



Fragmentação por passagens molhadas em um rio no semiárido brasileiro e seus efeitos sobre a ictiofauna em diferentes ambientes

Wet passage fragmentation in a Brazilian semiarid river and its effects on ichthyofauna in different environments

Wigna Rafaela dos Santos Silva^a, Jônata Fernandes de Oliveira^b, Jean Carlos Dantas de Oliveira^a, Danielle Peretti^a

^a Universidade do Estado do Rio Grande do Norte-UERN, Campus Central, Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais. Rua Professor Antônio Campos, s/n, Bairro Costa e Silva, Mossoró, Rio Grande do Norte, Brasil. CEP: 59600-000. E-mail: wignarafacla@alu.uern.br, jeanceac2020@gmail.com, danielleperetti@uern.br.

^b Instituto Federal do Rio Grande do Norte-IFRN, Campus Mossoró, Departamento de Ensino. Rua Raimundo Firmino de Oliveira, n. 400, Conjunto Ulrick Graff, Mossoró, Rio Grande do Norte, Brasil. CEP: 59628-330. E-mail: jonnata.oliveira@ifrn.edu.br.

ARTICLE INFO

Recebido 17 Out 2023
Aceito 02 Ago 2024
Publicado 15 Ago 2024

ABSTRACT

The fragmentation caused by dams and wet passages in intermittent rivers of the Brazilian semi-arid significantly impacts ichthyofauna, altering ecosystems and affecting dependent communities. This study aimed to investigate the effects of wet passage fragmentation on a Brazilian river in the semi-arid and its impact on ichthyofauna in different environments. Diversity, richness, and evenness indices concerning time and space were evaluated. Seven samplings of abiotic data and six collections of specimens were carried out in an urban section of the Apodi-Mossoró River, Rio Grande do Norte, where the river is fragmented into two points by constructing wet passages. Sampling occurred at three points: one upstream of the first wet passage, one between passages, and a third downstream of the second passage. Abiotic data were collected using a multiparameter device, with analysis preceding fishing. 396 individuals from eleven species, nine families, and five orders were captured. Differences in index values were observed between sampling points and collection periods. Abundance and richness were higher in the rainy season, significantly decreasing from the 1st to the 3rd point. Regarding similarity, points 1 and 2 were more similar, while point 3 was more distant. Salinity increased upstream to downstream, lower at P1 and higher at P3. Considering species occurrence, five were constant, two accessory, and four occasional.

Keywords: Conservation, Northeast, fish.

RESUMO

A fragmentação causada por barragens e passagens molhadas em rios intermitentes do semiárido brasileiro impacta significativamente a ictiofauna, alterando ecossistemas e afetando comunidades dependentes. O estudo objetivou verificar o efeito da fragmentação por passagens molhadas em um rio no semiárido brasileiro e seus efeitos sobre a ictiofauna em diferentes ambientes. Os índices de diversidade, riqueza e equitabilidade foram avaliados em relação ao tempo e ao espaço. Foram feitas sete amostragens de dados abióticos e seis coletas de exemplares em trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró, Rio Grande do Norte, onde o rio é fragmentado em dois pontos pela construção de passagens molhadas. A coleta foi feita em três pontos: um ponto a montante da primeira passagem molhada, um ponto entre passagens e um terceiro a jusante da segunda passagem. Dados abióticos foram coletados usando um aparelho multiparâmetro, com a análise ocorrendo antes do início da pesca. Foram capturados 396 indivíduos, distribuídos em onze espécies, nove famílias e cinco ordens. Houve diferença nos valores desses índices em função dos pontos amostrais



e do período de coleta. A abundância e riqueza de indivíduos foram maiores na estação chuvosa, com diminuição significativa do 1º ao 3º ponto. Quanto à similaridade, foi observado que os pontos 1 e 2 são mais similares, enquanto o ponto 3 está mais distante. A salinidade aumentou no sentido montante-jusante, sendo menor em P1 e maior em P3. Considerando a ocorrência das espécies, cinco foram consideradas constantes, duas acessórias e quatro ocasionais.

Palavras-chave: Conservação, Nordeste, peixes.

Introdução

O semiárido brasileiro é uma vasta região caracterizada pela escassez de chuvas e condições ambientais adversas (Ab'Saber, 1957), onde a gestão dos recursos hídricos desempenha um papel central na sustentabilidade dos ecossistemas locais e na qualidade de vida das populações que habitam essa área (Ferreira et al., 2023). Em meio a esse cenário desafiador, os rios intermitentes desempenham um papel crítico ao proporcionar água e habitats fundamentais para a fauna aquática e para o equilíbrio dos ecossistemas (Horton, 1945). Contudo, esses rios enfrentam, frequentemente, a fragmentação devido à construção de barragens e passagens molhadas, o que pode ter impactos significativos sobre a ictiofauna que neles habita (Bezerra, 2010).

A ictiofauna, composta pelos peixes que habitam os rios do semiárido brasileiro, é uma componente fundamental desses ecossistemas (Brown, 1984). A composição das assembleias de peixes nos rios do semiárido brasileiro é influenciada por uma interação complexa de fatores naturais e atividades humanas (Garda et al., 2018). As comunidades de peixes nessa região foram moldadas ao longo do tempo por transformações climáticas, adaptações aos aspectos únicos do semiárido e ações humanas (Nascimento et al., 2014). Além de desempenhar papéis ecológicos essenciais, como o controle de populações de invertebrados aquáticos e a transferência de energia por meio da cadeia alimentar, esses peixes também representam uma fonte importante de alimento e subsistência para as comunidades locais (Ferreira et al., 2022).

A justificativa para a realização deste estudo repousa na relevância dos rios intermitentes como ecossistemas frágeis e vitais para a biodiversidade no semiárido brasileiro. A fragmentação pode alterar substancialmente esses ambientes, afetando a vida dos peixes e os serviços ecossistêmicos prestados por eles, além de impactar as comunidades que dependem desses recursos (Brejão, Teresa & Gerhard, 2020). Este estudo contribui para a compreensão dos complexos ecossistemas aquáticos no semiárido brasileiro e, mais especificamente, dos rios intermitentes que enfrentam a fragmentação e perenização devido à presença de barragens e passagens molhadas. Os dados e as análises aqui

apresentados lançam luz sobre os impactos dessas estruturas sobre a ictiofauna, fornecendo informações valiosas para a conservação e o manejo desses ambientes sensíveis. Além disso, contribui para o conhecimento da ecologia aquática em regiões áridas e semiáridas, destacando a importância de medidas adequadas de conservação e gestão.

Além das implicações científicas, este estudo aborda questões de relevância socioeconômica e ambiental. Compreender como a fragmentação por passagens molhadas afeta a ictiofauna tem implicações diretas na subsistência de comunidades locais que dependem desses recursos aquáticos (Wilson et al., 2016). Além disso, considerando as crescentes preocupações com a conservação da biodiversidade e a necessidade de adaptação às mudanças climáticas, as conclusões deste estudo têm o potencial de informar políticas públicas e práticas de manejo que promovam a resiliência dos ecossistemas aquáticos no semiárido brasileiro (Hickson, 1993).

Este estudo incorpora teorias relacionadas à ecologia da conservação, ecologia de comunidades e os impactos das mudanças climáticas e atividades humanas. A teoria da fragmentação de habitats (Fahrig, 2003) fornece informações sobre como as barreiras físicas, como passagens molhadas, afetam a dispersão de espécies e a estrutura das comunidades. Considerando as mudanças climáticas (Wilcove, 1998), avaliamos como as alterações nas condições climáticas interagem com a fragmentação de habitats e afetam a comunidade de peixes em rios intermitentes e perenizados. Além disso, examinamos como as atividades humanas (Soule, 1986), como a construção de passagens molhadas, influenciam a fragmentação de rios e suas comunidades de peixes.

O objetivo geral do estudo foi avaliar a composição e estrutura da ictiofauna em um trecho urbano de um rio semiárido, destacando a presença de passagens molhadas. Os objetivos específicos foram: i) identificar os parâmetros abióticos que exercem influência sobre a composição e estrutura da ictiofauna local; ii) realizar uma comparação da estrutura da comunidade de peixes em três pontos de estudo, abrangendo o curso do rio, a região entre barragens (passagens molhadas) e o estuário; iii) analisar os efeitos das variações espaço-temporais

na composição e estrutura da ictiofauna, proporcionando uma compreensão abrangente dos padrões e dinâmicas da comunidade de peixes nesse ambiente específico do semiárido brasileiro.

Material e Métodos

Área de estudo

A região da bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró apresenta uma média anual de precipitação de 750 mm, concentrada principalmente entre os meses de fevereiro e junho.

O Rio Apodi-Mossoró, o segundo maior rio do estado do Rio Grande do Norte, abrange uma área de 14.276 km² (Almeida et al., 2009). Dentre os diversos empreendimentos implementados contra as secas, realizados em 1917 pelo engenheiro Pedro Ciarlini, a barragem de Passagem de Pedras (5°09'16.4"S / 37°17'06.2"W), localizada a, aproximadamente, 10 km do centro da cidade de Mossoró, Rio Grande do Norte, marca a transição entre os ambientes de rio e estuário (Figura 1).

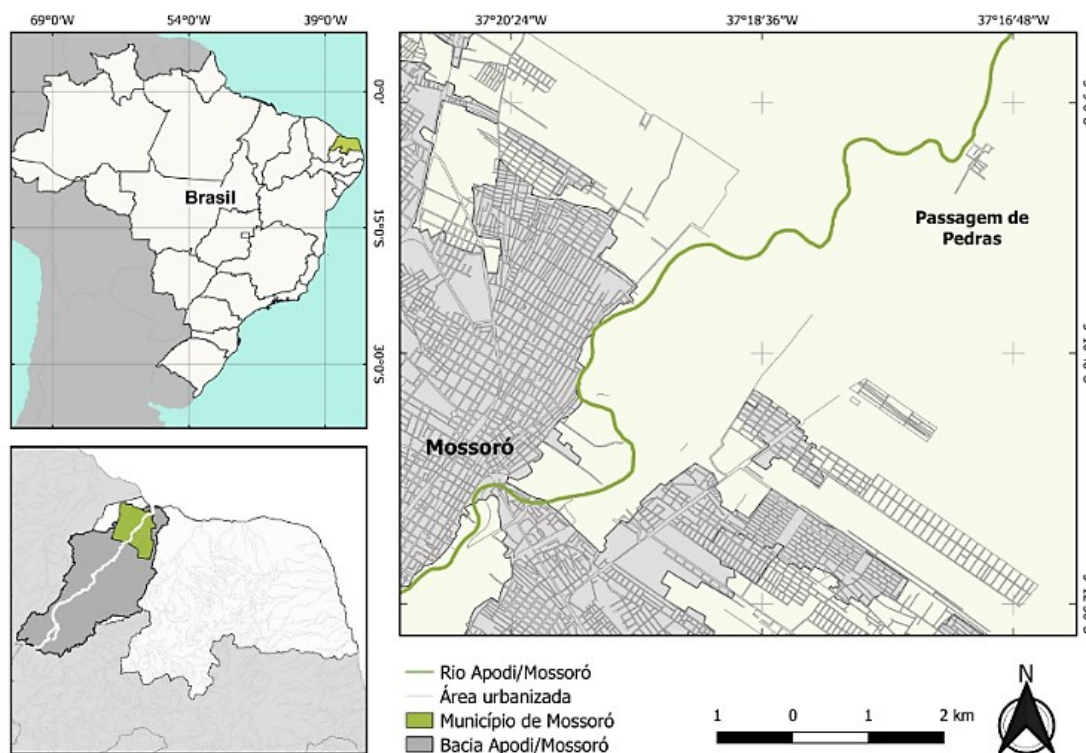


Figura 1. Área de estudo. Rio Apodi-Mossoró, trecho da comunidade rural de Passagem de Pedras, Mossoró, Rio Grande do Norte. Fonte: Silva et al. (2022).

Neste trecho o rio é cortado pela construção de duas passagens molhadas (Figura 2), as quais fragmentam o corpo lótico em rio (a montante da primeira passagem), represa (entre a primeira e segunda passagem) e estuário (a jusante da segunda passagem), tornando-se um lugar ideal para estudar espacialmente a composição e a estrutura das assembleias de peixes.

Coleta de dados abióticos e Pontos de coleta de peixes

A amostragem foi iniciada em janeiro de 2021, com a realização do estudo piloto, onde foram definidos os locais de coleta e a metodologia

utilizada para captura dos peixes. A coleta de dados teve período de duração de seis meses mais o estudo piloto. Em todos os meses houve coleta de dados abióticos, no entanto, em apenas seis houve efetiva coleta de peixes. Os dados abióticos foram coletados em janeiro, fevereiro, agosto, setembro, outubro e dezembro de 2021 e fevereiro e abril de 2022. As coletas de peixes foram feitas nos meses de fevereiro, agosto, setembro, outubro e dezembro de 2021, e fevereiro de 2022.

A coleta foi realizada em três pontos do rio, especificamente no trecho que percorre a comunidade rural de Passagem de Pedras, em Mossoró, Rio Grande do Norte (Figura 2).

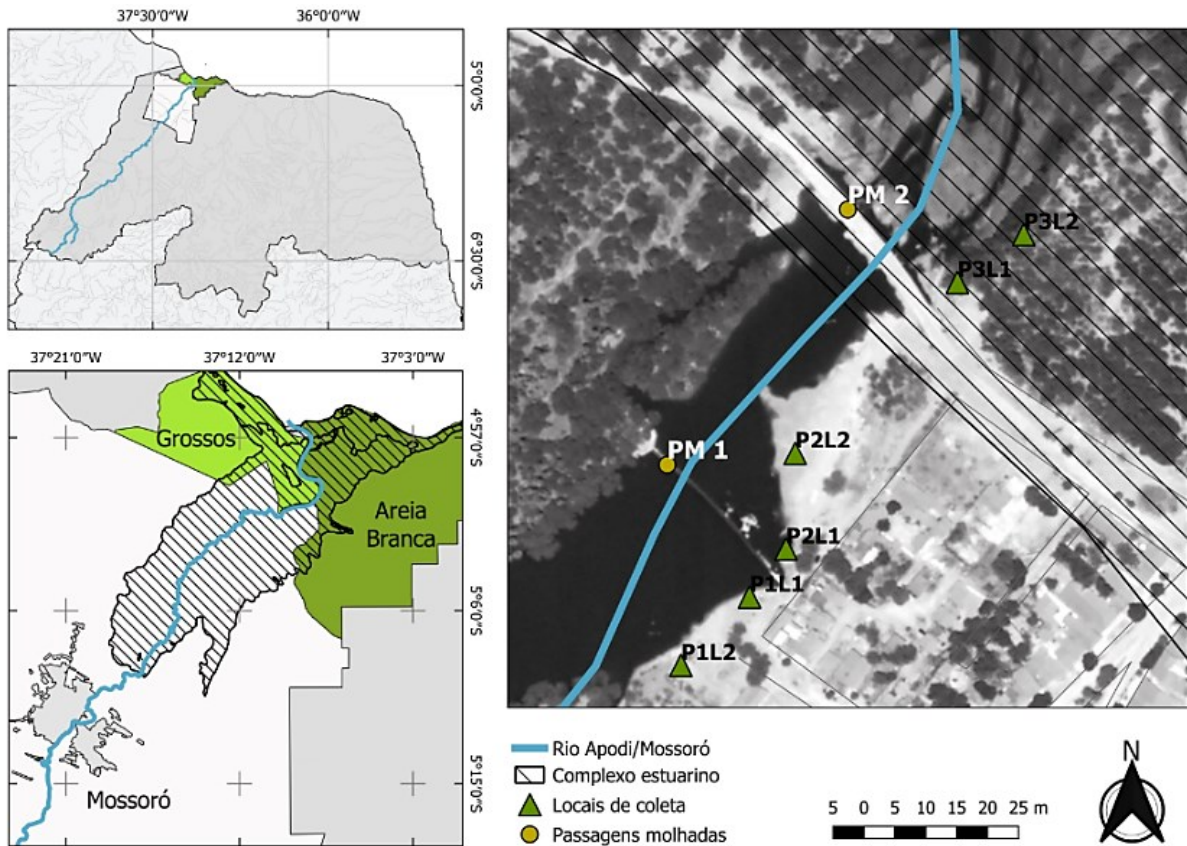


Figura 2. Pontos de coleta e locais de pesca em Passagem de Pedras, Mossoró, Rio Grande do Norte. PM1. passagem molhada 1; PM2. passagem molhada 2, comunidade rural. Fonte: Silva et al. (2022).

Cada ponto foi dividido em dois locais de pesca, são eles: Ponto 1 (P1L1 e P1L2), à montante da primeira passagem molhada, Ponto 2 (P2L1 e P2L2), entre as barragens (primeira e segunda

passagens molhadas); e Ponto 3 (P3L1 e P3L2), estuário, à jusante da segunda passagem molhada (Figura 2, Tabela 1).

Tabela 1. Coordenadas dos pontos de coleta e locais de pesca em Passagem de Pedras, trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró, Mossoró, Rio Grande do Norte. Fonte: Silva et al. (2022).

Pontos	Locais de pesca	Distância das passagens		Coordenadas
		(m)		
P1	P1L1	13,70	-5.155922, -37.285636	
	P1L2	63,70	-5.156135, -37.285925	
P2	P2L1	13,70	-5.155622, -37.285480	
	P2L2	63,70	-5.155321, -37.285376	
P3	P3L1	13,70	-5.154447, -37.284844	
	P3L2	63,70	-5.154169, -37.284541	

Métodos de coleta

O cronograma de coletas foi baseado nos períodos de preia-mar (maré cheia), no início da manhã, por meio de dados obtidos no site da Tábua de marés de Areia Branca, município situado no litoral do Rio Grande do Norte, aproximadamente a 50 km do centro de Mossoró, onde deságua o rio.

Antes de iniciar a pesca, foi realizada a coleta dos seguintes dados abióticos: pH, condutividade, salinidade, temperatura da água e total de sólidos dissolvidos (TDS) por meio de

aparelho multiparâmetro portátil para cada local de pesca.

Os peixes foram capturados usando tarrafas com malha de 10 mm e fios de 0,25 m e 3 m de comprimento, padronizados. O tempo destinado para a realização das coletas foi de 1 hora por dia. Em cada um dos pontos foi destinado um total de 20 min de pesca (10 min para cada local). Durante este período foram feitos lances consecutivos do apetrecho de pesca até que o tempo, marcado com a ajuda de um cronometro, se esgotasse.

As espécies de peixes coletadas foram acondicionadas em sacos plásticos. Após identificados, os sacos com os peixes foram transportados para o laboratório, onde foram imediatamente lavados, fotografados e congelados para posterior identificação.

Os nomes científicos das espécies foram confirmados com o registro de peixes para a bacia do Rio Apodi-Mossoró (Nascimento et al., 2014), como também foi utilizado o site especializado (<https://www.fishbase.se/search.php>), para a confirmação e/ou identificação das espécies.

Obtenção de dados abióticos

Os dados sobre a precipitação nos meses de coleta e os valores de volume de água acumulado entre as passagens molhadas foram obtidos por meio do site da SIEMU (<https://siemu.ufersa.edu.br/>) da Estação Meteorológica Automática da Universidade Federal Rural do Semi-Árido, campus Mossoró. Foram feitas análises gráficas dos valores médio mensais de temperatura do ar e de valores totais da pluviosidade mensal para todo o período de amostragem, de modo a caracterizar o clima da região estudada. As variáveis físicas e químicas da água tiveram seus valores médios, erros e desvios padrão calculados para cada período amostral.

Estrutura da comunidade

Para análise da estrutura da comunidade foram analisados os valores de: i) riqueza de espécies (S) e índice de Margalef (DMg); ii) abundância numérica estimada em Captura Por Unidade de Esforço (CPUE), iii) índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'); e iv) equitabilidade (J) (Carmassi, 2008). A estimativa de riqueza foi calculada por meio do programa *Paleontological Statistics* - PaST, versão 4.13 (Hammer, 2023), bem como as estimativas dos índices de diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou.

Uma Análise de Correspondência Canônica (CCA) foi realizada visando relacionar os dados abióticos e os parâmetros de estrutura da comunidade de peixes, utilizando o programa PaST (Hammer, 2023). Para identificar, qualitativamente, as espécies residentes, o método de constância de ocorrência utilizado por Carmassi (2008) foi aplicado por meio da Equação 1.

$$c = ci/C*100 \quad \text{Eq.(1)}$$

onde c = valor de constância da espécie; ci = número de coletas com a espécie i ; C = número total de coletas. As espécies com $c \geq 50$ foram

consideradas constantes; $25 \leq c < 50$ acessórias e $c < 25$ ocasionais.

Quanto à similaridade, a ictiofauna foi avaliada, em termos qualitativos, utilizando-se o índice de similaridade de Jaccard (J), que faz uso de dados de presença e ausência das espécies, calculado pela Equação 2.

$$J = a/(a + b + c + d) \quad \text{Eq.(2)}$$

onde a = número de espécies comuns aos pontos de coleta 1, 2 e 3; b = número de espécies exclusivas no ponto de coleta 1; c = número de espécies exclusivas no ponto 2; d = número de espécies exclusivas ao ponto 3.

Com o intuito de verificar o efeito da seca e das diferenças espaciais sobre a abundância de indivíduos nos diferentes pontos de coleta, foi calculado o número de indivíduos, estimado em Captura Por Unidade de Esforço (CPUE) e expressa como número de indivíduos: $CPUE = C/f$, onde C = número de indivíduos capturados e f = esforço, m^2 de rede * tempo de exposição do apetrecho de pesca, para cada ponto por: i) período de amostragem e, ii) pontos de coleta.

Análise de variância

A análise de variância (ANOVA) foi aplicada para determinar se existem diferenças significativas nos parâmetros utilizados para a caracterização da estrutura da comunidade de peixes do local estudado, utilizando o PaST (Hammer, 2023). Os períodos de coleta (chuvoso x seco) e os três pontos de coleta foram comparados.

Resultados e Discussão

Caracterização dos meses de coleta

O trecho urbano estudado do Rio Apodi-Mossoró, situado na comunidade rural de Passagem de Pedras, Rio Grande do Norte mostrou-se ideal para o estudo da ictiofauna, sob diferentes aspectos espaço temporais. A presença de passagens molhadas, a interferência urbana, os períodos bem demarcados de chuva e o ambiente de transição rio/estuário permitiram avaliar como diferentes fatores influenciaram na composição e na estrutura da ictiofauna local. Os resultados obtidos neste estudo fornecem uma compreensão valiosa da variação espaço-temporal na ictiofauna de um rio intermitente perenizado com passagens molhadas no semiárido brasileiro.

Dentre os meses de coleta de dados, levando em consideração o nível de precipitação em mm, foram reconhecidos dois períodos, um período mais seco, de agosto a outubro, onde a precipitação total foi próxima de 0 mm e um período mais úmido, de dezembro a abril, com

nível de precipitação mais elevado. O mês de abril de 2022 apresentou maior nível de precipitação, com um total de 137,85 mm, os meses de agosto e outubro de 2021 apresentaram menor incidência de chuvas (precipitação igual a 0 mm) (Figura 3).

Como observado por Cardoso et al. (2012), as variações anuais e mensais na precipitação são capazes de provocar variações físico-químicas, que podem influenciar diretamente as assembleias de peixes.

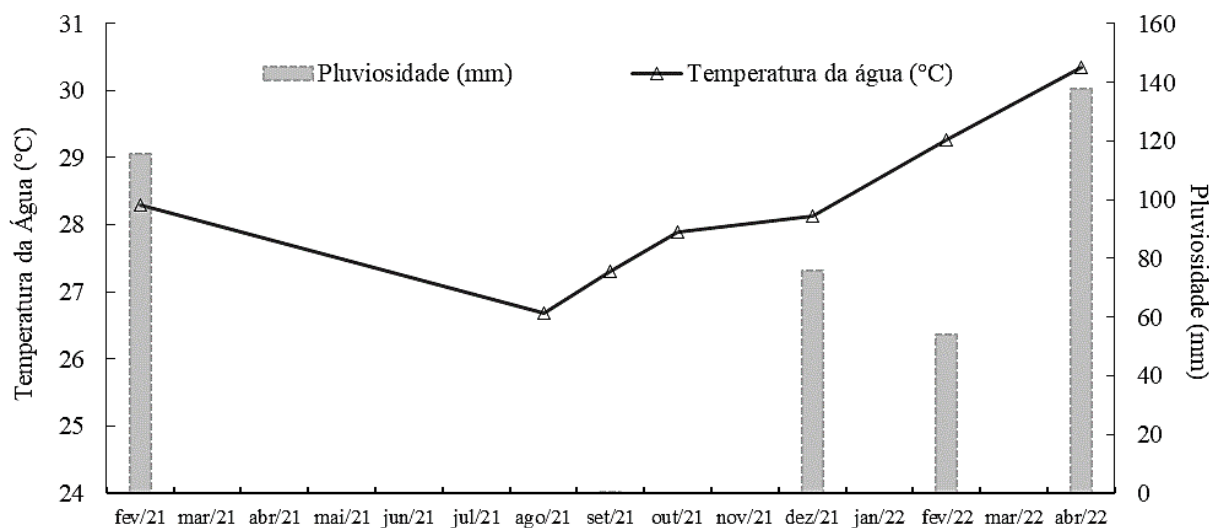


Figura 3. Distribuição dos valores médios da temperatura da água e valor total da pluviosidade mensal no período de amostragem, no trecho de Passagem de Pedras, Mossoró, Rio Grande do Norte. Fonte: Silva et al. (2022).

A temperatura da água oscilou entre 26,68°C, no mês agosto de 2021, o menor registro para os meses estudados, e 30,34°C, em abril de 2022, mês que apresentou o maior registro (Figura 3). Neste estudo, os resultados mostraram que, nos meses mais secos, onde a precipitação foi menor, a temperatura da água também foi menor, enquanto nos meses mais úmidos, a temperatura da água foi maior. Dados do *Weather Sparks* (<https://weatherspark.com>), um site que reúne dados meteorológicos de diversas cidades do

Brasil, corroboram que, na região estudada, os meses mais secos chegam a apresentar uma temperatura da água mais amena, próxima de 26°C, enquanto nos meses mais úmidos, a temperatura da água pode chegar a 29°C.

Dentre as variáveis físico-químicas da água analisadas, podemos observar que não houve diferença significativa entre os dados de temperatura da água, total de sólidos dissolvidos (TDS) e pH coletados nos diferentes períodos de coleta ($p = 0,984$, Figura 4).

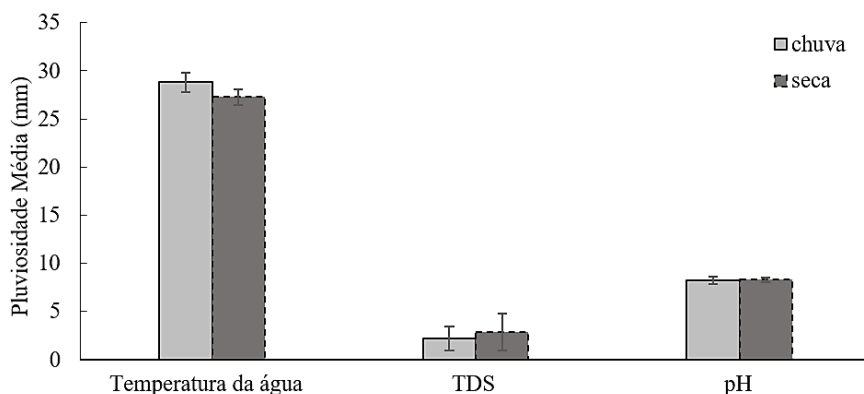


Figura 4. Variação dos valores médios de temperatura da água (°C), total de sólidos dissolvidos (TDS) e pH de acordo com a pluviosidade média mensal na comunidade rural de Passagem de Pedras, Mossoró, Rio Grande do Norte. Fonte: Silva et al. (2022).

A precipitação foi responsável por mudanças nos valores de dados abióticos como o total de sólidos dissolvidos (TDS) e pH, embora a

análise de variância desses dados associada ao período de coleta não tenha apontado diferença significativa. Foi visto que o pH em ambos os

períodos se manteve próximo da faixa de neutralidade, não havendo variação significativa durante os meses de coleta. Esse resultado sugere uma certa estabilidade nas condições físico-químicas ao longo do ano, apesar das variações sazonais na precipitação e temperatura.

No entanto, é importante considerar que a não detecção de diferenças estatísticas não necessariamente implica na inexistência de impactos sutis ou a longo prazo dessas variações nas condições do ambiente fluvial sobre a ictiofauna. A ausência de diferenças pode indicar uma adaptação da ictiofauna local às condições variáveis do rio, possivelmente por meio de comportamentos de migração ou alterações nas atividades metabólicas (Neves et al., 2020). Portanto, estudos futuros poderiam investigar mais

a fundo os possíveis efeitos dessas variações nas populações de peixes, considerando fatores como comportamento reprodutivo e crescimento e migração.

Os resultados obtidos revelaram que os valores médios de pH nos pontos de amostragem exibiram variações: 8,5 no Ponto 1 (P1), 8,2 no Ponto 2 (P2) e 8,1 no Ponto 3 (P3), caracterizando o meio aquático como básico (Figura 5A). Tal diferenciação no pH pode estar associada a fatores geológicos e hidroquímicos específicos da área de estudo. Notavelmente, o Ponto 1 demonstrou valores médios de pH superiores aos encontrados nos pontos localizados em proximidade à área de influência estuarina, onde se observaram maiores índices de condutividade elétrica da água (Figura 5B).

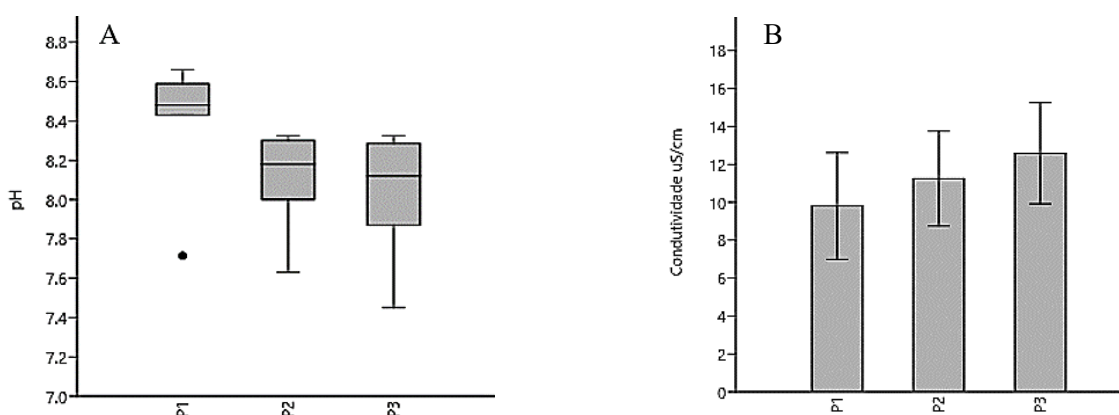


Figura 5. Variação dos valores médios pH, com desvio padrão (A) e de condutividade elétrica da água, com desvio padrão (B), para cada ponto de coleta na comunidade rural de Passagem de Pedras, Mossoró, Rio Grande do Norte. Fonte: Silva et al. (2022).

O Ponto 1 apresentou valores médios de pH superiores e menor condutividade elétrica em comparação com as regiões estuarinas, indicando diferentes processos geoquímicos. Essa variação pode resultar em microambientes distintos que influenciam diretamente as preferências de habitat dos peixes. Ambientes com pH mais alto são geralmente preferidos por espécies que prosperam em águas menos ácidas, enquanto a maior condutividade nas regiões estuarinas pode indicar uma maior salinidade, preferida por espécies tolerantes ao sal (Valdés & García, 2019).

As condições químicas da água influenciam a distribuição das espécies de peixes. Espécies que preferem águas alcalinas são mais abundantes em áreas com pH elevado, como no Ponto 1, enquanto espécies adaptadas a condições salinas se concentram em regiões com maior condutividade. A variação no pH pode afetar a disponibilidade de nutrientes, influenciando a flora aquática que serve de habitat e alimento para os peixes.

A ecologia trófica das espécies ícticas, ou seja, suas interações alimentares, é afetada pelas variações nas condições da água. A composição química da água pode influenciar a disponibilidade de presas. Por exemplo, espécies que se alimentam de invertebrados bentônicos são mais comuns em ambientes onde o pH e a condutividade favorecem a abundância dessas presas (Leite, Wendland & Gastmans, 2021). A salinidade pode alterar a estrutura trófica ao modificar a diversidade e a abundância de organismos aquáticos, os quais são a base alimentar de muitas espécies de peixes.

Características do habitat

A Figura 6 mostra a interconexão entre os índices pluviométricos e a salinidade média ao longo dos períodos de coleta. Observa-se que os índices de pluviosidade alcançaram os patamares mais baixos nos meses de agosto (0 mm) a outubro (0 mm), registrando, subsequentemente, um aumento progressivo entre os meses de dezembro de 2021 (75,67 mm) até abril de 2022, culminando no pico máximo de precipitação documentado

durante o período de amostragem (137,85 mm). Com base nos resultados que delineiam as características do habitat, emerge uma visão mais

profunda da interação dinâmica entre os fatores ambientais que moldam esse ecossistema fluvial.

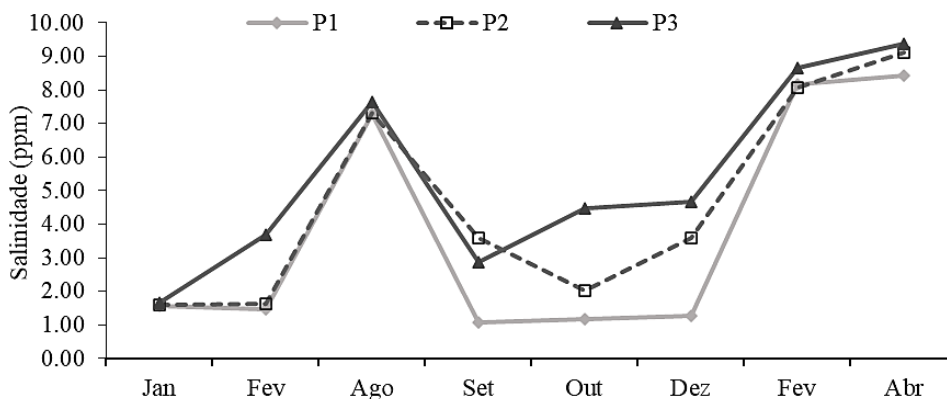


Figura 6. Variação espaço temporal dos dados de salinidade médias registrados nos três pontos de coleta, no Rio Apodi-Mossoró, trecho de Passagem de Pedras, Mossoró, Rio Grande do Norte, de janeiro de 2021 a abril de 2022. Fonte: Silva et al. (2022).

A análise da salinidade ao longo do período de estudo revelou padrões distintos em consonância com as variações pluviométricas. Durante o período de estiagem (agosto a outubro), a salinidade exibiu uma média de 4.170 ppm, enquanto no período de maior pluviosidade (janeiro, fevereiro e dezembro de 2021, e fevereiro e abril de 2022), apresentou uma média de 4.860 ppm. A menor média mensal foi registrada em janeiro de 2021 (1.600 ppm), contrastando com a média mais elevada observada em abril de 2022 (8.970 ppm). A distinção nos níveis de salinidade ao longo do tempo pode ser atribuída ao influxo sazonal de água doce durante os períodos chuvosos e à subsequente evaporação durante as estiagens. Além disso, a variação nos valores de salinidade entre diferentes pontos de coleta revelou padrões de distribuição distintos.

O Ponto 3 se destacou, exibindo a maior média de salinidade ao longo de todo o período de coleta (5.330 ppm), possivelmente influenciado por fatores locais e contribuições hídricas específicas. O Ponto de coleta 1, por sua vez, demonstrou a menor média de salinidade (3.820 ppm), indicando uma influência diferenciada das condições ambientais nessa localidade. Como observado por Medeiros et al. (2018), nas áreas semiáridas e áridas de regiões tropicais, a descarga de água nos estuários é frequentemente intermitente, com grandes fluxos durante a estação chuvosa, seguidos por meses (5-10) de descarga mínima, o que pode resultar em estuários hipersalinos na maior parte do ano.

Na maior parte destes estuários, a descarga fluvial varia com os períodos sazonais, enquanto a influência marinha é condicionada aos fluxos e

refluxos das marés, sendo que a evaporação e precipitação têm influência considerável sobre a distribuição do perfil longitudinal da salinidade (Sumner & Belaineh, 2005). Esses achados ressaltam a complexidade das interações entre os fatores ambientais, como precipitação e evaporação, que moldam a salinidade em um ambiente fluvial intermitente com trechos perenizados. Eles também sublinham a importância de considerar a heterogeneidade espacial na interpretação das características do habitat, uma vez que diferentes pontos de coleta podem estar sujeitos a influências distintas. De fato, somente quando observados esses dados espacialmente (nos diferentes pontos de coleta) pôde-se observar maior variação. A presença de passagens molhadas, neste caso responsáveis por fragmentar o rio em três ambientes distintos, é um dos fatores que influenciam e modelam espacialmente não só os dados abióticos, mas também aqueles referentes à estrutura das assembleias de peixes locais.

Conforme observado por Bezerra (2010), os rios na natureza tendem a manter um equilíbrio entre a descarga de água, o transporte de sedimentos, processos erosivos e deposicionais. No entanto, esse equilíbrio longitudinal pode ser perturbado devido à intervenção humana em segmentos fluviais, como a expansão urbana e a construção de barragens. Essas atividades podem resultar em mudanças notáveis nas características limnológicas e nas comunidades aquáticas (Cunha, 2001).

Dessa forma, a presença de duas passagens molhadas no local de estudo e sua tipologia ajudam a explicar os valores encontrados para diversos dados abióticos espacialmente. Elas foram

classificadas como não vazada (a montante) e vazada com manilhas (a jusante), sendo possível observar durante as coletas que ambas permitiram a passagem de água. A primeira, permitindo a passagem por cima da estrutura de concreto, criando uma lâmina d'água contínua, ligando os pontos 1 e 2, e a segunda, por meio das manilhas que conectaram os pontos 2 e 3, desta forma, mantendo o fluxo constante do rio.

O pH, por exemplo, foi influenciado de forma a amenizar flutuações, sendo considerado alcalino nos três pontos de coleta, com valores levemente mais baixos em P3. Inversamente aos valores de pH, a condutividade elétrica se mostrou maior na região caracteristicamente estuarina, tendo médias mais baixas no sentido jusante/montante. Com P3 apresentando maior média, seguido de P2 e P1.

Os valores médios de salinidade tiveram uma variação mais elevada quando observados espacialmente, apresentando maior média (5.330 ppm) em P3 e menor média (3.820 ppm) em P1. O fato do ponto de coleta 3 apresentar os maiores valores tanto para a salinidade quanto para a condutividade elétrica está atrelado principalmente à influência direta das marés neste local, sendo que a coleta nessa região só é viável em períodos de preia-mar. Outro fator que ajuda a explicar o padrão espacial da salinidade é a fragmentação do corpo lótico pelas passagens molhadas, visto que as mesmas impedem que as águas salgadas provenientes dos fluxos e refluxos das marés adentrem rio acima, sendo P1 o ponto de coleta

menos afetado por esse fator, seguido por P2 e P3 que estão interligados mais a jusante pelas manilhas da passagem molhada 2.

Segundo Oliveira (2011), a maioria das variações dos fatores físicos e químicos que afetam o funcionamento de processos biológicos ou ictiológicos dentro de estuários é determinada por variáveis geográficas ou hidrológicas. Nos ecossistemas estuarinos, os parâmetros físicos e químicos da água, tais como salinidade, temperatura, turbidez, pH e oxigênio dissolvido são, reconhecidamente, fatores que afetam a distribuição das espécies de peixes (Blaber, 2002). Logo, as variáveis ambientais criam condições disponíveis para a ocorrência das espécies, mas a distribuição destas é determinada pelas suas tolerâncias ambientais e fisiológicas, além das interações biológicas harmônicas e desarmônicas (Elliott & Hemingway, 2002).

Ao longo do período de estudo, a salinidade manifestou uma média de 4.170 ppm durante o intervalo caracterizado pela estiagem (agosto a outubro), enquanto exibiu uma média de 4.860 ppm durante o período de pluviosidade (janeiro, fevereiro e dezembro de 2021, e fevereiro e abril de 2022). Destaca-se que a menor média mensal ocorreu em janeiro de 2021 (1.600 ppm), enquanto a média mais elevada foi observada em abril de 2022 (8.970 ppm). Dentro dessa perspectiva, o Ponto 3 destacou-se por apresentar a maior média ao longo de todo o período de coleta (5.330 ppm), ao passo que o Ponto de Coleta 1 exibiu a menor média (3.820 ppm) (Figura 7).

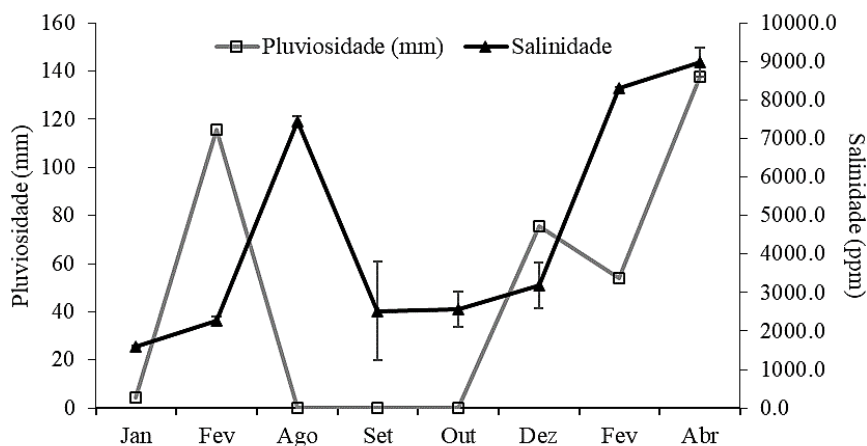


Figura 7. Relação entre a pluviosidade total mensal e a salinidade média no Rio Apodi-Mossoró, trecho de Passagem de Pedras, Mossoró, Rio Grande do Norte, de janeiro de 2021 a abril de 2022. Fonte: Silva et al. (2022).

Composição das assembleias de peixes

Um total de 396 indivíduos, pertencentes a 11 espécies distintas, distribuídas em nove famílias e cinco ordens taxonômicas, foi capturado. As ordens Perciformes, Siluriformes e Characiformes

apresentaram três famílias cada, enquanto as ordens Mugiliformes e Pleuronectiformes exibiram duas famílias cada. Dentro deste cenário, a família Cichlidae se destacou como a mais proeminente em termos de número de indivíduos coletados,

totalizando 315 exemplares, seguida pela família Characidae, com um registro de 39 indivíduos.

Quanto à abundância das espécies, *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) e *Astyanax* gr. *bimaculatus* (Linnaeus, 1758) se posicionaram como as mais prevalentes,

respectivamente. Em contraste, um número menor de exemplares foi coletado para as espécies *Eucinostomus gula* (Quoy & Gaimard, 1824) e *Trachelyopterus galeatus* (Linnaeus, 1766), ambas com apenas um indivíduo registrado (Tabela 2).

Tabela 2. Lista das espécies de peixes capturadas no Rio Apodi-Mossoró, trecho de Passagem de Pedras, Mossoró, Rio Grande do Norte. N = número de indivíduos coletados; N% = porcentagem de indivíduos coletados. Fonte: Silva et al. (2022).

Grupo taxonômico	N (%)	Nome comum
PERCIFORMES		
CICHLIDAE		
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	315 (80,7)	Tilápia
GERREIDAE		
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	4 (1,0)	Carapeba
<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	1 (0,2)	Carapicu
SILURIFORMES		
AUCHENIPTERIDAE		
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	1 (0,2)	Cangati
LOCARIIDAE		
<i>Loricariichthys derbyi</i> (Fowler, 1915)	4 (1,0)	Cascudo
<i>Hypostomus pularum</i> (Starks, 1913)	3 (0,7)	Cascudo
CHARACIFORMES		
ERYTHRINDAE		
<i>Hoplias</i> gr. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)	2 (0,5)	Traíra
CHARACIDAE		
<i>Astyanax</i> gr. <i>bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	39 (10,0)	Piaba
PROCHILONDONTIDAE		
<i>Prochilodus brevis</i> (Steindachner, 1875)	5 (1,2)	Curimatã
MUGILIFORMES		
MUGILIDAE		
<i>Mugil curema</i> (Valenciennes, 1836)	19 (3,3)	Tainha
PLEURONECTIFORMES		
SOLEIDAE		
<i>Solea solea</i> (Linnaeus, 1758)	3 (0,7)	Linguado
Total	(100)	11

As espécies a seguir tiveram os valores de N mais representativos: *Oreochromis niloticus* (N = 315); *Astyanax* gr. *bimaculatus* (N = 39) e *Mugil curema* (N = 19). A presença significativa de *A. bimaculatus* na estação seca e sua redução na estação chuvosa podem ser indicativos de estratégias reprodutivas e de forrageamento específicas dessas espécies. É possível que *A. bimaculatus* utilize a estação seca como um período de maior atividade de forrageamento, enquanto *O. niloticus* pode se beneficiar das condições mais abundantes da estação chuvosa para a reprodução e o crescimento.

Não foram identificadas diferenças estatisticamente significativas nos valores de dominância, equitabilidade e diversidade de espécies. A análise de variância realizada revelou um valor de $p = 0,98$ para os parâmetros avaliados

entre as diferentes estações do ano. Observamos uma riqueza de oito espécies durante a estação chuvosa, enquanto a estação seca apresentou um total de nove espécies.

Durante os períodos mais chuvosos, notamos um aumento na dominância de espécies, com um valor de 0,74, ao passo que a diversidade diminuiu para 0,59. Em contrapartida, nos meses mais secos, observamos uma dominância de espécies de 0,47, acompanhada de uma diversidade mais elevada, alcançando 1,16. Quanto ao índice de equitabilidade, encontramos um valor de 0,53 durante o período seco e 0,28 durante o período chuvoso (Figura 8). Isso pode ser explicado pelas flutuações nos fatores abióticos e como eles influenciam na composição, abundância, riqueza e diversidade das comunidades ícticas (Garcia, Vieira & Winemiller, 2003).

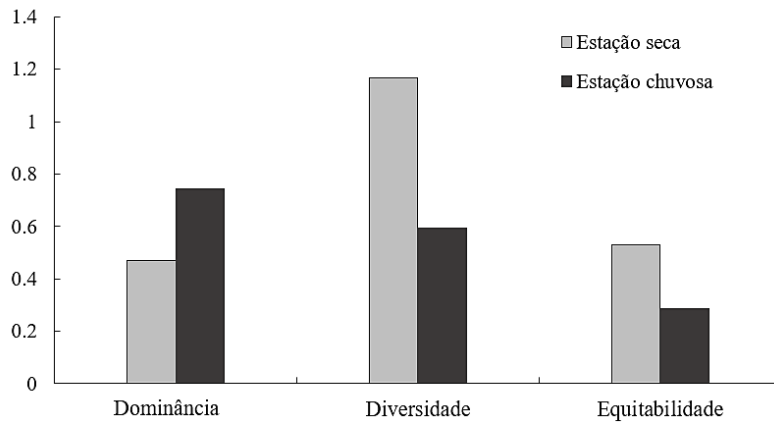


Figura 8. Análise da estrutura da comunidade de peixes nos períodos seco e chuvoso no Rio Apodi-Mossoró, trecho de Passagem de Pedras, Mossoró, Rio Grande do Norte. Fonte: Silva et al. (2022).

Complementar aos índices calculados para os diferentes períodos de coleta, foram analisados a riqueza de espécies (S), índice de diversidade

Shannon-Wiener (H), índice de Margalef (DMg) e equitabilidade de Pielou (J), para os três pontos amostrais, demonstrados na Tabela 3.

Tabela 3. Valores de riqueza (S) e dos índices de Shannon-Wiener (H), Margalef (DMg) e Pielou (J) para a área de estudo no Rio Apodi-Mossoró, trecho de Passagem de Pedras, Mossoró, Rio Grande do Norte. Com valores mínimo e máximo encontrados em cada ponto. Fonte: Silva et al. (2022).

Pontos de coleta	Riqueza (S)	Shannon (H)	Margalef (DMg)	Pielou (J)
P1	8	0,776	1,299	0,373
Mínimo	8	0,614	1,299	0,295
Máximo	8	0,928	1,299	0,446
P2	7	0,876	1,211	0,450
Mínimo	5	0,659	0,807	0,338
Máximo	7	1,046	1,211	0,541
P3	4	0,545	0,843	0,393
Mínimo	2	0,258	0,281	0,235
Máximo	4	0,811	0,843	0,585

Ao examinarmos o índice de diversidade de Shannon-Wiener, identificamos que os valores mais elevados estão localizados no ponto 2, indicando uma maior diversidade de espécies nessa área. Em sequência, o ponto 1, situado a montante, seguido pelo ponto 3. Em relação aos índices de riqueza, observa-se uma diminuição progressiva do ponto 1 para o ponto 3. No que tange à

equitabilidade, constatamos que foi mais acentuada no ponto 2, seguida pelos pontos 3 e 1, conforme ilustrado na Figura 9. Isso também pode ser explicado pelas diferenças nos fatores abióticos em cada ponto de amostragem, e como os fatores influenciam na composição, abundância, riqueza e diversidade das comunidades ícticas (Garcia, Vieira & Winemiller, 2003).

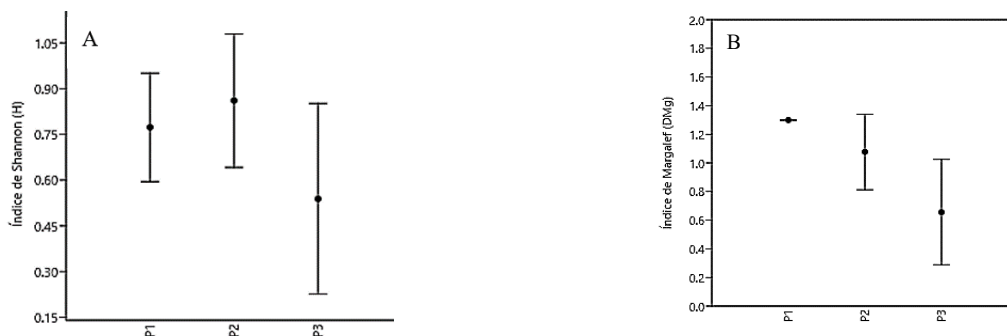


Figura 9. Valores dos índices de diversidade de Shannon-Wiener (H; A) Margalef (DMg; B) para os três pontos de coleta (P1, P2 e P3) no Rio Apodi-Mossoró, com intervalos de confiança a 95%, na comunidade rural de Passagem de Pedras, Mossoró, Rio Grande do Norte. Fonte: Silva et al. (2022).

As ordens Perciformes, Siluriformes e Characiformes, cada uma com três famílias, emergem como contribuintes preeminentes para a composição das assembleias de peixes, indicando sua adaptação bem-sucedida às variáveis condições desse ambiente. A presença de famílias comumente associadas a diferentes estratégias ecológicas, como a família Cichlidae, com 315 indivíduos coletados, e a família Characidae, com 39 indivíduos, sugere a existência de nichos ecológicos distintos para essas espécies dentro do ecossistema estudado.

A identificação das espécies *Oreochromis niloticus* e *Astyanax gr. bimaculatus* como as mais abundantes é coerente com a literatura e ressalta sua habilidade de persistir em ambientes de variação sazonal e disponibilidade de água oscilante. Essas espécies, frequentemente associadas a ambientes dinâmicos, parecem bem adaptadas às mudanças periódicas nas condições hidrológicas desse rio. A menor frequência de *Eucinostomus gula* e *Trachelyopterus galeatus*, com apenas um indivíduo cada, pode sugerir que essas espécies são mais especializadas ou sensíveis a determinados aspectos ambientais, tornando-as menos comuns na amostragem.

Nos rios semiáridos ocorrem 371 espécies de peixes (Garda et al., 2018), porém, neste estudo, apenas 11 espécies foram capturadas, um valor menor que o número de espécies normalmente encontradas em ambientes com a presença de barragens, ao longo do curso do Rio Apodi-Mossoró, como no reservatório de Santa Cruz, com o registro de 20 espécies (Novaes et al., 2014). Outros estudos também demonstram a baixa riqueza de espécies em barragens e no Rio Apodi-Mossoró (Cardoso et al., 2012; Oliveira et al., 2016; Oliveira et al., 2018).

A composição da ictiofauna do trecho estudado do Rio Apodi-Mossoró apresentou resultados semelhantes àqueles encontrados em estudos realizados em reservatórios ao longo do mesmo rio, com a ordem Characiformes sendo uma das mais representativas em número de famílias (Novaes et al., 2014; Oliveira et al., 2016; Oliveira et al., 2024), apesar de a ordem Perciformes ter tido igual representatividade em número de famílias e maior em número de indivíduos capturados.

A família Cichlidae foi a mais representativa, com a espécie *Oreochromis niloticus* correspondendo a 80,7% de todos os indivíduos coletados. Novaes et al. (2014) também relataram a predominância de espécies pertencentes à família Cichlidae em seu estudo no em reservatório do Rio Apodi-Mossoró. A espécie em questão foi amplamente introduzida na região Nordeste do Brasil a partir da década de 30, pelo

Departamento Nacional de Obras contra as Secas (DNOCS), com objetivo de amenizar os efeitos deletérios das barragens sobre a ictiofauna local e incrementar a produção pesqueira em reservatórios públicos e pequenos açudes particulares (Agostinho et al., 2008; Leão et al., 2011). A escolha de espécies da família Cichlidae pode estar relacionada ao fato dessas espécies serem bem adaptadas aos ambientes lânticos (Agostinho et al., 2007).

A análise dos índices de diversidade, riqueza e equitabilidade revela padrões que podem estar associados às condições ambientais e à disponibilidade de recursos em cada ponto de amostragem. Este achado está alinhado com a literatura que sugere que a heterogeneidade ambiental e a disponibilidade de recursos são fatores críticos que influenciam a estrutura das comunidades biológicas (MacArthur & Wilson, 1967; Tilman, 1982). A observação dos maiores valores de diversidade no ponto 2 sugere a presença de nichos ecológicos mais variados e favoráveis, possivelmente devido a fatores como a complexidade estrutural do habitat. Estudos têm demonstrado que habitats com maior complexidade estrutural, como florestas heterogêneas, geralmente suportam uma maior diversidade de espécies devido à disponibilidade de uma variedade de micro-habitats e recursos (Huston, 1994; Tews et al., 2004). A complexidade estrutural pode criar mais oportunidades para a coexistência de espécies por meio da redução da competição direta (Rosenzweig, 1995).

A diminuição da riqueza de espécies do ponto 1 para o ponto 3 pode ser indicativa de um gradiente de condições ambientais, impactando a diversidade de espécies adaptadas a cada ambiente específico. Este fenômeno é bem documentado na literatura, onde gradientes ambientais, como a variação de umidade, temperatura e nutrientes, afetam a composição e a riqueza de espécies em diferentes habitats (Whittaker, 1975; Rahbek, 2005). Por exemplo, em gradientes altitudinais, a riqueza de espécies frequentemente diminui com o aumento da altitude devido à mudança nas condições climáticas e disponibilidade de recursos (Körner, 2007).

A variação na equitabilidade entre os pontos amostrais sugere uma distribuição mais homogênea das abundâncias relativas das espécies no ponto 2, o que pode ser atribuído a interações complexas entre fatores bióticos e abióticos. A literatura aponta que ambientes com interações bióticas mais complexas, como predação e competição, juntamente com fatores abióticos estáveis, tendem a exibir uma equitabilidade maior, pois tais interações promovem a coexistência e a

distribuição equilibrada das espécies (Chesson, 2000; Tilman, 2004).

Estudos realizados em escalas temporais maiores têm demonstrado uma forte associação entre sazonalidade e a estrutura das assembleias de peixes (Artioli, 2012). Para Bond, Lake & Arthington (2008), em regiões de clima árido e semiárido, como o Nordeste do Brasil, é esperado que no período de seca ocorram alterações nas populações de organismos aquáticos e na estrutura das comunidades. No entanto, para este estudo, os valores de diversos parâmetros da estrutura da comunidade, como a dominância, a equitabilidade e a diversidade, não variaram significativamente durante os diferentes períodos de coleta. A riqueza de espécies seguiu o mesmo padrão, apresentando apenas leve aumento na estação seca, mas sem correlação com a pluviosidade. Quanto a captura por unidade de esforço e abundância de indivíduos, foi visto um aumento durante a estação chuvosa e diminuição dos valores na estação seca.

Os baixos níveis de riqueza parecem estar mais associados à ampla ocorrência da espécie exótica *Oreochromis niloticus*, visto que diversos estudos correlacionam a presença de *O. niloticus* com a redução da captura de espécies nativas (Attayde et al., 2011). Estes autores conduziram experimentos em que as densidades de tilápias foram controladas, e o impacto nas dinâmicas do zooplâncton, fitoplâncton e na transparência da água foi cuidadosamente monitorado. Os resultados revelaram que a presença da tilápia teve

um efeito negativo sobre a abundância de zooplâncton e a transparência da água, devido às ações de bioperturbação e ressuspensão de sedimentos provocadas por essa espécie. Como consequência, a tilápia poderia exercer inibição no recrutamento de outras espécies de peixes que dependem principalmente de zooplâncton como alimento e se orientam visualmente para localizar e capturar suas presas, especialmente durante os estágios iniciais de vida.

Dentre os 396 indivíduos capturados neste estudo, as três espécies mais abundantes foram: *Oreochromis niloticus* (80,7%), *Astyanax gr. bimaculatus* (10%) e *Mugil curema* (3,3%); todas as oito demais espécies capturas correspondem a apenas 6% do total da amostragem. Essa discrepância entre os valores de abundância foi observada, tanto temporalmente quanto espacialmente. As variações temporárias podem ser atribuídas as variações sazonais e de precipitação; a variação ao longo dos pontos de coleta estão associadas às diferentes características limnológicas encontradas em cada ponto de coleta.

Foi realizada uma Análise de Correspondência Canônica (CCA) a fim de relacionar os fatores abióticos aos dados de estrutura da comunidade nos diferentes pontos de coleta. Foram relacionados: pH, salinidade, condutividade, temperatura da água e total de sólidos dissolvidos, com os parâmetros de riqueza de espécies, dominância, abundância, diversidade e equitabilidade (Figura 10).

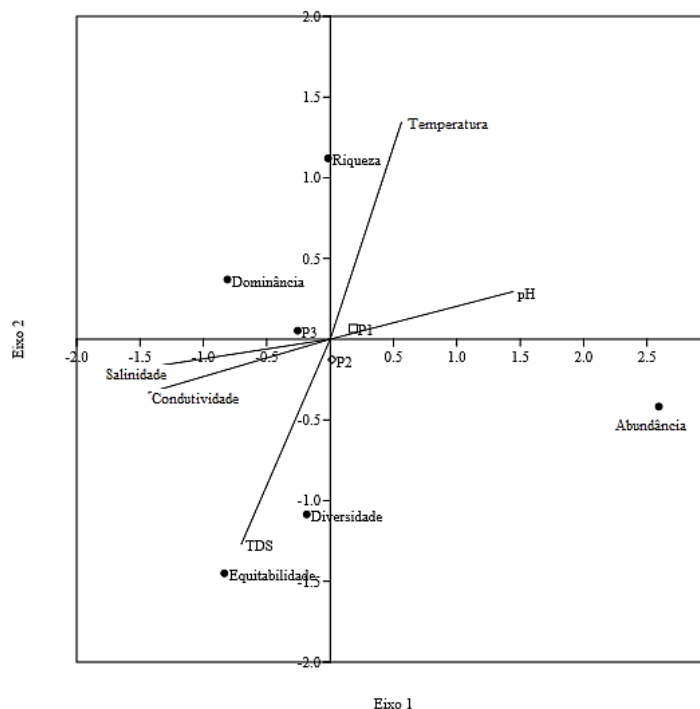


Figura 10. Análise de correspondência relacionando os "scores" dos parâmetros de estrutura da comunidade aos vetores dos dados abióticos distribuídos espacialmente nos pontos de coleta no Rio Apodi-Mossoró, trecho

de Passagem de Pedras, Mossoró, Rio Grande do Norte, de janeiro de 2021 a abril de 2022. Fonte: Silva et al. (2022).

No tocante às variáveis ambientais, notamos que a salinidade, a condutividade elétrica e o total de sólidos dissolvidos não apresentaram associações com nenhum dos pontos de coleta, contrapondo-se a todos nas análises da CCA. Entretanto, essas variáveis desempenharam um papel positivo na influência de parâmetros essenciais da estrutura da comunidade: equitabilidade e diversidade. Dentre elas, a concentração total de sólidos dissolvidos (TDS) exerceu a maior influência sobre ambos os parâmetros. A temperatura da água e os níveis de pH mostraram uma maior afinidade com o ponto de coleta 1, porém, não pareceram ter influência sobre quaisquer parâmetros da comunidade. O ponto de coleta 2 esteve mais relacionado ao parâmetro de abundância de espécies, enquanto o ponto de coleta 3 se associou aos parâmetros de riqueza e dominância.

A ausência de associação entre salinidade, condutividade elétrica e concentração total de sólidos dissolvidos com os pontos de coleta demonstra a resistência ecológica da ictiofauna a condições variáveis de água em um ambiente tão dinâmico. Essa adaptabilidade pode estar relacionada à capacidade das espécies de suportar variações ambientais e aproveitar as oportunidades temporárias de habitat. O papel positivo da concentração total de sólidos dissolvidos na influência sobre equitabilidade e diversidade indica que a presença de nutrientes e matéria orgânica pode estar associada a uma maior coexistência de espécies e à manutenção de uma rede trófica mais complexa.

A não influência das variáveis ambientais sobre a abundância de espécies em todos os pontos, exceto o ponto 2, destaca a singularidade desse local como um potencial ponto de refúgio para as espécies. Por outro lado, a associação do ponto de coleta 3 com os parâmetros de riqueza e dominância pode sugerir uma influência específica da estrutura do habitat nesse local. Esses resultados enfatizam a importância de compreender as interações entre as condições ambientais e a dinâmica das populações para a conservação eficaz da ictiofauna em ambientes aquáticos intermitentes perenizados, contribuindo para uma abordagem mais abrangente na gestão desses sistemas no semiárido nordestino.

O fato de o ponto de coleta 2 estar mais relacionado ao parâmetro de abundância pode ser explicado pela sua ligação ao total de sólidos dissolvidos neste ponto, que se localiza entre as duas passagens molhadas e apresenta

características mistas entre o ponto de coleta 1 e 3, permitindo a existência de uma assembleia de peixes mais diversificada, que encontra ali um local para se alimentar e reproduzir mais livremente.

Quanto à constância de ocorrência ficou constatado que dentre as 11 espécies coletadas, cinco foram consideradas constantes: *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758), *Mugil curema* (Valenciennes, 1836), *Prochilodus brevis* (Steindachner, 1875), *Loricariichthys derbyi* (Fowler, 1915) e *Astyanax gr. bimaculatus* (Linnaeus, 1758). Duas acessórias: *Hoplias gr. malabaricus* (Bloch, 1794), *Hypostomus pularum* (Starks, 1913); e quatro ocasionais: *Trachelyopterus galeatus* (Linnaeus, 1766), *Solea solea* (Linnaeus, 1758), *Diapterus rhombeus* (Cuvier, 1829), *Eucinostomus gula* (Quoy & Gaimard, 1824). Quanto à frequência de ocorrência: *Oreochromis niloticus* (100%), *Mugil curema* (66,6%), *Astyanax gr. bimaculatus* (66,6%), *Prochilodus brevis* (50%) e *Locariichthys derbyi* (50%), seguidas por: *Hoplias gr. malabaricus* (33,3%) e *Hypostomus pularum* (33,3%); e por último, em menor frequência: *Trachelyopterus galeatus* (16,6%), *Solea solea* (16,6%), *Diapterus rhombeus* (16,6%) e *Eucinostomus gula* (16,6%).

As constâncias de ocorrência das espécies de peixes podem ser explicadas por uma interação complexa de fatores ecológicos e ambientais. As espécies que demonstraram uma constância mais alta, como *O. niloticus*, *M. curema*, *P. brevis*, *L. derbyi* e *A. bimaculatus*, podem estar mais bem adaptadas às condições do ambiente estudado, competindo eficazmente por recursos e sendo mais tolerantes às mudanças sazonais. Por outro lado, espécies com constância menor, como *T. galeatus*, *S. solea*, *D. rhombeus* e *E. gula*, podem ser mais especializadas, migratórias ou sensíveis a perturbações ambientais. Além disso, as preferências de temperatura e a disponibilidade de alimentos desempenham um papel crucial na variação da constância entre as espécies. Esses achados ressaltam a importância de uma análise abrangente que leve em consideração uma variedade de fatores para entender a dinâmica das comunidades de peixes em ambientes semiáridos e como as passagens molhadas podem afetar sua composição e estrutura ao longo do tempo e espaço.

A análise do índice de similaridade de Jaccard revelou claramente a dissimilaridade entre os pontos de coleta 1, 2 e 3, apresentando similaridade inferior a 50%. Esta constatação é

reforçada pelo dendrograma (Figura 11), no qual podemos observar que os pontos 1 e 2 exibem uma similaridade de 0,47 entre si, enquanto o ponto 3 revela uma similaridade de 0,40 em relação aos demais pontos de coleta. Esses resultados indicam a notável diferenciação entre as assembleias de peixes nos diferentes pontos amostrais, ressaltando a influência significativa dos fatores espaço-temporais na composição dessas comunidades no contexto do rio intermitente perenizado com passagens molhadas no semiárido brasileiro.

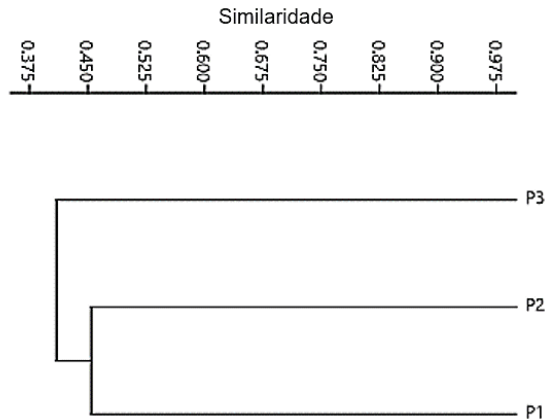


Figura 11. Dendrograma do índice de similaridade de Jaccard para os pontos de coleta no Rio Apodi-Mossoró, trecho de Passagem de Pedras, Mossoró, Rio Grande do Norte, de janeiro de 2021 a abril de 2022. Fonte: Silva et al. (2022).

A evidência do dendrograma, representado na Figura 11, reforça essa distinção. A similaridade de 0,47 entre os pontos de coleta 1 e 2 sugere que esses locais compartilham algumas características comuns em termos de composição de espécies. No entanto, o valor de similaridade de 0,40 do ponto 3 em relação aos demais pontos indica uma separação mais significativa, possivelmente influenciada por diferenças marcantes nas condições ambientais ou na disponibilidade de habitats específicos.

Essa diferenciação entre os pontos de coleta pode ser explicada por uma combinação de fatores, incluindo a heterogeneidade do habitat, variações na disponibilidade de recursos, interações competitivas entre espécies e a adaptabilidade das espécies às condições locais. A existência de passagens molhadas, por exemplo, pode criar nichos ecológicos diferenciados em diferentes pontos do rio, o que influencia a presença e a abundância de espécies adaptadas a esses microambientes distintos.

Captura por Unidade de Esforço (CPUE)

Na estação chuvosa, *Oreochromis niloticus* se destacou como a espécie mais abundante, representando 77,0% das capturas. Esta espécie também prevaleceu nos meses de seca, compreendendo 87,6% das capturas. Em seguida, a espécie *Astyanax gr. bimaculatus* apresentou uma contribuição de 20,8% nas capturas durante a estação seca e 6,2% na estação chuvosa. Estes resultados são consistentes com estudos que indicam a dominância de *Oreochromis niloticus* em ambientes de água doce devido à sua alta capacidade de adaptação e tolerância a uma ampla gama de condições ambientais (Trewavas, 1983; Beveridge & McAndrew, 2000).

A CPUEn revelou variações em número conforme a estação do ano e entre os três pontos de coleta (Figuras 12 e 13). A média mais baixa foi registrada em P3 (0,109 ind. m²h⁻¹), enquanto a média mais alta ocorreu em P1 (0,663 ind. m²h⁻¹), onde observamos o registro de 148 indivíduos coletados em um único ponto no mês de abril. A estação chuvosa exibiu um aumento na CPUE, com uma média de 0,833 ind. m²h⁻¹, enquanto a estação seca registrou uma média de 0,325 ind. m²h⁻¹. Ao comparar as CPUEs dos três pontos de coleta, P1 apresentou os valores mais elevados, enquanto P3 exibiu os valores mais baixos.

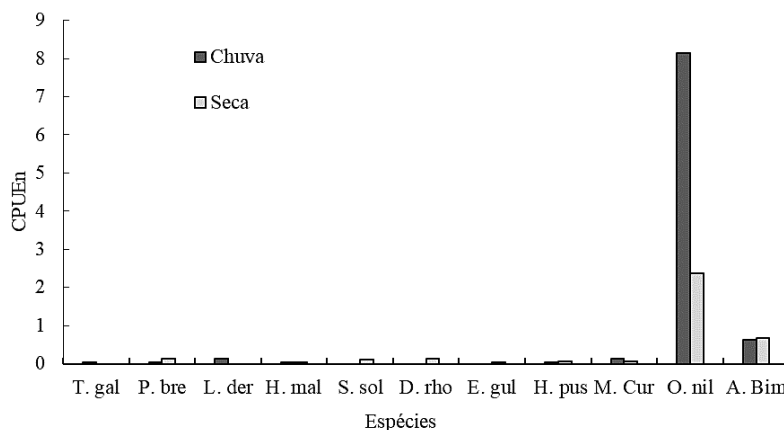


Figura 12. Captura por unidade de esforço em número (CPUEn) das espécies coletadas entre os períodos de chuva e seca em Passagem de Pedras, Mossoró, Rio Grande do Norte. T. gal = *Trachelyopterus galeatus*; P.

bre = *Prochilodus brevis*; L. der = *Loricariichthys derbyi*; H. mal = *Hoplias gr. malabaricus*; S. sol = *Solea solea*; D. rho = *Diapterus rhombeus*; E. gul = *Eucinostomus gula*; H. pus = *Hypostomus pusalum*; M. cur = *Mugil curema*; O. nil = *Oreochromis niloticus*; A. bim = *Astyanax gr. bimaculatus*. Fonte: Silva et al. (2022).

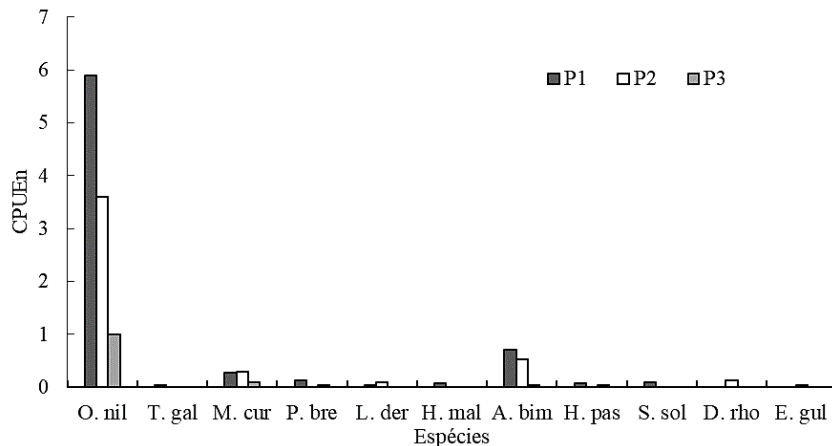


Figura 13. Variação da captura por unidade de esforço em número (CPUE_n) de indivíduos nos três pontos de coleta em Passagem de Pedras, Mossoró, Rio Grande do Norte. O. nil = *Oreochromis niloticus*; T. gal = *Trachelyopterus galeatus*; P. bre = *Prochilodus brevis*; L. der = *Loricariichthys derbyi*; H. mal = *Hoplias gr. malabaricus*; S. sol = *Solea solea*; D. rho = *Diapterus rhombeus*; E. gul = *Eucinostomus gula*; H. pus = *Hypostomus pusalum*; M. cur = *Mugil curema*; A. bim = *Astyanax gr. bimaculatus*. Fonte: Silva et al. (2022).

Estas variações sazonais e espaciais na abundância e na CPUE_n podem ser influenciadas por fatores como reprodução, migração e disponibilidade de recursos. Estudos indicam que durante a estação chuvosa, a maior disponibilidade de água e recursos alimentares pode aumentar a atividade reprodutiva e a migração de peixes, resultando em uma maior captura (Welcomme, 1979; Lowe-McConnell, 1987). Além disso, a dinâmica populacional das espécies de peixes pode variar significativamente entre diferentes habitats e microambientes, refletindo a heterogeneidade do ambiente aquático (Matthews, 1998).

Essas variações sazonais e espaciais destacam a importância de compreender a dinâmica da ictiofauna em diferentes condições ambientais e locais de amostragem. A influência das condições ambientais, como a variação nos níveis de água e a disponibilidade de habitat durante as diferentes estações, desempenha um papel crucial na distribuição e abundância das espécies de peixes (Winemiller & Jepsen, 1998; Agostinho et al., 2004). Portanto, a variação sazonal nos níveis de água pode criar novos habitats ou modificar os existentes, afetando a distribuição de peixes e a eficiência de captura.

A análise da Captura por Unidade de Esforço em número (CPUE_n) em relação às variações temporais e espaciais aponta para a influência direta das condições climáticas sazonais e das características dos pontos de coleta nas taxas de captura. A média de CPUE_n mais alta em P1,

juntamente com o registro expressivo de espécies coletadas em um único ponto, sugere que esse local pode oferecer condições mais favoráveis para a presença e a reprodução de diferentes espécies. Esses resultados estão alinhados com estudos que indicam que áreas com maior complexidade de habitat e disponibilidade de recursos tendem a suportar maior abundância e diversidade de peixes (Arrington & Winemiller, 2004; Agostinho et al., 2007).

A variação sazonal observada, com um aumento significativo na CPUE_n durante a estação chuvosa, está em consonância com padrões observados em ambientes aquáticos intermitentes. Durante a estação chuvosa, o aumento da precipitação pode expandir os habitats disponíveis e aumentar a disponibilidade de recursos, promovendo uma maior agregação e atividade dos peixes. Terra et al. (2021) observaram que a expansão temporária de habitats durante as chuvas facilita o acesso a novos recursos alimentares e áreas de reprodução, o que pode levar a um aumento na abundância de peixes.

Os resultados obtidos pela aplicação da CPUE_n nos três pontos de coleta demonstraram que a abundância de espécies aumentou no sentido jusante/montante, com P1 apresentando as maiores médias de captura por unidade de esforço (0,663 ind. m²h) e P3 a menor (0,109 ind. m²h). Esses achados são consistentes com a literatura que sugere que a variação nas características físicas e químicas ao longo de um gradiente de rio pode

influenciar a distribuição de espécies de peixes. Áreas a montante muitas vezes possuem condições mais estáveis e uma maior complexidade de habitat, que são favoráveis para a reprodução e sobrevivência das espécies (Matthews, 1998; Welcomme, 1979).

A abundância quase três vezes maior na estação chuvosa destaca a sensibilidade da ictiofauna às mudanças sazonais e à disponibilidade de recursos. Estudos mostram que a dinâmica populacional de peixes é altamente influenciada por ciclos sazonais, com períodos de cheia proporcionando condições ideais para a reprodução e crescimento dos juvenis, devido ao aumento na disponibilidade de nutrientes e habitats (Junk, Bayley & Sparks, 1989; Winemiller, 2004).

Conclusão

Os parâmetros abióticos exerceram influência sobre a composição e estrutura da ictiofauna local. Aplicando a análise CCA, pudemos estabelecer relações entre os fatores abióticos, como pH, salinidade, condutividade, temperatura da água e sólidos dissolvidos, e os parâmetros que definem a estrutura da comunidade de peixes.

Foi notável que, embora alguns desses fatores não estivessem diretamente associados aos pontos de coleta, eles desempenharam um papel significativo na influência da equitabilidade e da diversidade da comunidade de peixes.

Na análise da estrutura da comunidade de peixes em três locais distintos: o curso principal do rio, a região entre as barragens (onde as passagens molhadas estão localizadas) e o estuário, identificamos diferenças significativas na composição de espécies entre esses pontos de coleta. Essas variações ressaltam a influência crucial das condições espaciais na distribuição das espécies, sublinhando a importância das passagens molhadas como elementos que afetam a diversidade e a distribuição da ictiofauna no ambiente do semiárido brasileiro.

O estudo forneceu uma visão detalhada da ecologia da ictiofauna em um ambiente semiárido, onde as passagens molhadas desempenham um papel significativo na distribuição das espécies. Os resultados destacam a importância de considerar as flutuações ambientais sazonais, a influência das condições espaciais, bem como a influência de passagens molhadas na gestão e conservação eficaz da ictiofauna neste contexto do semiárido brasileiro.

Referências

- Ab'Saber, A. N. 1957. Significado geomorfológico da rede hidrográfica do Nordeste oriental brasileiro. *Boletim Geográfico*, 15, (139), 459-464.
- Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Pelicice, F. M. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. EDUEM, Maringá. 501p.
- Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Veríssimo, S.; Okada, E. K. 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 14, (1), 11-19. <https://doi.org/10.1007/s11160-004-3551-y>
- Agostinho, A. A.; Pelicice, F. M.; Gomes, L. C. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian journal of biology*, 68, 1119-1132. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500019>
- Almeida, S. A. S.; Cuellar, M. Z.; Costa, A. M. B.; Amorim, R. F. 2006. Caracterização das bacias hidrográficas dos rios Apodi/Mossoró e Piranhas/Assu (RN): Mapeamento do uso do solo através das imagens do satélite CBERS 2 e análise socioeconômico. *Revista FAPERN*, 1, (4), 5-9.
- Arrington, D. A.; Winemiller, K. O. 2004. Organization and maintenance of fish diversity in shallow waters of tropical floodplain rivers. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101, (21), 7641-7645.
- Artioli, L. G. S. 2012. As assembleias de peixes da zona litoral de lagoas costeiras subtropicais do sistema do Rio Tramandaí/RS: aspectos amostrais, variações espaciais e temporais de descritores ecológicos e suas relações com a variabilidade ambiental. Tese (Doutorado em Biologia Animal), Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 96f. Disponível em: <https://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/72376>. Acesso em: 08 set. 2023.
- Attayde, J. L.; Brasil, J.; Menezes, R. A. 2011. Impacts of introducing Nile tilapia on the fisheries of a tropical reservoir in North-eastern Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, 18, (6), 437-443. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2011.00796.x>
- Attayde, J. L.; Okun, N.; Brasil, J.; Menezes, R.; Mesquita, P. 2007. Os impactos da introdução da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*,

- sobre a estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos do Bioma Caatinga. *Oecologia Brasiliensis*, 11, (3), 450-461. <https://doi.org/10.4257/oeco.2007.1103.13>
- Beveridge, M. C. M.; McAndrew, B. J. Eds. 2000. *Tilapias: Biology and Exploitation*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-94-011-4008-9>
- Bezerra, M. B. 2010. **Impactos de passagens molhadas na morfodinâmica fluvial do baixo curso do rio Jaguaribe: uma análise a partir da barragem das pedrinhas em Limoeiro do Norte – Ceará**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Geografia, Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza. 115f. Disponível em: https://www.uece.br/wp-content/uploads/sites/60/2010/06/marcos_de_brito_dissertacao.pdf. Acesso em: 08 set. 2023.
- Blaber, S. J. M. 2002. ‘Fish in hot water’: the challenges facing fish and fisheries research in tropical estuaries. *Journal of Fish Biology*, 61, 1-20. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2002.tb01757.x>
- Bond, N. R.; Lake, P. S.; Arthington, A. H. 2008. The impacts of drought on freshwater ecosystems: an Australian perspective. *Hydrobiologia*, 600, 3-16. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9326-z>
- Brejão, G. L.; Teresa, F. B.; Gerhard, P. 2020. When roads cross streams: fish assemblage responses to fluvial fragmentation in lowland Amazonian streams. *Neotropical Ichthyology*, 18, 3, e200031. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2020-0031>
- Brown, J. H. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. *The American Naturalist*, 124, (2), 255-279. <https://doi.org/10.1086/284267>
- Cardoso, M. M. L.; Torelli, J. E. R.; Crispim, M. C.; Siqueira, R. 2012. Diversidade de peixes em poças de um rio intermitente do semi-árido paraibano, Brasil. *Biotemas*, 25, (3), 161-171. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2012v25n3p161>
- Carmassi, A. L. 2008. Variação espaço-temporal na composição da comunidade de peixes do rio passa cinco (SP). Dissertação (Mestrado), Pós-graduação em Ciências Biológicas (Zoologia), Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 75f. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/99507>. Acesso em: 08 set. 2023.
- Chesson, P. 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31, (1), 343-366. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.343>
- Cunha, S. B.; Vieira, V. T. 2001. Mudanças na Rede de Drenagem Urbana de Teresópolis (Rio de Janeiro). In: Guerra, A. J. T.; Cunha, S. B. (Org.) *Impactos Ambientais Urbanos no Brasil*. 8ª ed. Bertrand Brasil, Rio de Janeiro, pp. 130-131.
- Elliott, M.; Hemingway, K. L. 2002. *Fishes in estuaries*. Blackwell Science, 656p.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34, (1), 487-515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Ferreira, J. G.; Gomes, M. F. B.; Figueredo, E. S.; Xavier, J. S. 2023. Água, semiárido e sustentabilidade: aplicando o ODS 6 aos municípios do Rio Grande do Norte. *Mix Sustentável*, 9, (2), 75-90. <http://dx.doi.org/10.29183/2447-3073>
- Ferreira, R. P.; Lopes, P. F.; Campos-Silva, J. V.; Silvano, R. A.; Begossi, A. 2022. A Reserva Extrativista do Alto Juruá na Amazônia Brasileira: passado e presente. *Brazilian Journal of Biology*, 82, 1-13. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.239188>
- Garcia, A. M.; Vieira, J. P.; Winemiller, K. O. 2003. Effects of 1997-1998 El Niño on the dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon Estuary (Brazil). *Estuarine, coastal and shelf Science*, 57, (3), 489-500. [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(02\)00382-7](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(02)00382-7)
- Garda, A. A.; Lion, M. B.; Lima, S. M. D. Q.; Mesquita, D. O.; Araújo, H. F. P. D.; Napoli, M. F. 2018. Os animais vertebrados do Bioma Caatinga. *Ciência e Cultura*, 70, (4), 29-34. <http://dx.doi.org/10.21800/2317-66602018000400010>
- Hammer, O. 2023. PAST - *Paleontological STatistics*, version 4.13. Natural History Museum – University of Oslo. Disponível em: <https://www.nhm.uio.no/english/research/infrastructure/past/>. Acesso em: 05 jul. 2023.
- Hickson, R. G.; Maranhão, T. C. F.; Vital, T. S.; Severi, W. 1993. Métodos para a caracterização da ictiofauna em estudos ambientais. 2ª ed., Curitiba: MAIA-PIAB. pp. 1-8. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511721892>
- Huston, M. A. 1994. *Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes*. Cambridge University Press.

- <https://doi.org/10.1017/S0266467400009135>
- 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, 106, 110-127.
- Körner, C. 2007. The use of 'altitude' in ecological research. Trends in Ecology & Evolution, 22, (11), 569-574. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.09.006>
- Leão, T. C. C.; Almeida, W. R.; Dechoum, M.; Ziller, S. R. 2011. Espécies Exóticas Invasoras no Nordeste do Brasil: Contextualização. Manejo e Políticas Públicas. Recife: Capan. 101p.
- Leite, C. M. D. C.; Wendland, E.; Gastmans, D. 2021. Caracterização hidrogeoquímica de águas subterrâneas utilizadas para abastecimento público na porção nordeste do Sistema Aquífero Guarani. Engenharia Sanitária e Ambiental, 26, 29-43. <https://doi.org/10.1590/s1413-415220190087>
- Lowe-McConnell, R. H. 1987. Ecological studies in tropical fish communities. Cambridge University Press. 391 p.
- MacArthur, R. H.; Wilson, E. O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press. 224p.
- Matthews, W. J. 1998. Patterns in freshwater fish ecology. Chapman & Hall. 756 p. <https://doi.org/10.1007/978-1-4615-4066-3>
- Medeiros, D. H. M. D.; Cavalcante, A. A.; Pinheiro, L. D. S.; Rocha, R. D. M. 2018. Variação longitudinal da salinidade do estuário hipersalino do Rio Apodi/Mossoró (Rio Grande do Norte, Brasil). Revista Brasileira de Geografia Física, 11, (3), p. 1-10. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v11.3.p850-863>
- Nascimento, W. S.; Barros, N. H. C.; Lima Gurgel, L.; Canan, B.; Molina, W. F.; Rosa, R. S.; Chellappa, S. 2014. Composição da ictiofauna das bacias hidrográficas do Rio Grande do Norte, Brasil. Biota Amazônia, 4, (1), 126-131. <https://doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v4n1p126-131>
- Neves, L. F. F.; Nassar, C. A. G.; Silva Junior, L. C. D.; Silva, M. B.; Mitsue, S. C.; Bonfim, C. L. 2020. Peixes como ferramenta para a caracterização e comparação ambiental de trechos da Bacia Hidrográfica do Médio Paraíba do Sul, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade, 7, (17), 1139-1151. [https://doi.org/10.21438/rbgas\(2020\)071707](https://doi.org/10.21438/rbgas(2020)071707)
- Novaes, J. L. C.; Moreira, S. I. L.; Freire, C. E. C.; Sousa, M. M. O.; Costa, R. S. 2014. Fish assemblage in a semi-arid Neotropical reservoir: composition, structure and patterns of diversity and abundance. Brazilian Journal of Biology, 74, 290-301. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.14712>
- Oliveira, E. C. 2011. **A influência de fatores ambientais na estrutura da ictiofauna demersal em um estuário subtropical do Brasil: Efeitos em Micro e em Macro-Escala.** 149 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/26926>. Acesso em: 08 set 2023.
- Oliveira, J. C. D. D.; Oliveira, J. F.; Rebouças, L. G. F.; Novaes, J. L. C.; Peretti, D. 2018. Does the oscillation of the water volume of the reservoir influence in the same way in fish diet? Acta Limnologica Brasiliensia, 30, e104. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X9216>
- Oliveira, J. F.; Costa, R. S.; Novaes, J. L. C.; Rebouças, L. G. F.; Morais-Segundo, A. L. N.; Peretti, D. 2016. Efeito da seca e da variação espacial na abundância de indivíduos nas guildas tróficas da ictiofauna em um reservatório no Semiárido Brasileiro. Boletim do Instituto de Pesca, 42, (1), 51-64. <https://doi.org/10.20950/1678-2305.2016v42n1p51>
- Oliveira, J. F.; Peretti, D.; Novaes, J. L. C.; Silva Costa, R.; Oliveira, J. C. D.; Fernandes, R. T. V.; Nascimento, L. 2024. Ictiofauna em três reservatórios do Rio Apodi-Mossoró, semiárido brasileiro, antes da transposição do Rio São Francisco. Revista de Geociências do Nordeste, 10 ,(1), 37-44. <https://doi.org/10.21680/2447-3359.2024v10n1ID34680>
- Rahbek, C. 2005. The role of spatial scale and the perception of large-scale species-richness patterns. Ecology Letters, 8, (2), 224-239. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00701.x>
- Rosenzweig, M. L. 1995. Species diversity in space and time. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511623387>
- Soule, M. E. 1986. Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Sunderland: Sinauer Associates. 584p.
- Sumner, D. M.; Belaine, G. 2005. Evaporation, precipitation, and associated salinity

- changes at a humid, subtropical estuary. *Estuaries*, 28, (6), 844-855. <https://doi.org/10.1007/BF02696014>
- Terra, B. F.; Medeiros, E. S. F.; Botero, J. I. S.; Novaes, J. L. C.; Rezende, C. F. 2021. Ecologia de peixes de riachos intermitentes. *Oecologia Australis*, 25, (2), 619. <https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.23>
- Tews, J.; Brose, U.; Grimm, V.; Tielbörger, K.; Wichmann, M. C.; Schwager, M.; Jeltsch, F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of biogeography*, 31, (1), 79-92. <https://doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x>
- Tilman, D. 1982. Resource competition and community structure. Princeton University Press. <https://doi.org/10.2307/j.ctvx5wb72>
- Tilman, D. 2004. Niche tradeoffs, neutrality, and community structure: A stochastic theory of resource competition, invasion, and community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101, (30), 10854-10861. <https://doi.org/10.1073/pnas.0403458101>
- Trewavas, E. 1983. Tilapiine fishes of the genera *Sarotherodon*, *Oreochromis* and *Danakilia*. British Museum (Natural History). 583p.
- Valdés, Y.; García, V. M. 2019. Ecohidrología-Ecohidráulica: claves para la gestión integrada de los recursos hídricos. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 40, (2), 95-109. <https://riha.cujae.edu.cu/index.php/riha/article/view/483>
- Welcomme, R. L. 1979. Fisheries ecology of floodplain rivers. Longman. 317p.
- Whittaker, R. H. 1975 *Communities and Ecosystems*. 2nd Edition, Macmillan Publishing Co., New York, 38 p.
- Wilcove, D. S.; Rothstein, D.; Dubow, J.; Phillips, A.; Losos, E. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience*, 48, (8), 607-615. <https://doi.org/10.2307/1313420>
- Wilson, M. C.; Chen, X. Y.; Corlett, R. T.; Didham, R. K.; Ding, P.; Holt, R. D.; ... Yu, M. 2016. Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. *Landscape Ecology*, 31, 219-227. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0312-3>
- Winemiller, K. O. 2004. Floodplain river food webs: Generalizations and implications for fisheries management. In: *Proceedings of the International Association of Theoretical and Applied Limnology*, 29, 121-130. <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/4a514ff7-c110-4a2c-b1ab-29e53ed8d67d/content>
- Winemiller, K. O.; Jepsen, D. B. 1998. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of Fish Biology*, 53, 267-296. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1998.tb01032.x>