em rios de região áridas e semiáridas. No atual cenário de degradação ambiental do Nordeste, a biodiversidade aquática desses sistemas está entre uma das mais ameaçadas do planeta. Por isso, estudos com esses sistemas são urgentes, pois há previsão de redução da disponibilidade hídrica desses ambientes, com concomitante redução ou desaparecimento da biodiversidade desses sistemas. Por isso, informações sobre esses sistemas podem gerar subsídios para a conservação da biodiversidade dos rios da região nordeste do Brasil.

- **OBJETIVOS**

- a. **Objetivo geral**

- Avaliar a intensidade da predação de peixes sobre a metacomunidade de macroinvertebrados nas poças do rio intermitente localizado na Estação Ecológica Aiuaba.

- b. **Objetivos específicos**

- Verificar se a abundância de peixes (predadores) está relacionada às propriedades das teias tróficas;
 - Investigar quais variáveis (ambiental ou predação) explicam significativamente as abundâncias relativas de macroinvertebrados.

- **METODOLOGIA**

- a. **Área de estudo**

- A Estação Ecológica Aiuaba é uma unidade de conservação de proteção integral de 11.805 hectares situada no município de Aiuaba, sudoeste do estado do Ceará (Figura 1) (FEIJÓ e ROCHA, 2017). Esta área representa grande valor ecológico, pois é um remanescente de caatinga arbórea, contendo em seu interior espécies representativas da biodiversidade nordestina (MEDEIROS, 2004).

A Unidade de Conservação de proteção integral Aiuaba caracteriza-se por possuir ótimo estado de conservação, porém não o isenta da degradação ambiental por apresentar áreas suscetíveis à desertificação (OLIVEIRA, 2014). Nessa concepção é necessário avaliar até que ponto o potencial desta Unidade de Conservação pode ser considerado como instrumento efetivo para preservação e conservação da região (OLIVEIRA, 2014). Assim como em todo o Estado do Ceará, a Reserva que abrange a bacia hidrográfica do Alto Jaguaribe possui regime intermitente sazonal. Fora da estação das chuvas os leitos dos rios permanecem secos, com exceção das áreas perenizadas artificialmente (SANTANA, 2009).

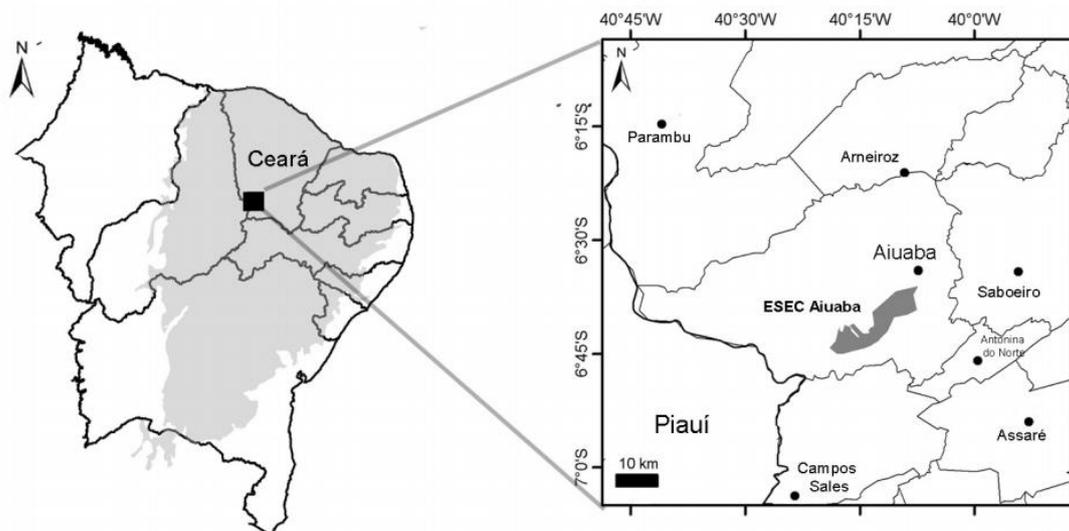


Figura 1 – Mapa do Nordeste do Brasil evidenciando a região da Caatinga (cinza claro) e a localização da Estação Ecológica Aiuaba (ESEC), Ceará. Fonte: Feijó e Rocha (2017).

b. Delineamento amostral

O ciclo hidrológico dos rios intermitentes do semiárido do Brasil é dividido em três fases hidrológicas: (i) PreDRY – período em que ocorrem chuvas torrenciais que formam um fluxo contínuo; (ii) DRY – período que inicia com final da quadra chuvosa, no qual o fluxo cessa e o leito do rio fica fragmentando em poças; (iii) PostDRY – período em que ocorrem as primeiras chuvas e as poças remanescentes começam a encher novamente. A fase DRY é o período mais longo do ciclo hidrológico, pode durar até seis meses.

Para caracterizar a intensidade da predação sobre as metacomunidades de macroinvertebrados em poças (onde a desconexão dos fluxos superficiais forma poças devido à ausência de chuvas na estação seca), serão realizadas quatro amostragens na fase DRY do rio. Será delimitado um transecto de 100 metros ao longo do rio, que por sua vez será dividido em quatro sessões (0-25 m, 25-50 m, 50-75 m e 75-100 m). Tanto os peixes quanto os macroinvertebrados serão coletados em cada sessão e no número de poças disponíveis.

Para a coleta de peixes, será utilizada rede de arrasto (3,5 m de comprimento, 2,5 m de largura e malha de 5 mm) três vezes em cada poça, e a depender do tamanho da mesma, será usado o puçá. Os peixes capturados serão eutanasiados em uma solução de Eugenol (diluído anteriormente em álcool 92,8° em uma proporção de 1:10) a 300 mg/L (VIDAL *et al.*, 2008), fixados em formol 10% e transportados ao Laboratório de Ecologia de Ecossistemas Aquáticos (LEEA-UFC). Serão realizadas coletas de macroinvertebrados três vezes em cada poça com o amostrador do tipo Surber (250 micrômetros) que é indicado para rios de pequeno porte (SILVEIRA *et al.*, 2004), e transferidos para o álcool 70% para conservação. As coletas foram autorizadas pela licença de número de 68143-1 expedida pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (ICMBio/SISBIO) e os procedimentos estão em fase de avaliação pela Comissão de Ética no Uso de Animais da Universidade Federal do Ceará (CEUA).

c. Variáveis ambientais

Serão registrados o comprimento da poça (medido em um eixo longitudinal ao longo da poça), largura, profundidade e volume (multiplicação da profundidade média, largura média e comprimento de cada pool). Além disso, também será adotada a porcentagem do tipo de substrato para a área da poça (KAUFMANN *et al.*, 2009): leito de rocha >4000 mm de diâmetro, pedregulhos (4000-250 mm), paralelepípedos (250-64 mm), cascalho grosso (64-16 mm), cascalho fino (16-2 mm), areia (2-0,06 mm) e sedimento (<0,06 mm); porcentagem de área de poça ocupada por macrófitas, ramos, madeira morta, raízes ou plantas vivas, sombra e vegetação marginal. Essas variáveis que representam a porcentagem da área ocupada serão determinadas visualmente pelas mesmas pessoas, considerando a porcentagem de cada variável representada da área total da piscina.

Também serão medidas variáveis físico-químicas, como temperatura, oxigênio dissolvido e salinidade com auxílio da sonda multiparâmetros (YSI 7000); turbidez com um turbidímetro (AP200); pH e condutividade com os sensores Q400AS e Q405M, respectivamente. A média e o desvio padrão serão aplicados para o comprimento, largura, profundidade e todas as variáveis físico-químicas da água.

d. Procedimentos em laboratório

No Laboratório, os peixes serão transferidos ao álcool 70% para conservação e identificados ao menor nível taxonômico possível. Será realizada a biometria dos espécimes e posterior dissecação para retirada dos respectivos estômagos, que por sua vez serão etiquetados e conservados em álcool

a 70% para posterior análise do conteúdo estomacal com o auxílio de microscópio estereoscópico. Estômagos vazios não serão considerados.

Os itens alimentares serão identificados até o menor nível taxonômico possível utilizando bibliografia especializada e recorrendo a especialistas quando necessário. A quantificação dos itens foi realizada por meio do método volumétrico (HYSLOP, 1980), usando uma proveta graduada e preenchida com água onde cada item é introduzido separadamente e o seu volume mensurado pelo deslocamento da coluna d'água para os itens maiores, ou com auxílio de uma placa de vidro com bordas de 1mm de altura e uma escala milimétrica, para os itens menores, conforme descrito em Albrecht e Caramaschi (2003). Os macroinvertebrados coletados serão triados e também identificados até o menor nível taxonômico.

e. Análise de dados

- Teias tróficas

Teias tróficas bipartidas entre os peixes (consumidores) e os itens alimentares (recurso) serão construídas a partir dos dados de dieta dos peixes. Para visualização das teias e cálculos das suas propriedades serão elaboradas matrizes para cada poça com os valores relativos do consumo de cada item alimentar pelas espécies de peixes. As seguintes propriedades das teias tróficas serão calculadas: número de nós (S), número de ligações (L), conectância e densidade de ligações (PIMM *et al.*, 1991). Estas propriedades serão calculadas para dois diferentes limiares de ligação (LT): todas as ligações observadas (LT=0,00) e, somente às ligações de maior força (LT=0,05) para inferências sobre complexidade e estabilidade das teias.

O Número de nós (S) representa o tamanho da teia trófica e corresponde à soma de todos os predadores e presas da teia. O número de ligações (L) corresponde ao número de interações observadas entre os peixes e os itens e será determinado pelo número de células não vazias na planilha. A conectância (C) mede a força das interações tróficas entre os elementos de uma teia; representa a proporção de interações realizadas em relação ao total possível (GIACOMINI e PETRERE, 2010; THOMPSON *et al.*, 2012). O cálculo da conectância foi realizado dividindo o número de ligações realizadas (L) pelo número de ligações possíveis, excluindo o canibalismo, através da fórmula:

$$C = \frac{L}{S \times (S - 1)}$$

A densidade das ligações revela o número médio de ligações por espécie funciona como uma medida da média de especialização da dieta através da teia alimentar (THOMPSON *et al.*, 2012). Para este cálculo também foram utilizados o número de ligações (L) e o número de nós (S):

$$D = L/S$$

Para comparar cada propriedade da teia trófica (número de ligações, número de nós, conectância e densidade de ligações em LT=0,00 e em LT=0,05) com os valores de abundância de peixes em cada poça, serão realizadas regressões. Todas as análises serão realizadas no programa R (R CORE TEAM, 2016), com nível de significância de 5%. Para visualizar as conexões tróficas em cada trecho estudado, serão construídas teias bipartidas entre os peixes (consumidores) e os itens alimentares (recurso) através do programa Pajek (BATAGELJ e MRVAR, 1996). As ligações mais densas correspondem aos recursos consumidos por um número elevado de peixes, ou vice-versa.

- Particionamento de variação

Essa análise é uma abordagem comumente utilizada na análise de regressão e ordenação restrita para examinar quanta variação na estrutura da comunidade local é explicada por (i) fatores ambientais; (ii) variáveis espaciais ou (iii) seus efeitos compartilhados (LEGENDRE e LEGENDRE, 2012). Os dados de composição das assembleias de macroinvertebrados serão organizados em uma matriz resposta correspondente às abundâncias de cada espécie por poça, e em cada matriz, os dados serão transformados em abundâncias relativas (LEGENDRE; GALLAGHER, 2001). As variáveis explicativas serão organizadas em duas matrizes: (i) variáveis ambientais contendo os dados abióticos de cada poça e (ii) dados de predação a partir das propriedades das teias tróficas.

O particionamento de variação será executado a partir da função varpart do pacote vegan (HEINO *et al.*, 2015; OKSANEN *et al.*, 2017), no qual será realizada uma Análise Parcial de Redundância Canônica (pRDA) para obtenção da porcentagem de contribuição para cada variável explicativa considerada (ambiental e predação). A seleção dos elementos de metacomunidades serão obtidas pelos pacotes metacom, EcoSimR, MASS, picante e vegan. A contribuição das variáveis respostas sobre a estrutura da metacomunidades de acordo com as variáveis explicativas será plotada em um gráfico de linhas. Todas as análises serão realizadas no programa R (R CORE TEAM, 2016).

• ATIVIDADES PREVISTAS

- Viagem da equipe (3 pessoas) para o local de coleta (Aiuaba) com carro alugado, hospedagem no alojamento da Estação Ecológica Aiuaba;

- Com auxílio do mateiro, será feita uma delimitação do transecto de 100 m ao longo do rio e divisão das quatro sessões onde serão coletados peixes e macroinvertebrados;

- Na coleta de peixes, serão utilizados rede de arrasto e/ou puçá a depender do tamanho da poça. Os peixes serão eutanasiados (eugenol), e fixados (formol 10%) em sacos plásticos;

- Na coleta dos macroinvertebrados, serão utilizados o surber e peneira de 250 micrômetros e os indivíduos serão transferidos em sacos plásticos com álcool 70% para conservação;

- As variáveis ambientais serão anotadas, com registro dos dados físicos das poças (comprimento, largura, profundidade e volume), a porcentagem do tipo de substrato para a área da poça (leito de rocha, pedregulhos, paralelepípedos, cascalho grosso, cascalho fino, areia e sedimento) e porcentagem de área da poça ocupada por macrófitas, ramos, madeira morta, raízes, sombra e vegetação. Essas informações serão obtidas visualmente pelas mesmas pessoas;

- Serão anotadas variáveis físico-químicas (temperatura, oxigênio dissolvido, salinidade, turbidez, pH e condutividade) com a sonda multiparâmetros (YSI 7000), turbidímetro (AP200) e os sensores Q400AS e Q405M;

- No laboratório, os peixes serão transferidos ao álcool 70% para conservação, identificados, medidos (comprimento padrão e peso utilizando balança semi-analítica) e dissecados com auxílio de tesouras cirúrgicas e pinças para retirada dos estômagos, que por sua vez serão colocados em eppendorfs. Estes serão analisados com auxílio do microscópio estereoscópicos e os itens alimentares identificados e quantificados com proveta graduada;

- Os macroinvertebrados serão triados com auxílio de luminárias, transferidos em tubos de ensaio separadamente e identificados no microscópio estereoscópico. Os tubos de ensaio serão armazenados em potes de vidro;

- Na análise de dados, serão calculadas as propriedades das teias tróficas onde serão obtidos os dados de predação e será realizado o particionamento de variação a partir de uma Análise Parcial de Redundância Canônica (pRDA). Todas as análises serão feitas no programa R.

• INFRAESTRUTURA FÍSICA E TECNOLÓGICA A SER UTILIZADA

O projeto contará com a infraestrutura do Laboratório de Ecologia de Ecossistemas Aquáticos – LEEA/UFC para as identificações de macroinvertebrados e análise do conteúdo estomacal dos peixes. Esse laboratório é coordenado pela Profa. Carla Rezende, está localizado em Fortaleza (*Campus Pici*) e possui uma área de 100 m². Os equipamentos disponíveis são:

- Gerador Portátil para pesca elétrica LT-24BACKPACK;
- Microscópio estereoscópico (Nikon e Leika);
- Luminárias;

- Balanças semi-analíticas eletrônicas;
- Turbidímetro AP200;
- Fluxômetro Global Water FP 1010;
- GPS Garmin MAP 64;
- Sonda Multiparâmetros YSI 7000;
- Congeladores ELECTROLUX (Frost Free DF 50) - 430 L;
- Frigorífico CONSUL (Frost Free) - 275 L.

Além disso, o alojamento da Estação Ecológica de Aiuaba será cedido à equipe e o projeto terá suporte financeiro através da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, por meio de bolsa de estudo da aluna proponente.

• **CRONOGRAMA**

	2019				2020				2021				2022				2023	
	1° Tri	2° Tri	3° Tri	4° Tri	1° Tri	2° Tri	3° Tri	4° Tri	1° Tri	2° Tri	3° Tri	4° Tri	1° Tri	2° Tri	3° Tri	4° Tri	1° Tri	
Disciplinas cursadas no PPGERN																		
Revisão Bibliográfica																		
Coleta do material biológico																		
Processamento do material em laboratório																		
Defesa da qualificação																		
Análise estatística dos dados																		
Redação da tese																		
Defesa da tese																		

• **PLANILHA DE ORÇAMENTO COM ESTIMATIVA DE GASTOS PREVISTOS**

Categoria de despesa	Descrição dos itens	Material será cedido para Instituição (Sim ou Não)	Quantidade	Unidade	Valor unitário (R\$)	Valor total (R\$)
Uso e consumo (descrever cada item)	Coletor Surber (250 micrômetros)	Não	1	Unidade	300,00	300,00
	Sacos plásticos	Não	3	Kg	20,00	60,00
	Formol 10%	Sim	-	-	-	-
	Álcool 70%	Não	500	Litro	8,80	4.400,00

	Eppendorfs (500 unidades)	Não	1	Unidade	19,80	19,80
	Suporte para Eppendorfs	Não	1	Unidade	31,00	31,00
	Peneira (250 micrômetros)	Não	1	Unidade	200,00	200,00
	Pote de vidro com tampa de plástico (250 ml)	Não	100	Unidade	6,90	690,00
	Pote de vidro com tampa de plástico (1,3 litros)	Não	50	Unidade	12,60	630,00
	Pinça anatômica dissecação 10 cm	Não	1	Unidade	14,50	14,50
	Pinça anatômica com serrilha 25 cm	Não	1	Unidade	35,00	35,00
	Tesoura cirúrgica 15 cm reta	Não	2	Unidade	30,00	60,00
	Placas de petri	Sim	-	-	-	-
	Tubos de ensaio	Não	1000	Unidade	0,35	350,00
	Suporte para 40 tubos de ensaio	Não	2	Unidade	14,00	28,00
	Luvas de látex (M) 100 unidades	Não	5	Caixa	24,00	120,00
	Proveta graduada	Sim	-	-	-	-
	Puçá	Sim	-	-	-	-
	Rede de arrasto	Sim	-	-	-	-
Serviço de Terceiros Pessoa Física	Mateiro	Não	60	Dias	100,00	6.000,00
Viagens	Alimentação da equipe (3 pessoas)	Não	60	Dias	120,00	7.200,00
	Combustível	Não	640	Litro	5,00	3.200,00
	Locação de carro (Duster)	Não	60	Dias	203,59	12.215,40
	Alojamento para a equipe	Sim	-	-	-	-
Equipamentos	Destilador de água	Não	1	Unidade	2.000,00	2.000,00
	Gerador Portátil para pesca elétrica LT-24BACKPACK	Sim	-	-	-	-
	Microscópio estereoscópico (Nikon e Leika)	Sim	-	-	-	-
	Balanças semi-analíticas eletrônicas	Sim	-	-	-	-
	Turbidímetro AP200	Sim	-	-	-	-
	Fluxômetro Global Water FP 1010	Sim	-	-	-	-
	GPS Garmin MAP 64	Sim	-	-	-	-
Sonda Multiparâmetros YSI 7000	Sim	-	-	-	-	

	Congeladores Electrolux (Frost Free DF 50) - 430 litros	Sim	-	-	-	-
	Frigorífico Consul (Frost Free) - 275 litros	Sim	-	-	-	-
	Luminárias	Sim	-	-	-	-
TOTAL						37.553,70

• RESULTADOS ESPERADOS E IMPACTOS PREVISTOS

As teias tróficas terão maior número de ligações e conectância (complexidade) em poças com menor abundância de peixes. Provavelmente, a metacomunidade de macroinvertebrados irá se dispersar para poças com menor número de predadores, o que ocasionará em maior complexidade da teia trófica por haver uma quantidade maior de espécies. Além disso, espera-se que a predação explicará melhor a estrutura da metacomunidade de macroinvertebrados do que sua relação com os dados ambientais locais. Diante da problemática de mudanças climáticas, os rios intermitentes tendem a ser impactados ainda mais com a seca. Entender e prever como as metacomunidades de macroinvertebrados se moldam em períodos de extrema aridez, oferece subsídios para gerenciar, conservar e restaurar a biodiversidade nesses sistemas ecológicos altamente dinâmicos.

• REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACUÑA, V.; T. DATRY; J. MARSHALL; D. BARCELO; C. N. DAHM; A. GINEBREDA; G. MCGREGOR; S. SABATER; K. TOCKNER; M. A. PALMER. 2014. "Why Should We Care About Temporary Waterways?" *Science*, 343(6175): 1080–81.

ALBRECHT, M. P.; CARAMASCHI, E. P. Feeding ecology of *Leporinus friderici* (Teleostei; Anostomidae) in the upper Tocantins River, Central Brazil, before and after installation of a hydroelectric plant. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 38, n. 1, p. 33-40, 2003.

ANAGNOSTIDIS, K.; J. KOMAREK. 1988. Modern approach to the classification systems of cyanophytes 3-Oscillatoriales. *Archiv für Hydrobiologie*, Supplement 80, Algological Studies, 50/53: 327–472.

ARTHINGTON, A. H.; S. R. BALCOME. 2011. "Extreme Flow Variability and the 'boom and Bust' Ecology of Fish in Arid-Zone Floodplain Rivers: A Case History with Implications for Environmental Flows, Conservation and Management." *Ecohydrology*, 4: 708–20.

BARBOSA, J. E. L.; E. S. F. MEDEIROS; J. BRASIL; R. S. CORDEIRO; M. C. B. CRISPIM; G. H. G. SILVA. 2012. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24(1): 103–118.

- BATAGELJ, V.; MRVAR, A. 1996. **Pajek – Program for Large Network Analysis**. Disponível em: <<http://vlado.fmf.uni-lj.si/pub/networks/pajek/>>. Acesso em: 01 jun. 2019.
- BICUDO, C. E. M.; M. MENEZES. 2006. Algas de águas continentais brasileiras. Rima Editora, São Carlos - SP, 228 p.
- BOULTON, A. J. Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. **Freshwater Biology**, v. 48, n. 7, p. 1173-1185, 2003.
- BROWN, D. 1992. Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. *Canadian Journal of Botany*, 70: 1603–1612.
- COGERH - Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. 2016. *Bacias hidrográficas do Litoral Características Gerais*. Disponível em http://portal.cogerh.com.br/categoria2/Pacto%20das%20Aguas%20Bacia%20Litoral-alterado.pdf/at_download/file. Último acesso em 20/06/2016
- CROOKS K. R.; A. V. SUAREZ; D. T. BOLGER; M. E. SOULE. 2001. Extinction and colonization of birds on habitat islands. *Conservation Biology*, 15: 159–172.
- DATRY, T.; BONADA, N.; HEINO, J. Towards understanding the organisation of metacommunities in highly dynamic ecological systems. **Oikos**, v. 125, n. 2, p. 149-159, 2016.
- DATRY, T.; R. CORTI, A.; FOULQUIER, D.; VON SCHILLER; K. TOCKNER. 2016. One for all, all for one: A global river research network, *Earth Space Science News*, 97, doi:10.1029/2016EO053587.
- DATRY, T.; P. HERVE; C. LEIGH; N. BONADA; B. HUGUENY. 2016. A Landscape Approach to Advance Intermittent River Ecology. *Freshwater Biology*, (in press).
- DATRY, T.; LARNED, S. T.; TOCKNER, K. Intermittent rivers: a challenge for freshwater ecology. **BioScience**, v. 64, n. 3, p. 229-235, 2014.
- DAVE, A. J. H.; D. J. KELLY. 2007. Fish community responses to drying disturbance in an intermittent stream: a landscape perspective. *Freshwater Biology*. 52: 1719–1733.
- DRIVER, L. J.; D. J. HOEINGHAUS. 2015. Spatiotemporal dynamics of intermittent stream fish metacommunities in response to prolonged drought and reconnectedness. *Marine and Freshwater Research*, (in press).
- DRIVER, L. J.; D. J. HOEINGHAUS. 2016. Fish metacommunity responses to experimental drought are determined by habitat heterogeneity and connectivity. *Freshwater Biology* 61: 533–548.
- DUDGEON, D. *et al.* Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological reviews**, v. 81, n. 2, p. 163-182, 2006.
- EATON, A. D.; L. S. CLESCERI; E. W. RICE; A. E. GREENBERG; M. A. H. FRANSON. 2005. Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater. 21st ed. Washington, DC: American Public Health Association.

- ELWOOD, J. W.; J. D. NEWBOLD; R. V. O'NEILL; W. VAN WINKLE. 1983. Resource spiralling: An operational paradigm for analyzing lotic ecosystems, in *Dynamics of Lotic Ecosystems*, edited by T. D. Fontaine and S. M. Bartell, pp. 3 – 27, Ann Arbor Sci., Ann Arbor, Mich.
- FEIJÓ, A.; ROCHA, P. A. Morcegos da Estação Ecológica Aiuaba, Ceará, Nordeste do Brasil: Uma Unidade de Proteção Integral na Caatinga. **Mastozoologia Neotropical**, v. 24, n. 2, p. 333-346, 2017.
- FUNCEME – Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. Série histórica dos dados de precipitação do Ceará. FUNCEME, 2014, disponível em: <http://www.hidro.e.gov.br/regioes/regioes-media-anual>.
- GIACOMINI, H. C.; PETRERE, M. A estrutura de teias tróficas. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, v. 38, n. 1, p. 1-33, 2010.
- GOTELLI, N. J.; D C. M. TAYLOR. 1999. Testing macroecology models with stream fish assemblages. *Evolutionary Ecology Research*, 1: 847–858.
- GRAVEL, D. *et al.* Persistence increases with diversity and connectance in trophic metacommunities. **PloS one**, v. 6, n. 5, p. e19374, 2011.
- GRONROOS, M. *et al.* Metacommunity structuring in stream networks: roles of dispersal mode, distance type, and regional environmental context. **Ecology and Evolution**, v. 3, n. 13, p. 4473-4487, 2013.
- GUZMAN, L. M. *et al.* Towards a multi-trophic extension of metacommunity ecology. **Ecology letters**, v. 22, n. 1, p. 19-33, 2019.
- HANSKI, I.; GILPIN, M. Metapopulation dynamics: Brief history and conceptual domain. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 42, p. 3-16, 1991.
- HARVEY, B. C.; A. J. STEWART. 1991. Fish size and habitat depth relationships in headwater streams. *Oecologia*, 87: 336–342.
- HEINO, J. *et al.* Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. **Freshwater Biology**, v. 60, n. 5, p. 845-869, 2015.
- HOWETH, J. G.; LEIBOLD, M. A. Predation inhibits the positive effect of dispersal on intraspecific and interspecific synchrony in pond metacommunities. **Ecology**, v. 94, n. 10, p. 2220-2228, 2013.
- HUBBELL, S.P. **The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography**. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 2001.
- HYSLOP, E. J. Stomach contents analysis – a review of methods and their application. **Journal of Fish and Biology**, v. 17, p. 411-29, 1980.
- IUCN - THE WORLD CONSERVATION UNION. 1999. Biological Diversity of Dryland, Mediterranean, Arid, Semi-arid, Savanna and Grassland Ecosystems: International Union for the Conservation of Nature, p. 1-15.

- JOCQUE, M.; B. RIDDOCH; L. BRENDONCK. 2007. Successive phases and species replacements in freshwater rock pools with a biological definition of ephemeral water bodies. *Freshwater Biology*, 52: 1734–1744.
- JUNK, W.J.; P. B. BAYLEY; R. E. SPARKS. 1989. The flood-pulse concept in river- floodplain systems. In Proceedings of the International Large River Symposium (LARS), Dodge DP (ed). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences Special Publication*, 106: 110–127.
- KAUFMANN, P. R.; LARSEN, D. P.; FAUSTINI, J. M. Bed stability and sedimentation associated with human disturbances in pacific northwest streams. **Journal of the American Water Resources Association**, 45:434–459, 2009.
- KOMÁREK, J.; K. ANAGNOSTIDIS. 1986. Modern approach to the classification system of cyanophytes, 2-Chroococcales. *Archiv für Hydrobiologie*, Supplement 73, Algological Studies, 56: 247–345.
- KOMÁREK, J.; K. ANAGNOSTIDIS. 1989. Modern approach to the classification system of cyanophytes 4- Nostocales. *Archiv für Hydrobiologie*, Supplement 83, Algological Studies, 56: 292–302.
- LABBE, T. R.; K. D. FAUSCH. 2000. Dynamics of intermittent stream habitat regulate persistence of a threatened fish at multiple scales. *Ecological Applications*, 10(6): 1774–1791.
- LAKE, P. S. 2003. Ecological effects of perturbation by drought in owing waters. *Freshwater Biology*, 48: 1161–1172.
- LARNED, S. T.; T. DATRY; D. B. ARSCOTT; K. TOCKNER. 2010. Emerging concepts in temporary river ecology. *Freshwater Biology*, 55(4): 717–738.
- LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E. D. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, 129: 271–280, 2001.
- LEGENDRE P.; LEGENDRE L. (2012) **Numerical Ecology**. Third English Edition. Elsevier, Amsterdam.
- LEIBOLD, M. A.; CHASE, J. M. **Metacommunity Ecology**. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 2018.
- LEIBOLD, M. A. *et al.* The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology letters**, v. 7, n. 7, p. 601-613, 2004.
- LEVINS, R.; CULVER, D. Regional coexistence of species and competition between rare species. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 68, n. 6, p. 1246-1248, 1971.
- LOGUE, J. B. *et al.* Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. **Trends in ecology & evolution**, v. 26, n. 9, p. 482-491, 2011.
- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 1967.
- MACNEELY, J.A. 2003. Biodiversity in arid regions: values e perceptions. *Journal of Arid Environments*, 54: 61-70.

- MAGOULICK, D. D.; R. M. KOBZA. 2003. The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. *Freshwater Biology*, 48: 1186–1198.
- MAGOULICK, D. D. 2000. Spatial and temporal variations in fish assemblage of drying stream pools: The role of abiotic and biotic factors. *Aquatic Ecology*, 34: 29–41.
- MALTCHIK, L. 1999. Ecologia de rios intermitentes tropicais. In: Pompêo MLM, editor. *Perspectiva da Limnologia do Brasil*. São Luis: Gráfica e Editora União.
- MAMEDE, M. A.; F. S. ARAÚJO. 2008. Effects of slash and burn practices on a soil seed bank of caatinga vegetation in Northeastern Brazil. *Journal of Arid Environments*, 72: 458–470.
- MATTHEWS, W. J.; E. MARSH-MATTHEWS. 2003. Effects of drought on fish across axes of space, time, and ecological complexity. *Freshwater Biology*, 48: 1232–1253.
- MATTHEWS, W. J. 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. Chapman & Hall, 756 p.
- MAZZONI, R.; R. IGLESIAS-RIOS. 2012. Movement patterns of stream-dwelling fishes from Mata Atlântica, Southeast Brazil. *Revista Biologia Tropical*, 60(4): 1837–1846.
- MCCLAIN, M. E.; E. W. BOYER; C. L. DENT, *et al.* 2003. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems*, 6: 301–12.
- MEDEIROS, E. S. F.; L. MALTCHIK. 2001. Fish assemblage stability in an intermittently flowing stream from the Brazilian semiarid region. *Austral Ecology*, 26: 156–174.
- MEDEIROS, E. S. F.; M. J. SILVA; B. R. S. FIGUEIREDO; T. P. A. RAMOS; R. T. C. RAMOS. 2010. Effects of fishing technique on assessing species composition in aquatic systems in semiarid Brazil. *Brazilian journal of biology*, 70: 255–262.
- MEDEIROS, J. B. L. P. 2004. **Zoneamento fito-ecológico da Estação Ecológica de Aiuaba – Uma contribuição à educação ambiental e à pesquisa científica**. Dissertação de Mestrado (Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, Ceará.
- MIYAZONO, S.; C. M. TAYLOR. 2013. Effects of habitat size and isolation on species immigration–extinction dynamics and community nestedness in a desert river system. *Freshwater Biology*, 58: 1303–1312.
- OKSANEN, J.; R. KINDT; P. LEGENDRE; B. O’HARA; G. L. SIMPSON; P. SOLYMOS; M. H. H. STEVENS; H. WAGNER 2009. Vegan: community ecology package. Ordination methods, diversity analysis and other functions for community and vegetation ecologists. *in*: R Package Version 1.15-3.
- OKSANEN, J. *et al.* (2017). **Vegan**: community ecology package. Ordination methods, diversity analysis and other functions for community and vegetation ecologists. *In*: R Package Version 2.4.4.
- OLIVEIRA, L. S. 2014. **Preservação e conservação no semiárido cearense: O contexto do município de Aiuaba – Ceará, Brasil**. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Geografia), Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, Ceará.

- PATTERSON, B. D.; W. ATMAR. 1986. Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. Pages 65–82 in L. R. Heaney and B. D. Patterson, editors. *Island biogeography of mammals*. Academic Press, London, UK.
- PAZIN, V. F. V.; W. W. MAGNUSSON; J. AUANON; F. P. MENDONÇA. 2006. Fish assemblages in temporary ponds adjacent to ‘terra-firme’ streams in Central Amazonia. *Freshwater Biology*, 51: 1025–1037.
- PIMM, S. L.; LAWTON, J. H.; COHEN, J. E. Food web patterns and their consequences. *Nature*, v. 350, n. 6320, p. 669-674, 1991.
- QUEIROZ, A. C. F. 2018. **Poças de rios intermitentes como modelos de metacomunidade**: Qual processo explica a organização desses sistemas? Dissertação de mestrado (Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, Ceará.
- R CORE TEAM. **R**: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>, 2016.
- RODAL, M. J. N.; E. V. S. B. SAMPAIO; M. A. FIGUEIREDO. 1992. Manual sobre métodos de estudo florístico e fitossociológico: ecossistema caatinga. Brasília: Sociedade Botânica do Brasil.
- RODRIGUEZ-GIRONES, M. A.; L. SANTAMARIA. 2006. A new algorithm to calculate the nestedness temperature of presence-absence matrices. *Journal of Biogeography*, 33: 924–935.
- RYBERG, W. A.; SMITH, K. G.; CHASE, J. M. Predators alter the scaling of diversity in prey metacommunities. *Oikos*, v. 121, n. 12, p. 1995-2000, 2012.
- SAMPAIO, E. V. S. B.; G. C. SILVA. 2005. Biomass equations for Brazilian semiarid caatinga plants. *Acta Botanica Brasilica*, 19: 935–943.
- SANTANA, E. W. **Caderno Regional da Sub-bacia do Alto Jaguaribe**. Conselho de Altos Estudos e Assuntos Estratégicos, Assembleia Legislativa do Estado do Ceará. Fortaleza: INESP, 119p., v. 5, 2009.
- SCHLOSSER, I. J.; J. D. JOHNSON; W. L. KNOTEK; M. LAPINSKA. 2000. Climate variability and size-structured interactions among juvenile fish along a lake-stream gradient. *Ecology*, 8: 1046–1057.
- SILVEIRA, M. P.; QUEIROZ, J. F.; BOEIRA, R. C. **Comunicado Técnico**: Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos. Embrapa, Jaguariúna/SP, 2004.
- SPONSELLER, R. A.; S. G. FISHER. 2006. Drainage size, stream intermittency, and ecosystem function in a sonoran desert landscape. *Ecosystems*, 9: 344–356.
- STEWART, A. L.; D. VON SCHILLER; K. TOCKNER; J. C. MARSHALL; S. E. BUNN. 2012. When the river runs dry: Human and ecological values of dry riverbeds. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10: 202–209.
- STRAHLER, A. N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transaction of American Geophysical Union*, 38: 913–920.

SUPERINTENDÊNCIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE - SEMACE. 2016. (MMA).

Disponível em <http://www.semace.ce.gov.br/2010/12/area-de-protecao-ambiental-do-estuario-do-rio-mundau/>. Último acesso em 15 de julho de 2016.

TAYLOR, C. M.; P. W. LIENESCH. 1996. Environmental correlates of distribution and abundance for *Lythrurus snelsoni*: a range-wide analysis of an endemic fish species. *Southwestern Naturalist*, 40: 373–378.

THE ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 161: 105-121.

THOMPSON, R. M. *et al.* Food webs: reconciling the structure and function of biodiversity. **Trends in ecology & evolution**, v. 27, n. 12, p. 689-697, 2012.

VANNOTE, R. L.; G. W. MINSHALL; K. W. CUMMINS; J. R. SEDELL; C. E. CUSHING. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science*, 37: 130–137.

VIDAL, L. V. O. *et al.* Eugenol como anestésico para a tilápia-do-nilo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 43: 1069-1074, 2008.

VON SCHILLER, D.; R. MARCÉ; B. OBRADOR; L. GÓMEZ-GENER; J. P. CASAS-RUIZ; V. ACUÑA; M. KOSCHORRECK. 2014. Carbon dioxide emissions from dry watercourses. *Inland Waters*, 4: 377–382.

WARD, J. V. 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8: 2–8.

WELLBORN, G. A.; SKELLY, D. K.; WERNER, E. E. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. **Annual review of ecology and systematics**, v. 27, n. 1, p. 337-363, 1996.

WINEGARDNER, A. K. *et al.* The terminology of metacommunity ecology. **Trends in ecology & evolution**, v. 27, n. 5, p. 253-254, 2012.