

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
CENTRO DE BIOCÊNCIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

**WESLEY DE OLIVEIRA NEVES**

**CARACTERIZAÇÃO DA DIVERSIDADE BIOLÓGICA DE MACROBENTOS E DO TIPO  
E ESTADO MORFODINÂMICO DE CINCO PRAIAS DO LITORAL NORDESTINO DO  
BRASIL**

**RECIFE  
2023**

**WESLEY DE OLIVEIRA NEVES**

**CARACTERIZAÇÃO DA DIVERSIDADE BIOLÓGICA DE MACROBENTOS E DO TIPO  
E ESTADO MORFODINÂMICO DE CINCO PRAIAS DO LITORAL NORDESTINO DO  
BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Área de Concentração Biologia Animal, da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Biologia Animal.

Orientador: Prof. Dr. José Roberto Botelho de Souza

**RECIFE  
2023**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD**

Neves, Wesley de Oliveira

Caracterização da diversidade biológica de macrobentos e do tipo e estado morfodinâmico de cinco praias do litoral nordestino do Brasil / Wesley de Oliveira Neves – 2023.

72 f. : il., fig., tab.

Orientador: José Roberto Botelho de Souza

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Recife, 2023.

Inclui referências e apêndices.

1. Bentos 2. Biodiversidade marinha 3. Zoologia- classificação I. Souza, José Roberto Botelho de (orient.) II. Título

578.777

CDD (22.ed.)

UFPE/CB – 2023 -242

**WESLEY DE OLIVEIRA NEVES**

**CARACTERIZAÇÃO DA DIVERSIDADE BIOLÓGICA DE MACROBENTOS E DO TIPO  
E ESTADO MORFODINÂMICO DE CINCO PRAIAS DO LITORAL NORDESTINO DO  
BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Área de Concentração Biologia Animal, da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Biologia Animal.

Orientador: Prof. Dr. José Roberto Botelho de Souza

Aprovada em: 31/07/2023

**COMISSÃO EXAMINADORA**

---

**Orientador: Prof. Dr. José Roberto Botelho de Souza / UFPE**

---

**Prof. Dr. Ralf Schwamborn / UFPE**

---

**Prof. Dr. Alexandre Oliveira de Almeida / UFPE**

---

**Prof. Dr. Paulo Roberto Pagliosa Alves / UFSC**

Dedico esse trabalho a Deus, porque Ele é bom e o seu amor dura para sempre. (1 Cr. 16. 34)

## AGRADECIMENTOS

Desejo horas ininterruptas de sono e sonhos adocicados. Quero as mais belas músicas e os breves, porém memoráveis, momentos de felicidade. Já possuo as melhores conversas, os melhores abraços e os melhores beijos, mas ainda assim desejo-os eternamente. Almejo plenitude, infinitude e tudo o que se relaciona com elas. Da mesma maneira, que sejam infindáveis os nossos momentos, as nossas gargalhadas e a nossa paciência. Quero tudo isso e desejo muito mais fervorosamente para você, minha amiga e esposa mais querida. Você é o átomo que me mantém estável na regra do octeto, meu oxigênio, minha cor favorita e minha outra metade. Desejo tudo isso e muito mais para nós e para nosso querido filho que está por vir.

Minha mãe, minha irmã e a minha família vocês são o meu alicerce, meu apoio incondicional. Desejo a vocês incontáveis sorrisos e lágrimas de felicidade, que nossas confraternizações e celebrações de gratidão sejam frequentes.

Meu estimado mentor e orientador, agradeço imensamente pela extrema paciência e benevolência que tem demonstrado. Seria extremamente improvável concluir este trabalho sem seus puxões de orelha e sua valiosa revisão. Expresso minha gratidão pela sua paixão demonstrada na análise da biodiversidade, a qual exerceu uma forte influência em minha jornada acadêmica. Um agradecimento especial pelas inúmeras amostras coletadas e pelo esforço hercúleo necessário para tal. Foi relativamente simples identificar esses indivíduos com sua experiência e olhar crítico. E como não poderia deixar de mencionar os deliciosos chocolates artesanais feitos com tanta perícia e esmero? Acredito que o sabor desses chocolates tenha sido um verdadeiro combustível motivacional para continuar (evidência com  $P < 0.05$ ). Muito obrigado por tudo, meu caro. Desejo a você muitas leituras cativantes e divertidas.

Ao meu querido irmão de graduação, seu apoio a este trabalho é bastante considerável. Obrigado pelo esforço demonstrado nas coletas e pelos demasiados conselhos referente à análise estatística, desejo a ti inúmeros memes polêmicos, muita leitura científica e que nos tornemos aqueles tiozões que, em vez de fazer piadas com o pavê, fazemos com o desvio padrão amostral. Afinal, qual é o poder do teste e o tamanho do efeito do seu trabalho?

Por fim, expresso meu agradecimento aos meus colegas de laboratório. O mero fato de observar vocês desempenhando suas atividades sempre me inspirou a prosseguir com as minhas. Desejo a todos vocês uma carreira acadêmica excelente e um futuro extremamente promissor. Acredito plenamente no potencial de cada um de vocês e afirmo que nada é impossível para aqueles que creem e perseveram em seus objetivos.

“Há mais coisas entre o céu e a terra, Horácio, do que sonha a nossa vã filosofia” SHAKESPEARE (2020)

## RESUMO

As praias arenosas são ecossistemas em constante transformação que abrigam uma diversidade de animais cujo habitat é influenciado pelas interações entre a areia, as ondas e as marés. Nas últimas décadas, houve um foco significativo no estudo da ecologia dessas praias, investigando o tipo e a estrutura das comunidades em diferentes tipos de praias e suas variações regionais. No presente estudo, utilizamos uma abordagem integrativa para a caracterização do tipo e estado praiial e para a mensuração da diversidade taxonômica e funcional dos macrobentos. O objetivo geral deste trabalho é avaliar a influência do tipo e estado morfodinâmico na diversidade taxonômica e funcional das comunidades macrobentônicas de cinco praias, sendo elas (Praia do Paiva, Guaiamum, Coqueirinho, Tamandaré e a Ilha do Amor), na perspectiva das hipóteses de dureza de habitat (HHH) e fonte e sumidouro. As praias foram classificadas como: Paiva (Refletiva e Modificada pela Maré), Ilha do Amor (Intermediária e Dominada por Ondas), Guaiamum (Intermediária e Dominada por Ondas), Tamandaré (Intermediária e Dominada por Ondas) e Coqueirinho (Refletiva e Modificada pela Maré). Nossos resultados mostram uma tendência em relação à mudança na riqueza e uniformidade, tanto funcionais como taxonômicas, em relação às praias estudadas. Ao contrário do que esperávamos, a praia de Coqueirinho, que tem o estado morfodinâmico que, segundo a hipótese HHH, deveria ter a menor diversidade de espécies, possui uma diversidade maior em relação a outras praias que possuem estados morfodinâmicos intermediários, como é o caso da praia de Guaiamum, Paiva e Ilha do Amor. Em relação à análise de redundância (RDA), o modelo conseguiu explicar cerca de 52,44% da variação encontrada. Segundo a PERMANOVA, nosso modelo completo é estatisticamente significativo ( $P < 0,05$ ). A praia Ilha do Amor possui uma forte correlação negativa com as variáveis Cascalho e Areia Média; conseqüentemente, os táxons que possuem correlação negativa com o RDA1 são positivamente relacionados à praia Ilha do Amor, que é caracterizada por sedimentos mais finos. Os táxons *Hemipodia californiensis*, *Hemipodia simplex*, *Orbinia*, *Scolecopsis squamata* e *Scolecopsis goodbodyi* estão fortemente relacionados a praias que possuem características semelhantes à Ilha do Amor, isto é, sedimentos mais finos e estados mais dissipativos. Enquanto que os táxons *Protodrilus* e *Eteone* apresentam fortes correlações com a variável Areia Média, *Excirolana brasiliensis*, por outro lado, apresenta uma forte correlação com praias com um tamanho de grãos maiores. Concluímos que a abordagem utilizada no presente estudo é atualmente uma das melhores ferramentas disponíveis para classificar o morfodinamismo e a diversidade biológica desses ambientes.

**Palavras-chave:** Macrobentos; Números de Hill; Diversidade Funcional; Diversidade Taxonômica; Morfodinamismo Praial.

## ABSTRACT

Sandy beaches are dynamic ecosystems that harbor a diversity of animals whose habitat is influenced by interactions among sand, waves, and tides. In recent decades, there has been a significant focus on studying the ecology of these beaches, investigating the type and structure of communities across different beach types and regional variations. In this study, we employed an integrative approach to characterize beach type and condition and to measure the taxonomic and functional diversity of macrobenthos. The overall objective of this work is to assess the influence of beach type and morphodynamic condition on the taxonomic and functional diversity of macrobenthic communities across five beaches: Praia do Paiva, Guaiamum, Coqueirinho, Tamandaré, and Ilha do Amor. This assessment is conducted within the framework of habitat hardness hypotheses (HHH) and source-sink dynamics. The beaches were classified as follows: Paiva (Reflective and Modified by Tides), Ilha do Amor (Intermediate and Dominated by Waves), Guaiamum (Intermediate and Dominated by Waves), Tamandaré (Intermediate and Dominated by Waves), and Coqueirinho (Reflective and Modified by Tides). Our results indicate a trend towards changes in both functional and taxonomic richness and evenness across the studied beaches. Contrary to expectations, Coqueirinho Beach, which, according to the HHH hypothesis, was anticipated to have the lowest species diversity due to its morphodynamic condition, exhibited greater diversity compared to other beaches with intermediate morphodynamic states, such as Guaiamum, Paiva, and Ilha do Amor. Concerning Redundancy Analysis (RDA), the model explained approximately 52.44% of the observed variation. According to PERMANOVA, our comprehensive model is statistically significant ( $P < 0.05$ ). Ilha do Amor Beach exhibits a strong negative correlation with variables Gravel and Medium Sand; consequently, taxa negatively correlated with RDA1 are positively associated with Ilha do Amor Beach, characterized by finer sediments. Taxa such as *Hemipodia californiensis*, *Hemipodia simplex*, *Orbinia*, *Scolecopsis squamata*, and *Scolecopsis goodbodyi* are strongly associated with beaches having characteristics similar to Ilha do Amor, i.e., finer sediments and more dissipative states. In contrast, taxa *Protodrilus* and *Eteone* show strong correlations with the Medium Sand variable, while *Exciro-lana brasiliensis*, on the other hand, exhibits a strong correlation with beaches having larger grain sizes. We conclude that the approach used in this study is currently one of the best tools available for classifying the morphodynamic and biological diversity of these environments.

**Key-words:** Macrobenthos; Hill Numbers; Functional Diversity; Taxonomic Diversity; Beach Morphodynamics.

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

---

$S$	Riqueza, o número de objetos em um conjunto
$E$	Equitabilidade, se refere ao ponto em que as espécies dentro de uma amostra têm a mesma abundância
$X_i$	Número de Abundância da $i$ -ésima Espécie
$N = \sum_{i=1}^S X_i$	Abundância Total de Todas as Espécies $i$
$P_i = \frac{X_i}{N}$	Abundância Proporcional da $i$ -ésima Espécie
$q$	Expoente dos Números de Hill
$S_{(n)}$	Número de Espécies Observadas em $n$ Amostras
$S_{obs}$	Número Total de Espécies na Comunidade
$\sum_{i=1}^S P_i^2$	Soma das Proporções dos Indivíduos na $i$ -ésima Espécie
$D$	Índice Tradicional de Simpson
$1/D$	Índice Recíproco de Simpson
$H'$	Índice de Shannon
$\ln$	Logaritmo Natural
$e^{H'}$	Expoente Natural de Shannon
${}^qN$	Números de Hill, ${}^qN$ é o valor do índice de diversidade para o parâmetro $q$ $q \geq 0, q \neq 1$
${}^0N$	Riqueza de Espécies
${}^1N$	Expoente de Shannon
${}^2N$	Recíproco de Simpson
${}^qAD$	Diversidade de atributos (AD) de ordem $q$
$a_i$	Qualquer medida geral de abundância associada às espécies $i, i = 1, \dots, S$
$v_i = n_i/a_i$	Atributo de contribuição da espécie $i$
$\bar{V}$	Abundância total ponderada pelo atributo de contribuição, $\bar{V} = \sum_{i=1}^S v_i a_i$
$d_{ij}$	Distância funcional baseada em característica entre a $i$ -ésima e a $j$ -ésima espécie
$d_{min}$	Valor mínimo diferente de zero na matriz de distância $[d_{ij}]$
$d_{max}$	Valor máximo na matriz de distância $[d_{ij}]$
$d_{méd} = Q$	A entropia quadrática $Q$ de Rao, a distância funcional média ponderada pela abundância, ou a distância funcional média entre quaisquer dois indivíduos selecionados aleatoriamente da comunidade

---

$\tau$	Um número positivo que especifica o nível de diferenciação entre quaisquer duas espécies
$d_{ij}(\tau)$	$=\min(d_{ij}\tau)$
$\Delta(\tau)$	Matriz de distância truncada em um determinado nível de limite $\tau$
$f(d_{ij}(\tau))$	Uma função monotonicamente crescente que especifica a proporção de indivíduos de espécies $i$ que são funcionalmente igualmente distintos das espécies $j$ em um determinado nível de distinção $\tau$
$a_i(\tau)$	Abundância do conjunto funcionalmente indistinto ( $f$ -indistinto) de espécies $i$ em um dado nível limite $\tau$
$v_i(\tau)$	Contribuição de atributo da espécie $i$
${}^qFD$	Diversidade funcional de ordem $q$ para um determinado nível de limite $\tau$
${}^0FD$	Riqueza funcional – Diversidade funcional de ordem 0, ou seja, o número total de grupos funcionais
${}^1FD$	Diversidade funcional de ordem 1 para um determinado nível de limite $\tau$ , essa medida é uma generalização da medida de Shannon
${}^2FD$	Diversidade funcional de ordem 2 para um determinado nível de limite $\tau$ , essa medida é uma generalização da medida de Simpson
$H_b$	Altura significativa de quebra das ondas
$T$	Período das ondas
$RTR$	Índice da variação relativa da maré
$WD$	Dominado por ondas
$TM$	Modificado pela maré
$TD$	Dominado pela maré
$Sea$	Ondas geradas localmente por ventos, geralmente tais ondas possuem períodos inferiores a 8s
$Swell$	Ondas que embora sejam geradas localmente, conseguem se propagar para fora da sua zona de geração, tais ondas possuem períodos maiores que 8s
$H^2$	Energia das Ondas

---

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b>	<b>13</b>
1.1 MORFODINÂMICA PRAIAL	13
<b>1.1.2 Estágios / Estados de praia</b>	14
1.2 ABORDAGEM INTEGRATIVA PARA CLASSIFICAÇÃO PRAIAL	15
<b>1.2.1 Clima de ondas</b>	16
<b>1.2.2 Energia das ondas</b>	17
1.3 COMUNIDADES MACROFAUNAS DE PRAIAS ARENOSAS	17
<b>1.3.1 Diversidade funcional do macrobentos de ambientes praias</b>	18
<b>1.3.2 Diversidade Funcional segundo Chao</b>	19
1.4 OBJETIVOS	21
<b>1.4.1 Objetivo Geral</b>	21
<b>1.4.2 Objetivos Específicos</b>	21
<b>2 MATERIAL E MÉTODOS</b>	<b>22</b>
2.1 CONSIDERAÇÕES METODOLÓGICAS	22
2.2 PROCEDIMENTOS INICIAIS	22
2.3 ATIVIDADES DE CAMPO	23
<b>2.3.1 Topografia e Ondas</b>	23
<b>2.3.2 Coleta de Sedimentos</b>	24
<b>2.3.3 Granulometria</b>	24
2.4 CARACTERIZAÇÃO DO TIPO E ESTADO MORFODINÂMICO	27
2.4 DADOS BIOLÓGICOS	27
<b>2.4.1 Números de Hill</b>	27
<b>2.4.2 Diversidade de Atributos</b>	28
<b>2.4.3 Nível Limite de Distinção</b>	29
<b>2.4.4 Fórmulas da Diversidade Funcional</b>	29
<b>2.4.5 Pacotes Utilizados</b>	31
<b>3 RESULTADOS</b>	<b>32</b>
3.1 CARACTERIZAÇÃO DAS PRAIAS	32
<b>3.1.1 Tamanho das partículas de areia</b>	32
<b>3.1.2 Tipo e Estado da praia</b>	34
3.2 DIVERSIDADE TAXONÔMICA DA MACROFAUNA BENTÔNICA DE PRAIAS ARENOSAS	35
<b>3.2.1 Estrutura da Macrofauna</b>	35

<b>3.2.2 Perfis de Diversidade</b>	<b>35</b>
<b>3.2.3 Curva de rarefação com base na abundância observada das espécies</b>	<b>37</b>
3.3 DIVERSIDADE FUNCIONAL DA MACROFAUNA BENTÔNICA DE PRAIAS ARE- NOSAS	40
<b>3.3.1 Perfil de diversidade funcional</b>	<b>40</b>
3.4 DIVERSIDADE TAXONÔMICA X DIVERSIDADE FUNCIONAL	42
3.5 ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA ENTRE A COMPOSIÇÃO TAXONÔMICA E FUNCIO- NAL EM RELAÇÃO AOS PARÂMETROS ABIÓTICOS DAS PRAIAS	43
<b>3.5.1 Composição Taxonômica x Dados Abióticos</b>	<b>43</b>
<b>3.5.2 Diversidade Funcional x Dados Abióticos</b>	<b>46</b>
<b>4 DISCUSSÃO</b>	<b>47</b>
4.1 MORFODINAMISMO PRAIAL	47
<b>4.1.1 Tipo e Estado das praias</b>	<b>47</b>
4.2 DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL	48
<b>4.2.1 Diversidade Taxonômica</b>	<b>48</b>
<b>4.2.2 Diversidade Funcional</b>	<b>50</b>
4.3 MORFODINAMISMO X DIVERSIDADE	52
<b>5 CONCLUSÃO</b>	<b>55</b>
<b>REFERÊNCIAS</b>	<b>56</b>
Apêndice A: Tabelas Adicionais	62
Apêndice B: Códigos adicionais	66

# 1 INTRODUÇÃO

## 1.1 MORFODINÂMICA PRAIAL

No sentido mais amplo, as praias arenosas são ambientes dinâmicos regulados pela interação entre sedimentos, ondas e marés MCLACHLAN; DEFEO; SHORT (2018). A praia arenosa e sua zona de surf formam um ambiente fisicamente controlado, onde a energia das ondas é a força motriz subjacente aos processos físicos, químicos e biológicos. O tipo de espraiamento da onda está relacionado ao tipo de praia, com praias dissipativas apresentando maiores períodos e menos turbulências do que praias refletivas COSTA et al. (2022). Devido a toda essa interação entre os atributos, tais ambientes exigem uma descrição detalhada de seus atributos para sua classificação. Tradicionalmente as praias foram classificadas quanto a sua morfologia e estados morfodinâmicos WRIGHT; SHORT (1984), MCLACHLAN; DEFEO; SHORT (2018). A morfodinâmica praial é um método de estudo que integra as observações morfológicas e dinâmicas, observando a altura da quebra e o período de incidência das ondas, o tamanho das partículas do sedimento, a variação das marés e as principais características das praias MARTINS (2007), FONTOURA KLEIN; MENEZES (2001). De acordo com WRIGHT; SHORT (1984), o hidrodinamismo na praia resulta da interação de diferentes fenômenos, como ondas incidentes, ondas refletidas ou parcialmente refletidas na face da praia, assim como oscilações ressonantes (como ondas de borda, estacionárias ou progressivas), fluxos permanentes e aperiódicos gerados pela arrebentação e pelas ondas e marés. Esses movimentos da água causam atrito nos sedimentos da praia, resultando em gradientes espaciais e temporais no transporte desses sedimentos e por isso eles são responsáveis por mudanças na forma da praia, o que, por sua vez, afeta o padrão hidrodinâmico em ação. Assim, o hidrodinamismo e a morfologia da praia evoluem em conjunto, com as mudanças na morfologia influenciando o padrão hidrodinâmico e vice-versa CALLIARI et al. (2003).

WRIGHT; SHORT (1984) desenvolveram um modelo amplamente aceito para aplicação em ambientes praias onde as ondas predominam, sob o regime de micromarés e com a formação de um único banco submerso FONTOURA KLEIN; MENEZES (2001). Esse modelo morfodinâmico foi utilizado mundialmente para a classificação das praias arenosas; desse modo, as praias arenosas foram definidas como o produto da interação das ondas com o fundo arenoso na linha da costa. O modelo proposto por esses autores utiliza o parâmetro empírico adimensional ômega (dimensionless fall velocity ( $\Omega$ )) desenvolvido em conjunto por GOURLAY; MEULEN (1968) e DEAN (1973) de acordo com SHORT (1996), o modelo consiste em três parâmetros, sendo eles:  $\Omega = H_b/W_s T$ , sendo  $H_b$  a altura de quebra de ondas em metros,  $T$  o período da onda em segundos e  $W_s$  a velocidade de decantação do sedimento em centímetros por segundo, GIBBS; MATTHEWS; LINK (1971) facilitaram a obtenção desses dados produzindo uma tabela contendo esses valores de decantação.

Segundo SHORT (2003) as praias dissipativas seriam assim classificadas quando o valor  $\Omega$  fosse maior do que 6, tais ambientes apresentariam uma extensa onda de surf, a inclinação da face praiial seria bem suave, conseqüentemente, os sedimentos de tais ambientes seriam bem mais finos (menores que 0.2mm) e as ondas seriam grandes (maiores que 2.5m) e do tipo deslizante (graças a morfologia dissipativa da praia), esses ambientes seriam mais expostos em comparação com os ambientes mais refletivos SHORT (2003). Ao contrário dessas praias, quando o valor do índice  $\Omega$  é menor que 1, as praias seriam classificadas como refletivas e apresentariam um perfil mais íngreme, sedimento mais grosseiro e a morfologia das ondas que além de serem menores comparadas com as praias dissipativas (menos de 1m) seriam do tipo ascendente e frontais, tais ambientes seriam encontrados em regiões protegidas MCLACHLAN; DEFEO; SHORT (2018). Conseqüentemente, as praias intermediárias ocorrem no intervalo  $2 \leq \Omega \leq 5$  esses ambientes formam uma seqüência cíclica de transferência do aporte sedimentar da praia para a zona submersa e vice-versa, dependendo do nível energético das ondas.

Vale ressaltar que tais modelos não devem ser aplicados em praias com regimes divergentes aos apresentados inicialmente, ou seja, os resultados desse índice para praias com regime de meso e macromarés seriam completamente equivocados, já que tais ambientes seriam fortemente influenciados por esses agentes MCLACHLAN; DEFEO; SHORT (2018). De acordo com MASSE-LINK; SHORT (1993) ao longo de um ciclo de maré, as posições das “zonas” da praia se alternam, exercendo influências distintas no transporte de sedimentos e na morfologia do perfil praiial, logo, tais autores propuseram um modelo baseado no parâmetro  $\Omega$  e no parâmetro de variação relativa da maré (relative tide range (*RTR*)), onde  $RTR = TR/H_b$ , sendo  $H_b$  a altura de quebra das ondas e  $TR$  a amplitude da maré.

Quando o *RTR* é menor que 3, o modelo de WRIGHT; SHORT (1984) se aplica, já que a maré não seria um fator determinante na estrutura desses ambientes, mas a medida que o valor desse índice aumenta não é adequado utilizar o  $\Omega$ .

### 1.1.2 Estágios / Estados de praia

A classificação morfodinâmica de praias, introduzida por WRIGHT; SHORT (1984), utiliza o conceito de “estado morfodinâmico” para descrever os ambientes deposicionais, os processos de redistribuição de sedimentos e as assinaturas dos processos hidrodinâmicos associados a uma praia em condições específicas. O estado modal da praia (o estado mais recorrente), nada mais é do que uma resposta às características mais frequentes da arrebentação das ondas e do tipo de sedimentos da praia. Inicialmente, essas classificações possuíam o objetivo de descrever a evolução dos estados praiiais e as respectivas variações nas alturas das ondas em praias de micromarés dominada pela ação das ondas MCLACHLAN; DEFEO; SHORT (2018).

Geralmente, quando o objetivo é entender o comportamento das praias, é fundamental a utilização de vários fatores responsáveis pela compreensão desses ambientes. Foi com esse pensamento que SHORT (1999) sugeriu a utilização de alguns parâmetros fundamentais para estudar tais ambientes, sendo eles, variação da maré, altura e período das ondas, tamanho dos grãos, comprimento da praia, inclinação do perfil praial, número de bancos etc.

Segundo SHORT (2006) o comportamento da praia estaria constantemente variando entre dois estados em equilíbrio de erosão e acreção indo desde fases de transição com alta energia de ondas até praias de baixa energia dominadas pela maré.

## 1.2 ABORDAGEM INTEGRATIVA PARA CLASSIFICAÇÃO PRAIAL

Ao longo do tempo surgiram vários índices para classificar a praia, tornando desafiadora a tarefa de comparar trabalhos que possuam diferentes métodos de classificação praial DEFEO; MCLACHLAN (2005), SCHLACHER et al. (2008). Em virtude disso, MCLACHLAN; DEFEO; SHORT (2018) apresentaram uma abordagem integrativa, na qual padroniza uma metodologia mais simples (e que não requer estimativas custosas para o pesquisador) para descrever e classificar as praias incluindo seus tipos e estados morfodinâmicos seguindo duas etapas:

A primeira etapa consiste em utilizar a altura média significativa das ondas e o alcance médio da maré viva para distinguir entre os três tipos de praia Wave Dominated (*WD*), Tide Modified (*TM*), Tide Dominated (*TD*), segundo MCLACHLAN; DEFEO; SHORT (2018) esta primeira etapa identifica o papel relativo das ondas e marés na contribuição para a morfologia e dinâmica da praia. As praias *WD* são controladas principalmente pelas ondas e ocorrem onde *RTR* é menor que 3; as praias *TM* são controladas por ondas e marés e ocorrem quando *RTR* está entre 3 e 10 e os sistemas *TD* são controlados principalmente pelas marés e ocorrem onde o *RTR* é maior que 10.

Tabela 1 – Tipo de praia com base em *RTR* (Faixa relativa da maré) e *Hb* (Altura significativa da quebra da onda).

<i>RTR</i>	Altura da quebra das Ondas ( <i>Hb</i> )	
	<1m	>1m
<3	Dominada por Ondas	Dominada por Ondas
3-10	Modificada pela Maré	Modificada pela Maré
10-50	Dominada pela Maré	Não Ocorre

Fonte: MCLACHLAN; DEFEO; SHORT (2018)

A segunda etapa identifica o estado morfodinâmico que a praia se enquadra dentro de cada um dos três tipos em ambientes swell ou sea. Nos ambientes swell (*WD* e *TM*; *RTR* geralmente < 10) a ação das ondas é de longo período ( $T > 8s$ ) tipicamente entre dez e quinze. Nos ambientes

sea (*WD*, *TM* e *TD*) a ação das ondas é gerada localmente por ventos locais, logo apresentam períodos curtos de onda  $T < 8s$  geralmente entre 3 a 5s MCLACHLAN; DEFEO; SHORT (2018).

Todo o processo pode ser resumido em um gráfico de árvore de decisão Tabela 2 elaborado por MCLACHLAN; DEFEO; SHORT (2018).

Tabela 2 – Árvore de decisão ilustrando o processo de identificação do tipo e estado da praia.

	$H_b$	$H_b$	$H_b$
Swell	<1	1-2.5	>2.5
Sea	<1	1-2	>2
RTR			
WD <3	WD Refletiva	WD Intermediária	WD Dissipativa
TM 3-10	TM Refletiva	TM Intermediária	TM Ultradissipativa
TD >10	TD Flats com Subtipos		

Fonte: MCLACHLAN; DEFEO; SHORT (2018)

### 1.2.1 Clima de ondas

De acordo com MCLACHLAN; DEFEO; SHORT (2018), o clima de ondas se refere à origem e a natureza de formação do regime de ondas a que uma praia está exposta. Segundo KOMAR (1977) a geração e a energia das ondas é determinada pela interação do vento com a superfície do oceano. A velocidade do vento, a duração de sua ação e o comprimento da área sobre a qual atua (chamada de “fetch”), são os principais fatores que influenciam a formação e a energia das ondas. Aqui vale ressaltar a diferença entre ondulações ou marulho (swell), vagas (sea waves / windsea) e ondas de tempestade (storm waves).

As ondas vagas (sea waves ou windsea) são ondas geradas localmente por ventos e estão na sua zona de geração, por outro lado, as ondas do tipo marulho ou ondulação (swell) são ondas geradas em regiões remotas que se propagam para fora da zona de geração, geralmente sua formação ocorre em águas oceânicas profundas, portanto, as ondas ficam livres para se propagar com perda mínima de energia, pois nessas áreas (por ser muito profundo) o fundo do oceano não dissipa a energia das ondas, esse efeito faz com que as ondas do tipo swell diminuam sua altura e aumentem o seu comprimento.

Ondas do tipo vaga (sea) possuem períodos inferiores a 8 segundos, enquanto que as ondulações (swell) possuem períodos maiores que 8 e são geradas no oceano aberto. O período da onda ( $T$ ) pode ser medido simplesmente tomando o tempo para que dez ondas passem e dividindo o resultado por dez.

### 1.2.2 Energia das ondas

A energia contida em uma única onda é diretamente proporcional ao quadrado da sua altura ( $H^2$ ). Isso significa que, se a altura da crista da onda for a mesma, tanto em condições de ondulação quanto de vaga, a quantidade de energia transportada por essa onda será aproximadamente a mesma. Todavia, a energia total transferida para a costa durante um período fixo será maior em condições de vaga do que em condições de ondulação. Resumidamente, ondas com períodos mais curtos transferem mais energia do que ondas com períodos mais longos com a mesma altura. Logo, em um ambiente de ondulação, as ondas precisarão ser maiores do que em um ambiente de vaga para alcançar um estado morfodinâmico semelhante.

### 1.3 COMUNIDADES MACROFAUNAS DE PRAIAS ARENOSAS

Nos últimos anos, a aplicação da classificação morfodinâmica em praias arenosas tem proporcionado uma base mais abrangente e enriquecedora para estudos ecológicos, permitindo, cada vez mais, comparações e generalizações mais significativas COOKE; GOODWIN; BISHOP (2014). A interação entre os fatores oceanográficos, climáticos, geológicos, antropológicos e hidrológicos afetam de forma significativa tanto a estrutura desse ambiente como a diversidade, abundância e dominância de espécies SILVA (1997), MCLACHLAN; ERASMUS (1983).

Segundo a hipótese de dureza de habitat (HHH – Habitat Harshness Hypothesis – DEFEO; LERCARI; GOMEZ (2003) ) é correto afirmar que as características das praias refletivas (forte ação das ondas, tamanho de sedimentos maiores e baixo conteúdo de água no sedimento) promovem condições severas/duras para a macrofauna intertidal, ocasionando uma diminuição na biodiversidade, alterando o crescimento, a reprodução e sobrevivência dos organismos DEFEO; LERCARI; GOMEZ (2003) . A hipótese fonte e sumidouro (SSH - Source-Sink Hypothesis – DEFEO; MCLACHLAN (2005)) nos mostra que em condições fonte (que em praias seriam as classificadas como dissipativas) as espécies investiriam em um alto esforço reprodutivo, aumentando, a biodiversidade, resultando numa comunidade formada por indivíduos de idades diferentes e tamanhos diferentes, já em ambientes sumidouros (praias refletivas) as comunidades seriam mais simplificadas, porque as espécies nesses ambientes alocam seus recursos para sua preservação/sobrevivência, logo a prioridade dessas espécies é a sobrevivência e não a reprodução. Logo, de maneira geral, as praias dissipativas fornecem larvas e recrutas para as praias refletivas.

Logo, as comunidades em praias refletivas seriam compostas por menos indivíduos de menos grupos de idade CORTE et al. (2020).

### 1.3.1 Diversidade funcional do macrobentos de ambientes praias

Segundo ZHONG; QIU; LIU (2020) a maioria dos estudos envolvendo os organismos macrofaunais geralmente se concentram na diversidade taxonômica de espécies e na análise da estrutura da comunidade e menos em grupos funcionais e diversidade funcional, dando ênfase, portanto, a diversidade taxonômica do que a funcional. MAGURRAN (2005) tem argumentado que as medidas clássicas de biodiversidade como a riqueza de espécies e os índices de diversidade baseiam-se em três suposições principais, sendo elas: i) todas as espécies são iguais (apenas abundâncias relativas estabelecem a importância relativa das espécies), (ii) todos os indivíduos são iguais ( independentemente do seu tamanho) e (iii) as abundâncias das espécies foram avaliadas corretamente com ferramentas apropriadas e em unidades semelhantes. mas como argumenta VIOLLE et al. (2014) as espécies não são iguais em seus efeitos sobre o funcionamento do ecossistema.

VILLÉGER; MASON; MOUILLOT (2008) quantificaram a distribuição de unidades funcionais em um espaço multidimensional e, por comparação, com o nicho multidimensional de Hutchinson. ROSENFELD (2002) definiu a diversidade funcional como a distribuição de espécies em um espaço funcional cujos eixos representam características funcionais. No entanto, como bem perceberam MOUCHET et al. (2010) não há consenso sobre como quantificar a diversidade funcional de uma comunidade, o que dificulta o estabelecimento de relações entre os diversos índices.

A unidade básica dos estudos envolvendo a diversidade funcional é segundo VIOLLE et al. (2007), o atributo funcional (functional trait). Este é definido como uma propriedade mensurável dos organismos (geralmente em nível individual) representado por características morfológicas, fisiológicas ou fenológicas que afetam a aptidão, alterando aspectos do crescimento, reprodução e sobrevivência. O atributo funcional pode ser dividido em atributo efeito (atributos do organismo que afetam condições ambientais ou propriedades do ecossistema) e atributo resposta (atributos do organismo que variam em resposta a condições ambientais).

Segundo CHAO et al. (2019) a diversidade funcional pode ser resumida em três abordagens. A primeira se refere aos valores de traços biológicos das espécies (BTA), na qual as medidas são computadas a partir da frequência de características biológicas das espécies utilizando o procedimento de codificação fuzzy. A segunda e a terceira abordagens são baseadas em matrizes de distância funcional, a diferença entre elas se resumiria na forma de apresentação dos dados, onde uma abordagem utiliza dendrogramas, enquanto a outra não. MASON et al. (2005) e VILLÉGER; MASON; MOUILLOT (2008) reformularam a diversidade funcional baseada em traços e propuseram que esse método deveria incluir três componentes (Riqueza, Uniformidade e Divergência

funcional), pois, somente dessa forma, os pesquisadores poderiam compreender de maneira mais eficaz os processos ecossistêmicos já que tais métodos quantificam o papel que os organismos desempenham nos serviços ecossistêmicos ZHONG; QIU; LIU (2020), CHIU; CHAO (2014).

### 1.3.2 Diversidade Funcional segundo Chao

Semelhantemente a abordagem de MASON et al. (2005) e VILLÉGER; MASON; MOUILLOT (2008) que quantificaram inicialmente a diversidade funcional em componentes de riqueza, uniformidade e divergência funcional, CHAO et al. (2019) propõe uma abordagem de diversidade funcional com base em medidas de distância que podem ser usadas para quantificar os três componentes funcionais com base nos números de diversidade de HILL (1973).

Um dos índices mais utilizados na ecologia é a entropia quadrática  $Q$  de Rao RAO (1982), que apesar de acrescentar mais informações na análise (adicionando dados sobre abundância de espécies) essa medida foi baseada no índice de Gini-Simpson que possui algumas inconveniências em relação ao princípio da replicação, resultando em problemas de interpretação em aplicações ecológicas CHAO; CHIU; JOST (2014). Segundo HILL (1973), o princípio da replicação pode ser entendido da seguinte maneira: dado  $N$  comunidades igualmente grandes (isto é, igualmente ponderadas) e igualmente diversas sem nenhuma espécie em comum, a diversidade da comunidade agrupada será  $N$  vezes a diversidade dentro de uma única comunidade. Índices que apresentariam esse comportamento seriam matematicamente mais lógicos JOST (2006). Os números de Hill atendem a esses pressupostos e ainda têm a vantagem de serem apresentados em números efetivos de espécies, que representa aquilo que JOST (2006) chama de diversidade verdadeira.

Para exemplificar de uma maneira mais simples tanto o princípio da replicação como os números efetivos de espécies considere duas amostras que possuem a mesma abundância, mas a riqueza de espécies da comunidade 1 é o dobro da riqueza da comunidade 2 ( $S_1 = 500$  e  $S_2 = 250$ ). Intuitivamente, julgaríamos que a diversidade da comunidade 1 é duas vezes a diversidade da comunidade 2, mas ao utilizar o índice tradicional de Shannon o resultado para a comunidade  $S_1$  equivale a 6,21 e a comunidade  $S_2 = 5,52$ .

Inicialmente esse problema foi abordado por Jost (2006) utilizando duas comunidades com o mesmo número de indivíduos, mas uma com 8 espécies e outra com 16, o autor argumenta que a única solução seria converter o resultado de Shannon e Simpson em números efetivos de espécies. Para converter os valores apresentados pelo índice basta computar o expoente natural do valor de  $H'$ , então a comunidade  $S_1$  ( $e^{6,21}$ ) apresentaria o seu resultado em 500 e a segunda comunidade  $S_2$  ( $e^{5,52}$ ) = 250. Já com o índice de Simpson bastaria utilizar a sua forma recíproca ou dividindo o seu valor por 1, somente dessa forma, conseguiríamos obter informações fidedignas e intuitivas

da diversidade. Embora diferentes atribuições de pesos ( $q = 0, 1e2$ ) geram diferentes ordens de diversidade que tecnicamente estão descrevendo as mesmas propriedades de uma assembleia. Os índices que calculam os números equivalentes de espécies estão calculando o número de elementos igualmente prováveis necessários para reproduzir um determinado valor do índice de diversidade. O  $\text{Exp}(H')$  mede o número de espécies igualmente abundantes necessárias para produzir o valor observado da diversidade.

A abordagem de diversidade de atributos (abordagem de Chao) leva a uma classe de medidas de diversidade funcional baseadas em distância parametrizadas por uma ordem de diversidade  $q$ . Mais precisamente, sob um limiar especificado de distinção  $\tau$  maior que 0, pois, de acordo com CHAO et al. (2019) Quando não há limite superior para uma métrica de distância cada distância é normalizada dividindo-a pela distância global máxima entre espécies no conjunto para obter os números equivalentes de espécies convencionais. Essa distância máxima global depende dos conjuntos envolvidos no estudo. Consequentemente, a diversidade funcional convencional de um conjunto depende da presença/ausência de outros conjuntos.

Por conseguinte, ao juntar um método para caracterizar o ambiente praiar (levando em conta poucos fatores determinantes para a morfologia praiar) mais simples de ser aplicado, com abordagens de diversidade taxonômica e funcional com propriedades simples e significativas (isto é, propriedades que obedecem ao princípio da replicação e que são expressas em números efetivos de espécies HILL (1973), CHAO; CHIU; JOST (2014), CHAO et al. (2019)) o resultado representará a diversidade de maneira mais eficiente (sem vieses metodológicos e simples de serem replicadas, já que não demandam muitos recursos para classificar a praia e os organismos que ali vivem). Segundo PETCHEY; GASTON (2006) e DOLEDEC; STATZNER (1994), a relação entre mudanças ambientais e a diversidade funcional dentro de uma comunidade permanece desconhecida em muitos ecossistemas, especialmente em sistemas marinhos. MCLACHLAN; DEFEO; SHORT (2018) e CHAO et al. (2019).

Portanto, hipotetizamos que (1) segundo a hipótese de dureza de habitat ( $HHH$ ), a abundância, o tamanho médio dos indivíduos, assim como a cobertura amostral, diversidade taxonômica, riqueza funcional e uniformidade funcional seriam maiores no ambiente mais dissipativo. Esperamos uma maior diversidade nos valores de traços das espécies nesses ambientes, pois segundo a hipótese  $SSH$  esses lugares atuam como fonte para ambientes mais refletivos. (2) Devido as condições mais favoráveis encontradas nos ambientes mais dissipativos, esperamos encontrar uma maior riqueza de espécies, assim como valores associados a diversidade funcional em comparação com estados mais refletivos.

## 1.4 OBJETIVOS

### 1.4.1 Objetivo Geral

O objetivo geral desse estudo foi avaliar a influência do tipo e estado morfodinâmico na diversidade taxonômica e funcional das comunidades macrobentônicas, ampliando o conhecimento das principais hipóteses que explicam o padrão da diversidade nesses ambientes.

### 1.4.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos foram: classificar o tipo e estado morfodinâmico das praias e relacionar com a diversidade das abundâncias de espécies e dos traços funcionais, entendendo como a riqueza, uniformidade e disparidade funcional e taxonômica se relacionam com parâmetros morfodinâmicos praias.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 CONSIDERAÇÕES METODOLÓGICAS

No presente estudo utilizamos a metodologia integrativa proposta por MCLACHLAN; DEFEO; SHORT (2018) e a abordagem funcional e taxonômica terá como base o trabalho de CHAO et al. (2019) na qual uma classe de medidas de diversidade funcional baseadas em distância e parametrizadas por uma ordem de diversidade  $q$  com um limiar especificado de distinção  $\tau$  maior que 0 foram adotadas.

### 2.2 PROCEDIMENTOS INICIAIS

Com uma extensão de 187 km, localizado na região Nordeste do Brasil e possuindo um clima Tropical Atlântico (Aw classificação Köppen) com temperatura média anual de 27°C e precipitação em torno de 2000 mm, o litoral de Pernambuco contém uma variedade de ambientes costeiros incluindo recifes, estuários e praias, dentre as quais, cerca de 83% (156 km) são constituídos de praias arenosas SHORT; KLEIN (2016). Em Pernambuco ocorrem marés semidiurnas com um ciclo de vazante e preamar que se reproduz duas vezes ao dia, obtendo uma variação máxima de 2,90m de amplitude PORTO NETO (1998). O regime de marés é de mesomarés fortes, segundo a classificação de Hayes ROSATI; STONE (2009). Hayes distingue as marés em: micromarés (0-1m), mesomarés fracas (1-2m), mesomarés fortes (2-4m), macromarés fracas (4-5) e macromarés (> 5m). Com relação às ondas que incidem diretamente no litoral norte de Pernambuco, WETLAND RESOURCES; SUHAYDA (1977) encontraram a altura média anual de 0,40m e período de 7.5s. Em mar aberto, estas ondas de direção E-SE, associadas a ventos de mesma direção, têm uma altura média de 1 a 1,5m e períodos de 5 a 7s, prevalecendo durante todo o ano DOMINGUEZ; BITTENCOURT; MARTIN (1992).

As praias escolhidas no presente estudo foram Guaiamum, Paiva, Ilha do Amor, Tamandaré e Coqueirinho, tais praias foram escolhidas devido a sua exposição ao clima de ondas, isto é se a praia está completamente voltada para as ondulações (swell) ou vagas (sea) ou é parcialmente/totalmente protegido atrás de uma estrutura como um promontório, recife, península ou ilha.

As amostragem tiveram início no mês de Dezembro de 2021 até Março de 2022 Tabela 3, nos primeiros meses foram realizados um reconhecimento prévio das áreas que seriam posteriormente estudadas. As coletas aconteceram de acordo com a tábua de marés e foram escolhidos os dias de maré de sizígia (de 0.0 até 0.3m).

O desenho amostral Figura 1 seguiu as recomendações de ROSA FILHO et al. (2015), sendo assim, foi estabelecido um setor com 30 amostras paralelo à linha d'água e largura de região

Tabela 3 – Calendário de coletas realizadas para as atividades de campo

COLETA	PRAIA	MÊS	DATA	MARÉ	HORA
1	PAIVA	Dezembro/2021	03/12/2021 (5ª feira)	0,2m	08h58min
2	GUAIAMUM	Janeiro/2022	03/01/2022 (2ª feira)	0,2m	10h21min
3	ILHA DO AMOR	Janeiro/2022	04/01/2022 (3ª feira)	0,3m	11h08min
4	TAMANDARÉ	Fevereiro/2022	17/02/2022 (5º feira)	0,3m	10h34min
5	Coqueirinho	Março/2022	04/03/2022 (6ª feira)	0,1m	11h09min

Fonte: O autor (2023)

entremarés (entre a linha da maré mais alta e o limite inferior de recuo máximo das ondas no horário previsto para a maré mais baixa de sizígia). Para garantir a homogeneidade das amostras foram evitados quaisquer heterogeneidade entre os transectos, evitamos a presença de bancos de areia, poças de marés e diferentes constituições de sedimentos ou inclinação, seguindo as recomendações do ReBentos.

Após determinar o lugar para a coleta, medimos a região entremareal e dividimos esse valor por dez, para demarcar as regiões que foram amostradas em seguida. Optamos por utilizar um espaçamento de 5 metros entre os transectos para garantir aleatoriedade e independência entre os transectos, a amostragem realizada foi sistemática com a demarcação de 10 pontos equidistantes em relação a região entremarés. O primeiro ponto de coleta foi na linha d'água e o último no ponto máximo atingido pela maré alta de sizígia. As amostras da macrofauna foram coletadas utilizando um amostrador cilíndrico com 25 cm de diâmetro (0,049 m<sup>2</sup>) e enterrado até 20 cm de profundidade.

As amostras foram lavadas em campo com água salina em malha de 1 mm e fixados em formaldeído salino a 4% e levadas ao laboratório de comunidades marinhas (Lacmar) para identificação no menor nível taxonômico possível.

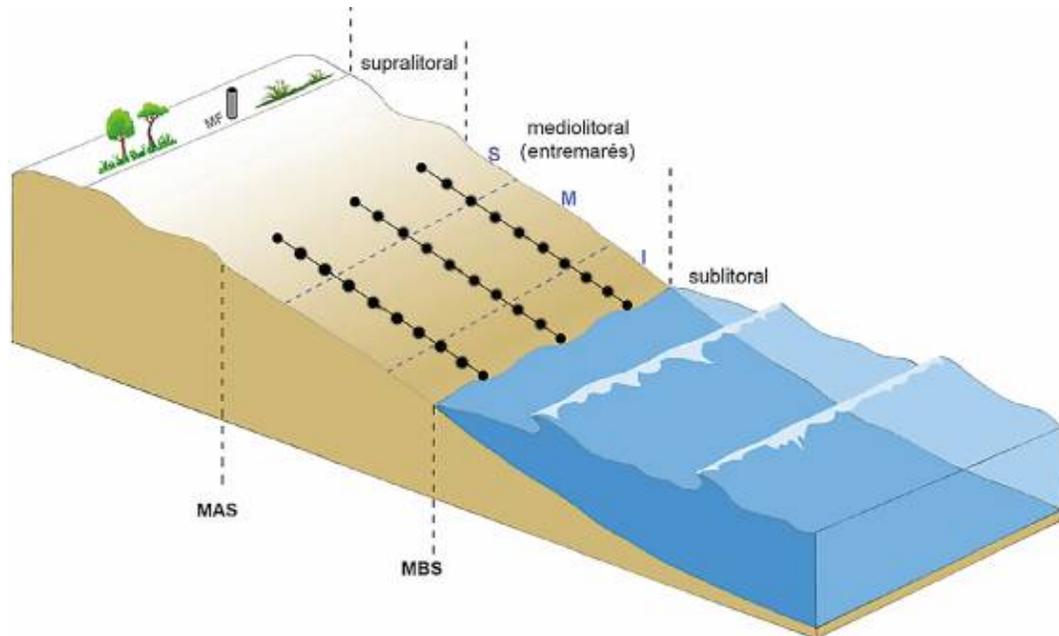
## 2.3 ATIVIDADES DE CAMPO

### 2.3.1 Topografia e Ondas

O perfil topográfico das praias Figura 2 seguiu as recomendações propostas por EMERY (1961). Utilizamos, para esta técnica duas balizas metradas com 1,5m de comprimento que são posicionadas perpendicularmente à linha d'água(em relação a inclinação da face da praia). As medidas foram realizadas nos pontos amostrados do primeiro transecto.

A altura significativa das ondas  $H_b$  (altura das 33% das ondas mais altas na quebra durante 10 minutos) foram obtidas com uma baliza de Emery no ponto máximo de recuo das ondas (base da zona de espraiamento) e a leitura é feita alinhando a crista das ondas com a linha do horizonte Figura 2. O período das ondas ( $T$ ) foi medido tomando o tempo necessário para que dez ondas

Figura 1 – Desenho amostral para a coleta da macrofauna bentônica entremarés nos níveis superior (S), médio (M) e inferior (I). MAS: Maré alta de sizígia, MBS: Maré baixa de sizígia, MF: Marco fixo.



Fonte: ReBentos; Esquema: Tatiana M. Steiner

passem e dividido por dez.

A Figura 3 resume a distribuição global do período das ondas em segundos. Segundo MCLACHLAN; DEFEO; SHORT (2018) o limite do período de onda de  $8s$  é um bom indicador, logo, as costas em qualquer tom de azul estão geralmente sujeitas as vagas (Sea) ( $T < 8$ ) as de tom alaranjados geralmente experimentam ondulações (Swell).

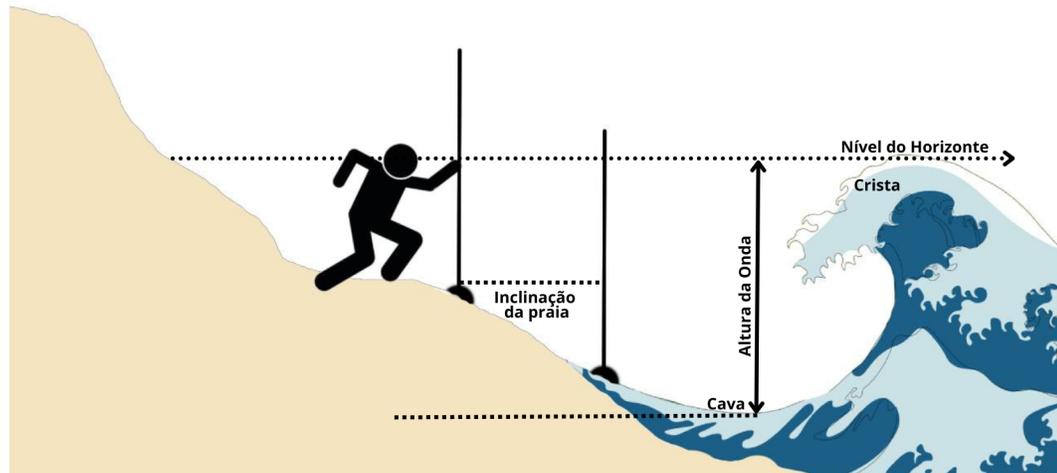
### 2.3.2 Coleta de Sedimentos

A coleta de sedimento foi realizada com um amostrador de PVC cilíndrico de 5 cm de diâmetro e 10 cm de comprimento. Foram realizadas três coletas de sedimento, uma na região superior, outra na região média e a última na região inferior do primeiro transecto em cada praia.

### 2.3.3 Granulometria

Para realizar a análise granulométrica, o material foi levado à estufa a uma temperatura de  $80^{\circ}\text{C}$  num período de 48 horas. Posteriormente os sedimentos foram pesados para obter o peso inicial da amostra, de aproximadamente 100g. Em seguida, o sedimento foi lavado em peneiras de malha de  $64\mu\text{m}$ , para retirar o sal e finos e levado a estufa novamente. O material seco foi peneirado

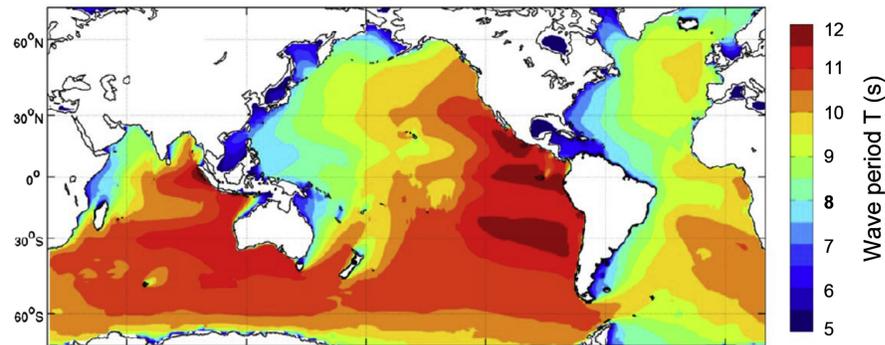
Figura 2 – Ilustração do método utilizado para estimar a altura significativa das ondas e a inclinação do perfil topográfico da praia



Fonte: O autor (2023)

em uma série de peneiras de 0 a  $4\Phi$  Tabela 4, colocado em um agitador rotap' por 10 minutos para classificar o material arenoso ( $\geq 0,062$  mm) SUGUIO (1973). Foram utilizados os parâmetros granulométricos de FOLK; WARD (1957) para a análise de sedimentos.

Figura 3 – Tendências globais no período das ondas (T). Modificado por Hemer et al. (2013)



Fonte: Modificado por Hemer et al. (2013)

Tabela 4 – Classificação do sedimento de acordo com a Escala de Wentworth

$\Phi$	Português	Inglês	mm
-9	Bloco	Boulder	512
-8	Seixo	Cobble	256
-7			128
-6			64
-5			32
-4	Cascalho muito grosseiro	Very coarse gravel	16
-3	Cascalho grosseiro	Coarse gravel	8
-2	Cascalho médio	Medium gravel	4
-1	Cascalho fino	Fine gravel	2
0	Areia muito grosseira	Very coarse sand	1,000
1	Areia grosseira	Coarse sand	0,500
2	Areia média	Medium sand	0,250
3	Areia fina	Fine sand	0,125
4	Areia muito fina	Very fine sand	0,0625
5	Silte grosseiro	Coarse silt	31,25 $\mu m$
6	Silte médio	Medium silt	15,63 $\mu m$
7	Silte fino	Fine silt	7,81 $\mu m$
8	Silte muito fino	Very fine silt	3,91 $\mu m$
9	Argila grosseira	Coarse clay	1,95 $\mu m$
10	Argila média	Medium clay	0,98 $\mu m$
11	Argila fina	Fine clay	0,49 $\mu m$
12	Argila muito fina	Very fine clay	0,24 $\mu m$
13	Colóides	Colloid	0,12 $\mu m$

Fonte: APRH

## 2.4 CARACTERIZAÇÃO DO TIPO E ESTADO MORFODINÂMICO

Como mencionado na introdução, a abordagem de MCLACHLAN; DEFEO; SHORT (2018) consiste em duas etapas para determinar o tipo e estado morfodinâmico da praia, a Tabela 5 agrupa todos os sete tipos e estados morfodinâmicos descritos pelo autor.

Tabela 5 – Tipos/estados de praia em ambientes de mar e ondulação definidos por RTR, altura das ondas e o tamanho da areia.

Tipo de Praia	Altura da Onda	Tamanho da Areia	Estado Morfodinâmico
WD - RTR<3	<1m	Areia Média	WD Refletivo
WD - RTR<3	1-2.5m (Swell)	Areia Fina a Moderada	WD Intermediário
WD - RTR<3	1-2m (Sea)	Areia Fina a Moderada	WD Intermediário
WD - RTR<3	>2.5m (Swell)	Areia Fina	WD Dissipativo
WD - RTR<3	>2m (Sea)	Areia Fina	WD Dissipativo
TM - RTR3-10	<1m (Swell)	Tamanhos Variados	TM Refletivo
TM - RTR3-10	0.5-1m (Sea)	Tamanhos Variados	TM Refletivo
TM - RTR3-10	1-2.5m (Swell)	Tamanhos Variados	TM Intermediário
TM - RTR3-10	1-2m (Sea)	Tamanhos Variados	TM Intermediário
TM - RTR3-10	>2.5m (Swell)	Areia Fina	TM Ultradissipativo
TM - RTR3-10	>2m (Sea)	Areia Fina	TM Ultradissipativo
TD - RTR>10-50	<0.5m	Areia Variável	TD Flats

Fonte: MCLACHLAN; DEFEO; SHORT (2018)

## 2.4 DADOS BIOLÓGICOS

### 2.4.1 Números de Hill

A metodologia proposta por CHAO et al. (2019) é baseada nos números de Hill comuns e suas generalizações chamadas de diversidade de atributos. Os números de Hill nada mais são do que uma generalização dos índices de diversidade clássicos, essa medida foi baseada na série de Rényi RÉNYI (1961). HILL (1973) produziu um método descrevendo a relação entre as modificações de diversidade de acordo com o peso ponderado dado às espécies raras, tais índices diferem apenas pelo parâmetro que determina a sensibilidade às abundâncias relativas das espécies.

$${}^qN = \left( \sum_{i=1}^S p_i^q \right)^{1/(1-q)} \quad (1)$$

${}^qN$  representa o valor do índice de diversidade para o parâmetro  $q$  ( $q \geq 0, q \neq 1$ ),  $q_i$  é a abundância proporcional da  $i$ -ésima espécie. Se o valor de  $q$  for 0,  ${}^0N$  corresponde ao número total de espécies na amostra ( $S$ ), já que as abundâncias das espécies não são levadas em consideração

nessa medida.

$${}^0N = \sum_{i=1}^S p_i^0 \quad (2)$$

Quando  $q$  é igual a 1, o resultado é calculado considerando as frequências relativas de todas as espécies. No entanto, a fórmula usada para esse cálculo se torna indefinida devido a uma divisão por zero no expoente do índice. No entanto, à medida que  $q$  se aproxima de 1 (limite da equação), o resultado tende a ser equivalente ao valor exponencial da entropia de Shannon.

$$N_1 = \lim_{q \rightarrow 1} N_q = e^{(\sum_{i=1}^s p_i \ln p_i)} \quad (3)$$

Já quando  $q$  é igual a 2 o valor do índice equivale ao inverso do índice de dominância de Simpson (Recíproco de Simpson) favorecendo desproporcionalmente as espécies dominantes CHAO et al. (2019).

$$N_2 = \left( \sum_{i=1}^s p_i^2 \right)^{-1} \text{ logo, } N_2 = \frac{1}{\sum_{i=1}^s p_i^2} \quad (4)$$

A medida que aumentamos os parâmetros de Hill maior ênfase é dada às espécies dominantes. Segundo DALY; BAETENS; DE BAETS (2018) os números propostos por Hill satisfazem 6 axiomas matemáticos e, portanto, esse seria o melhor índice para calcular tanto a diversidade taxonômica e funcional de espécies em uma comunidade natural CHAO; CHIU; JOST (2010). Podemos analisar o perfil de diversidade com os números de Hill para diferentes ordens de  $q$ , considerando o perfil completo. É crucial observar que, quanto mais acentuada for a curva, maior será a dominância na comunidade e, conseqüentemente, menor será a diversidade presente.

#### 2.4.2 Diversidade de Atributos

A diversidade de atributos é uma generalização dos números de Hill desenvolvida por CHAO; CHIU; JOST (2014), essa generalização permite que os números de Hill sejam aplicados a qualquer medida de abundância de espécies e tal medida permite contabilizar a contribuição de atributo específica para cada espécie CHAO et al. (2019). A diversidade de atributos (AD) de ordem  $q$  é:

$${}^qAD = \left\{ \sum_{i=1}^5 v_i \left( \frac{a_i}{\bar{V}} \right)^q \right\}^{1/(1-q)} \quad (5)$$

onde  $\bar{V} = \sum_{i=1}^5 v_i a_i$  denota as abundâncias totais ponderadas por contribuição de atributo. Quando  $q = 0$  temos  ${}^qAD = \sum_{i=1}^5 v_i$ , representando o valor máximo possível da diversidade de atributos. Semelhantemente, quando  $q$  tende a 1, temos:

$${}^1AD = \lim_{q \rightarrow 1} {}^qAD \equiv \exp \left( - \sum_{i=1}^S v_i \frac{a_i}{\bar{V}} \log \frac{a_i}{\bar{V}} \right) \quad (6)$$

A diversidade de atributos  ${}^qAD$  quantifica a contribuição total efetiva do atributo. Para diversidade funcional, uma unidade de contribuição de atributo representa um grupo funcional virtual (ou espécie equivalente). Assim, a medida  ${}^qAD$  também quantifica o número efetivo de grupos funcionais e  ${}^1AD$  torna-se o número total de grupos funcionais.

### 2.4.3 Nível Limite de Distinção

A entropia quadrática de Rao Q que representa a distância funcional média entre quaisquer dois indivíduos selecionados aleatoriamente da assembleia, possui algumas desvantagens abordadas por CHAO et al. (2019), segundo a autora, esses problemas são evitados graças a adição de um novo parâmetro o Tau ( $\tau$ ) que especifica o nível de distinção limite entre quaisquer duas espécies. Esse parâmetro funciona da seguinte forma: Seja  $\tau > 0$  quaisquer duas espécies plotadas por alguma medida de dissimilaridade ( $d_{ij}$ ) que possuam valores de  $d_{ij}$  maior ou igual ao nível limite de distinção, são considerada igualmente funcionalmente distintas. Portanto, todas as distâncias na matriz de distância são truncadas no nível  $\tau$  para obter a seguinte matriz de distância truncada:

$$\Delta(\tau) \equiv [d_{ij}(\tau)] = [\min(d_{ij}, \tau)]. \quad (7)$$

### 2.4.4 Fórmulas da Diversidade Funcional

Dada uma matriz de distância por pares de espécies  $[d_{ij}]$  e um nível limite de distinção  $\tau > 0$  a formula de diversidade funcional é:

$$\begin{aligned} {}^qFD(\Delta(\tau)) &= \left( \sum_{i=1}^S v_i(\tau) \left( \frac{a_i(\tau)}{n_+} \right)^q \right)^{1/(1-q)} \\ &= \left( \sum_{i=1}^S p_i \left( \sum_{j=1}^S [1 - f(d_{ij}(\tau))] p_j \right)^{q-1} \right)^{1/(1-q)} \end{aligned} \quad (8)$$

A equação descrita acima revela que a diversidade funcional de ordem  $q$  é simplesmente os números de Hill para um conjunto na qual existem  $S$  subconjuntos com o  $i$ -ésimo subconjunto consistindo em  $v_i(\tau) = n_i/a_i(\tau)$  grupos funcionais, cada um com a sua abundância de grupo

$a_i(\tau)/n_+$ ,  $i = 1, 2, 3, \dots, S$ , logo, a soma das abundâncias relativas sobre todos os grupos funcionais é a unidade.

Para  $q = 0$ :

$$\begin{aligned} {}^0FD(\Delta(\tau)) &= \sum_{i=1}^S v_i(\tau) = \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{n_+} \\ &= \sum_{i=1}^S \frac{p_i}{\sum_{j=1}^S [1 - f(d_{ij}(\tau))] p_j} \end{aligned} \quad (9)$$

Que é a riqueza funcional, consistindo no número total de grupos funcionais no nível de limiar  $\tau$ . Segundo CHAO et al. (2019) essa medida difere das duas medidas de riqueza funcional *FRic* e *FAD* que, respectivamente, referem-se ao volume do casco convexo e à soma das distâncias pareadas CHAO et al. (2019). Aqui a medida  $q = 0$  de diversidade funcional é uma função da abundância de espécies, já que cada contribuição de atributo é projetada para explicar a abundância de espécies CHAO et al. (2019).

Para  $q = 1$ :

$$\begin{aligned} {}^1FD(\Delta(\tau)) &= \lim_{q \rightarrow 1} {}^qFD(\Delta(\tau)) \\ &= \exp \left( - \sum_{i=1}^S v_i(\tau) \frac{a_i(\tau)}{n_+} \log \left( \frac{a_i(\tau)}{n_+} \right) \right) \\ &= \exp \left( - \sum_{i=1}^S p_i \log \left( \sum_{j=1}^S [1 - f(d_{ij}(\tau))] p_j \right) \right). \end{aligned} \quad (10)$$

Segundo CHAO et al. (2019) e RICOTTA; SZEIDL (2006), a medida mencionada representa uma generalização de Shannon.

Para  $q = 2$ :

$${}^2FD(\Delta(\tau)) = \frac{1}{1 - \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^S p_i f[d_{ij}(\tau)] p_j} \quad (11)$$

Dessa maneira, os organismos foram classificados de acordo com seus atributos funcionais como alimentação e locomoção, utilizando bibliografia especializada.

### 2.4.5 Pacotes Utilizados

Para calcular os perfis de diversidade taxonômico e funcional foi necessário uma matriz de distância de dados categóricos utilizando a medida de dissimilaridade de Gower CHAO et al. (2019) (pacote FD, função `gowdist`) LALIBERTÉ et al. (2014) e computamos essa matriz com o valor médio de  $\tau$ . Para rodar os perfis de diversidade funcional segundo Chao utilizamos um script disponibilizado pelos autores e anexado nos apêndices suplementares, para tal foi preciso ajustar o script para modelar os gráficos resultantes. A função utilizada segundo, foi a função `FunD`, porém, tal função é útil para plotar os gráficos resultantes da análise, logo, criamos outra função chamada `FD_MLET_ALL` com base na função `FD_MLE` para calcular o valor dos índices de diversidade funcional para cada coluna de um `data.frame` resultando numa tabela com os 3 números de Hill para cada medida de diversidade funcional. Para a diversidade funcional segundo abordagem de MASON et al. (2005), foi utilizado o pacote e a função `FD::dbFD`.

Utilizamos a abordagem de CHAO et al. (2014) para gráficos de rarefação com base no esforço amostral realizado, estimando medidas de suficiência amostral a partir do conceito de cobertura amostral utilizando o pacote `iNEXT` HSIEH; MA; CHAO (2016) , para plotar os gráficos rodamos a função `ggiNEXT`.

A granulometria foi obtida pelo uso do pacote `G2Sd` FOURNIER; GALLON; PARIS (2014) e utilizamos o pacote `vegan::rda` OKSANEN et al. (2007) para analisar conjuntamente os dados bióticos e abióticos pela análise de redundância *RDA*.

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 CARACTERIZAÇÃO DAS PRAIAS

As praias foram classificadas em Refletivas e Intermediárias, com a altura das ondas variando entre 0,51m na praia de Coqueirinho a 2,4m na praia do Guaiamum Tabela 6. Em média, as praias apresentaram ondas de 1,29m; com períodos de 9,8s. Em relação ao clima de ondas, apenas as praias do Paiva e da Ilha do Amor apresentaram ondas do tipo sea, enquanto todas as outras três são dominadas por ondas do tipo swell. Segundo o índice do intervalo relativo da maré (Relative Tide Range RTR), apenas as praias do Paiva e Coqueirinho apresentaram influência da Maré.

Tabela 6 – Dados abióticos coletados durante o campo nas praias de Coqueirinho, Guaiamum, Ilha do Amor, Paiva e Tamandaré

	$H_b$	Período(s)	Clima de Ondas	$RTR = T_R/H_b$
Coqueirinho	0,51	9,8	Swell	TM
Guaiamum	2,4	9	Swell	WD
Ilha do Amor	1,25	7,4	Sea	WD
Paiva	1,53	7,7	Sea	WD
Tamandaré	1,76	11,5	Swell	WD

Fonte: O autor (2023)

##### 3.1.1 Tamanho das partículas de areia

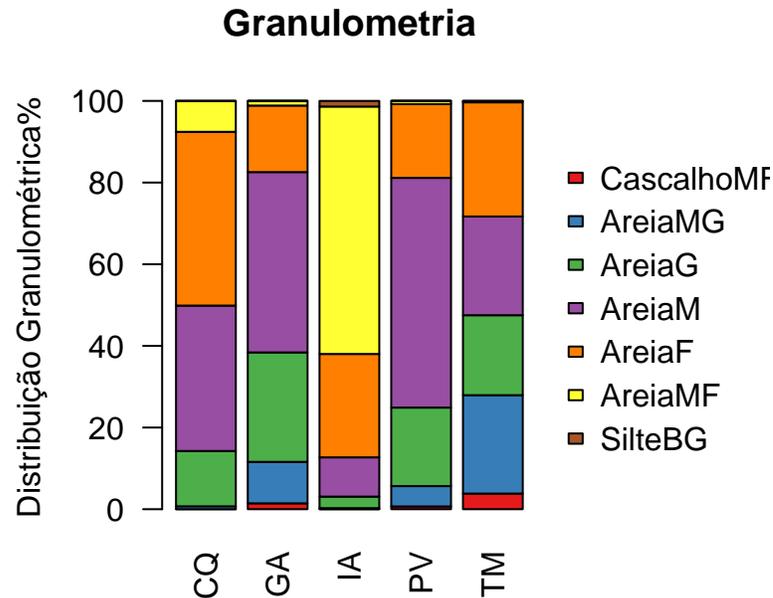
O tamanho médio dos grãos na praia do Paiva corresponde a areia média (63,3%), as amostras inferiores e superiores do intermareal dessa praia foram classificadas como areia levemente pedregosa por apresentar uma pequena porcentagem (0,2%) de cascalho muito fino, enquanto que a amostra de sedimento da região média não apresentou cascalhos, tendo sua textura classificada apenas como areia.

Tabela 7 – Variáveis ambientais. Onde: Média = Diâmetro médio do grão (mm); Ass = Assimetria; Curt = Curtose; Casc = Porcentagem de cascalho; Finos = Porcentagem de silte e argila

	Média	Ass	Curt	Casc	Areia	Finos
Cq	332,686	1,835	7,952	0	99,972	0,028
Ga	550,573	1,378	4,242	1,441	98,553	0,006
Ia	165,572	3,705	23,07	0,05	98,57	1,38
Pv	464,58	2,017	7,42	0,674	99,32	0,005
Tm	651,71	0,728	1,988	3,831	96,169	0

Fonte: O autor (2023)

Figura 4 – Comparação das classes granulométricas, com base no trabalho de Wentwort, Legenda: CQ(Coqueirinho), GA(Guaiamum), IA(Ilha do Amor), PV(Paiva), TM(Tamandaré)

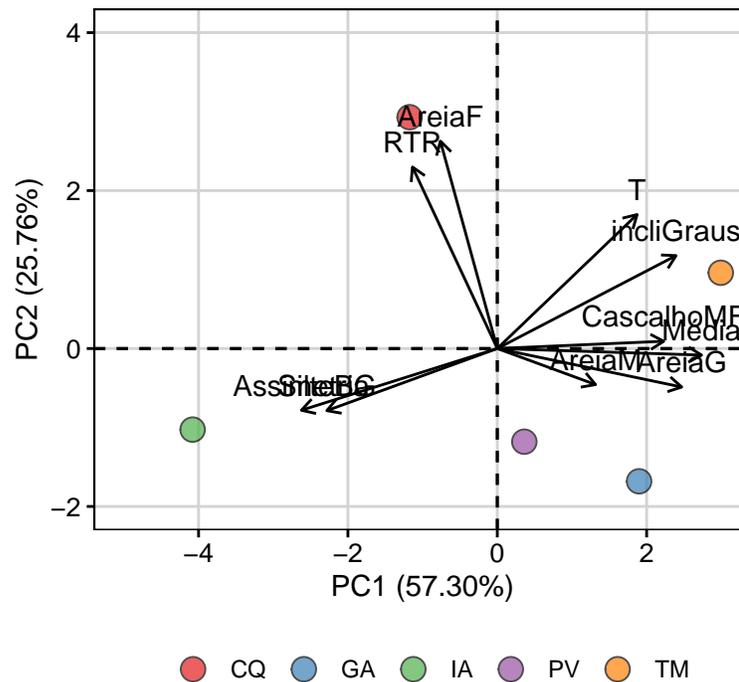


Fonte: O autor (2023)

A praia da Ilha do amor mostrou uma distribuição de sedimentos diferente da praia do Paiva, a porcentagem maior de areia foi areia fina (45,55%), essa distribuição de sedimento mais fino foi corroborada com uma porcentagem maior de silte em relação as outras 4 praias, nessa praia a porcentagem de silte foi (0,6%), consequentemente a porcentagem de cascalho fino foi o menor de todas as praias (0,022%). As outras três praias tiveram uma distribuição de sedimento semelhante a do Paiva (porcentagem maior de areia média) sendo elas (Guaiamum 39,32%, Tamandaré 41,97% e Coqueirinho 39,89%). Embora a praia do Paiva foi a praia que apresentou uma porcentagem maior de areia média em relação as outras 4 praias, foi na praia de Tamandaré que observamos uma quantidade maior de cascalho fino (1,42%).

Segundo a Figura 5 o eixo 1 do PCA explica 57,30% de toda a variação do tamanho de areia nas praias, junto com o eixo 2 conseguimos obter 83,06% de toda a variação representada no modelo. As variáveis mais importantes para o eixo 1 foram quatro sendo elas em ordem de importância Média, incliGraus (Inclinação da Praia em Graus), AreiaG (Areia Grossa) e Assimetria (possuiu uma forte relação negativa com o Eixo 1), essas variáveis contribuem em 57,71% com toda a variação explicada no eixo 1. Apenas as variáveis Assimetria, AreiaF (Areia Fina), SilteBG (Silte bem grosso) e o índice RTR possuem correlações negativas com o componente principal 1.

Figura 5 – Biplot da PCA ordenando os dados abióticos das praias



Fonte: O autor (2023)

A contribuição das localidades em cada eixo da análise de componentes principais (PCA) para os parâmetros abióticos Figura 5 indica que a praia “IA” (Ilha do Amor) está negativamente associada ao componente principal PC1 e é fortemente correlacionada com sedimentos finos (Silte Bem Grosso e Areia Muito Fina) e assimetria, logo, esse ambiente contém os menores tamanhos de grãos de areia entre as outras 4 praias, indicando um possível estado morfodinâmico menos energético que a praia de Tamandaré, por exemplo. A contribuição dessa praia para a análise é de 56,20%. Isso sugere que praias com altos valores de PC1 tendem a ter maiores valores nas variáveis relacionadas à praia de Paiva, como é o caso da areia média. A praia “TM” (Tamandaré) está fortemente relacionada com as variáveis Cascalho Muito Fino e Areia Muito Grossa, isso indica indiretamente um estado morfodinâmico mais refletivo que as outras praias já que não há deposição de sedimento mais finos nesse ambiente.

### 3.1.2 Tipo e Estado da praia

De acordo com a Tabela 6 as praias de Guaiamum, Tamandaré, Ilha do amor e Paiva são Dominadas por ondas, enquanto que, somente a praia de Coqueirinho é Modificada pela maré. A caracterização do tipo e estado morfodinâmico é resumido na Tabela 8.

Tabela 8 – Caracterização do Tipo e Estado Morfodinâmico das praias

	RTR	Tipo de Areia Predominante	Tipo da Praia	Estado da Praia
Coqueirinho	4.70	Variável	TM	TM Reflective
Guaíamum	1	Variável	WD	WD Intermediate
Ilha do Amor	1.92	Areia Fina	WD	WD Intermediate
Paiva	1.60	Areia Média	WD	WD Intermediate
Tamandaré	1.36	Areia Grossa	WD	WD Intermediate

Fonte: O autor (2023)

## 3.2 DIVERSIDADE TAXONÔMICA DA MACROFAUNA BENTÔNICA DE PRAIAS ARENOSAS

### 3.2.1 Estrutura da Macrofauna

Foram identificados 25 táxons de um total de 908 indivíduos (Figura 6), destes cerca de 50% foram de anelídeos (454 indivíduos), 46,81% de crustáceos (425 indivíduos) e 3,19% de insetos (29 indivíduos). Dentre os anelídeos, o gênero *Eteone* da família Phyllodocidae foram os mais abundantes representando 11,01% de toda abundância identificada, o segundo poliqueto mais abundante foi a espécie *Scolecipis squamata* (Müller, 1806) da família Spionidae que representou cerca de 9,47% da abundância total, em seguida, os poliquetos do gênero *Protodrilus* apresentaram uma abundância de 8,81%.

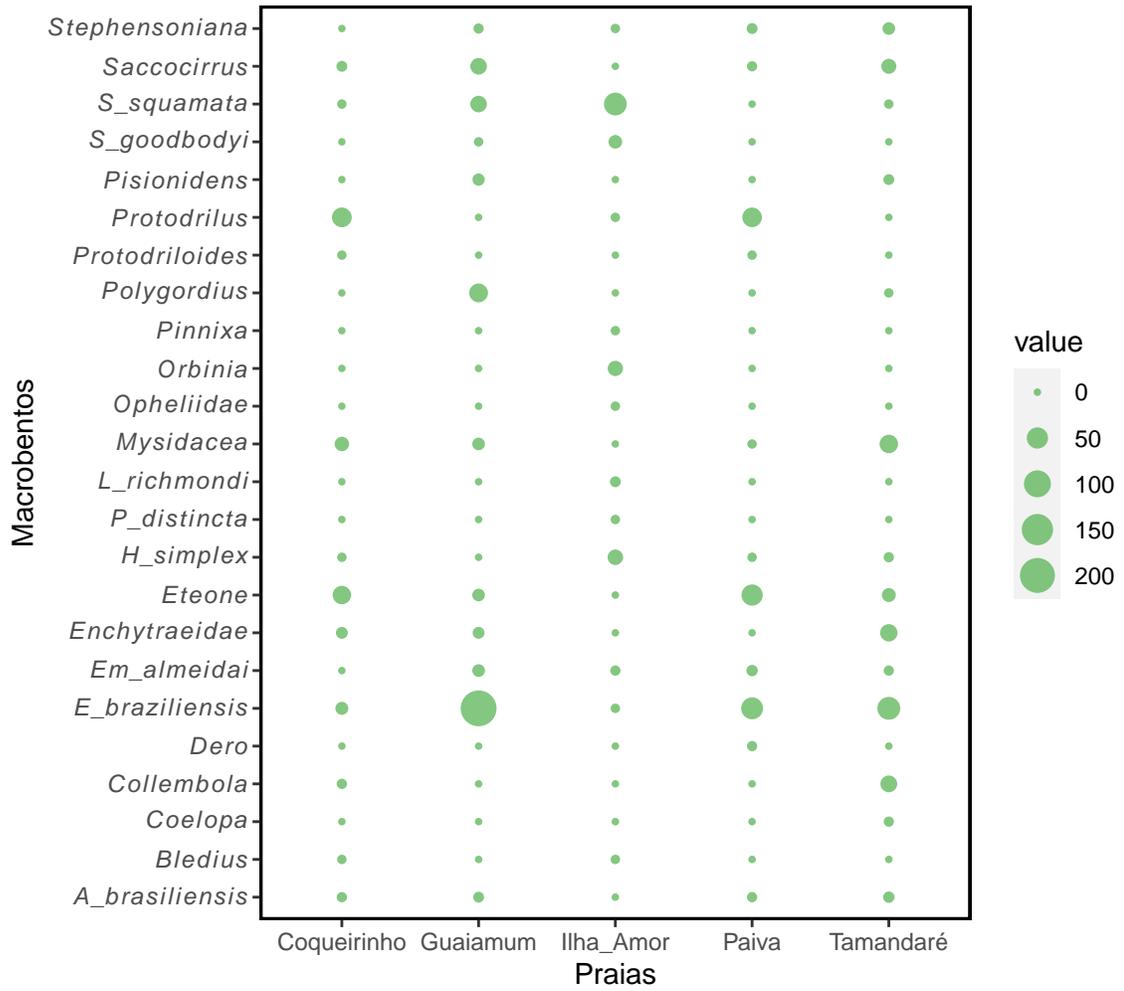
A espécie mais abundante foi a *Excirolana braziliensis* (Richardson, 1912) da família Cirolanidae que mostraram uma abundância de 37,55% (341 indivíduos), que corresponde a 80,23% de todos os crustáceos identificados nas 5 praias, evidenciando a dominância desses organismos em relação a todos os outros.

A praia de Tamandaré apresentou o maior número de riqueza de espécies (14 espécies) e a praia de Guaíamum teve o maior número de abundância (330 indivíduos) (Figura 6)

### 3.2.2 Perfis de Diversidade

O Gráfico 7 mostra que a praia de Tamandaré apresenta os maiores valores de diversidade. As praias de Coqueirinho e Guaíamum possuem o mesmo número de riqueza de espécie ( $S = 12$ ), mas essas praias diferem nos outros valores dos números de Hill ( $q^1$  e  $q^2$ ), a praia de Coqueirinho possui menor dominância de espécies e conseqüentemente maior equitabilidade na distribuição desses organismos. A praia do Paiva, embora apresente menor riqueza de espécies do que todas as outras praias (11 espécies) ela apresenta uma equitabilidade maior e conseqüentemente uma maior diversidade se comparada com a praia de Guaíamum, que possui uma dominância maior na

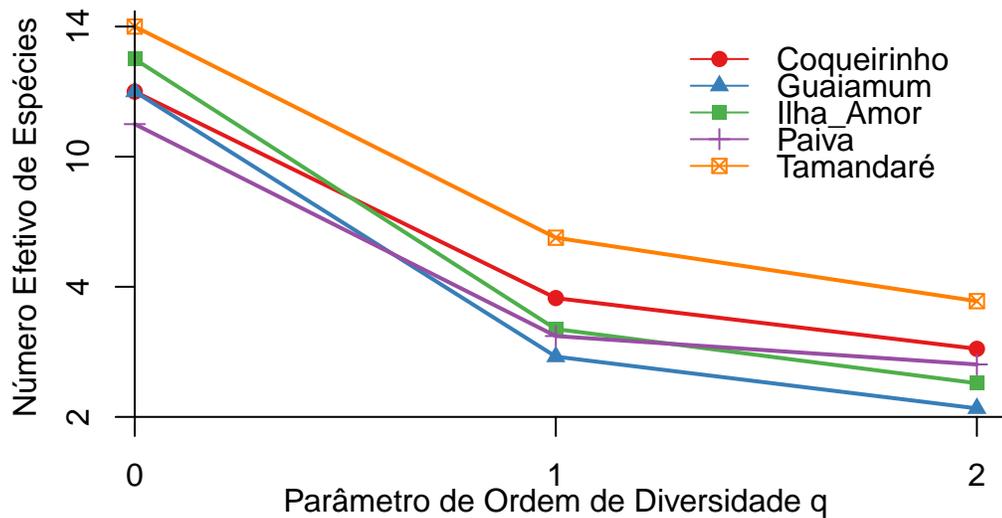
Figura 6 – Número total de indivíduos (círculos) por praia dos táxons mais abundantes



Fonte: O autor (2023)

distribuição dos organismos em relação a todas as outras praias. Segundo a ANOVA, não houveram diferenças significativas ( $P > 0.05$ ) tanto na riqueza de espécies, assim como na uniformidade em relação à todas as praias.

Figura 7 – Perfis de diversidade para as 5 praias utilizando os números de Hill



Fonte: O autor (2023)

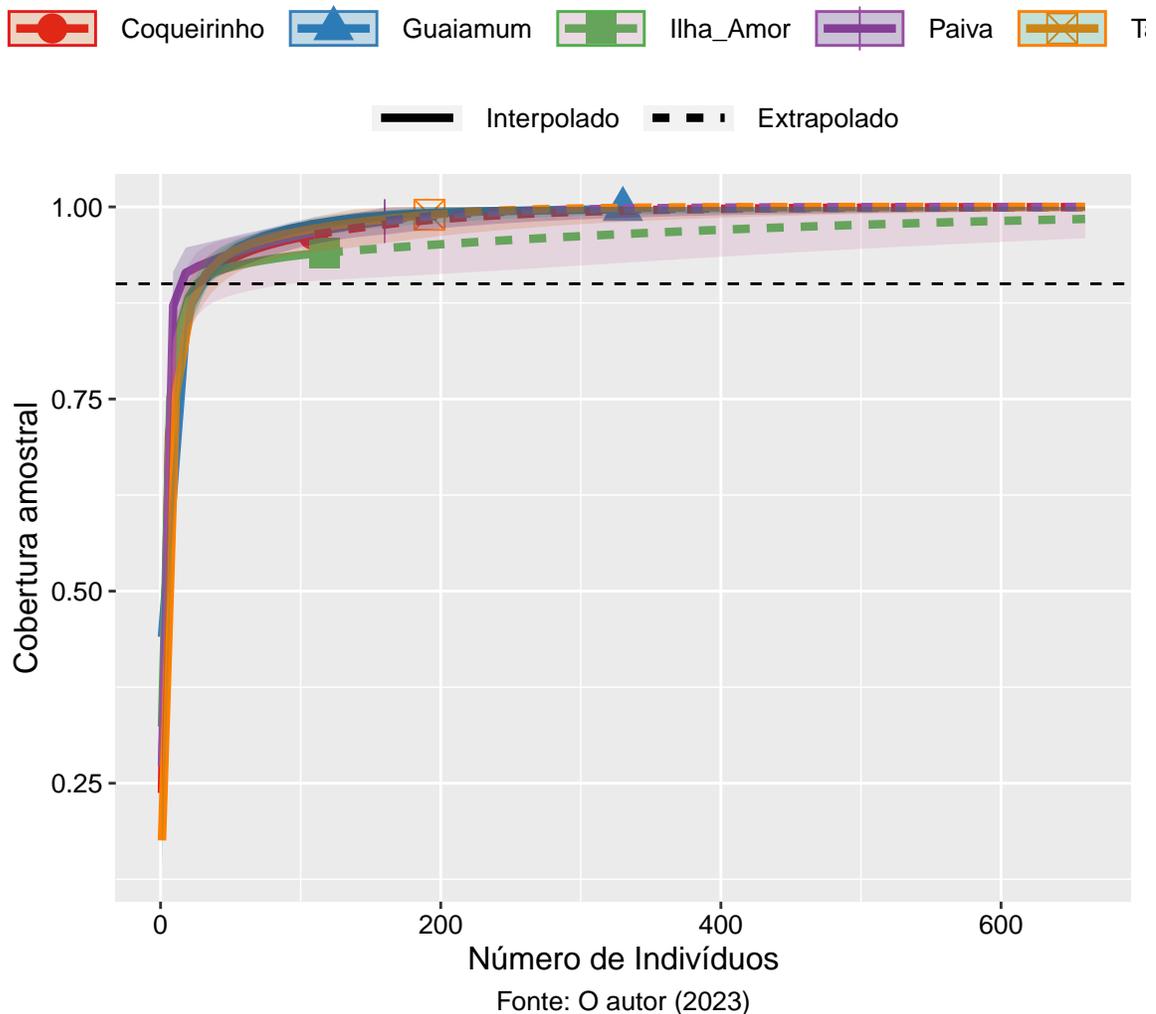
### 3.2.3 Curva de rarefação com base na abundância observada das espécies

O Gráfico 8 mostra as estimativas interpoladas e extrapoladas do esforço amostral com base no número de indivíduos realizado nas praias. Os elementos sólidos representam a interpolação dos dados que culminam no ponto sólido que representa o tamanho amostral com base no número de indivíduos alcançados, a linha tracejada representa a extrapolação do esforço amostral com base no dobro do esforço amostral da amostra de maior tamanho que corresponde à praia de Guaiamum. As áreas sombreadas representam intervalos de confiança de 95%.

Na praia de Coqueirinho a cobertura amostral obtida foi de 92%, a praia de Guaiamum teve a maior cobertura amostral, os dados indicam que a praia teve 98% de representatividade dos indivíduos. A menor cobertura amostral ocorreu na praia do paiva (91%). Segundo os intervalos de confiança desse gráfico e a ANOVA não houveram diferenças significativas ( $P > 0,05$ ) entre a diversidade obtida e a extrapolada nas cinco praias em relação a cobertura amostral. A linha preta tracejada indica a abundância observada caso as praias fossem amostradas com 90% de Cobertura

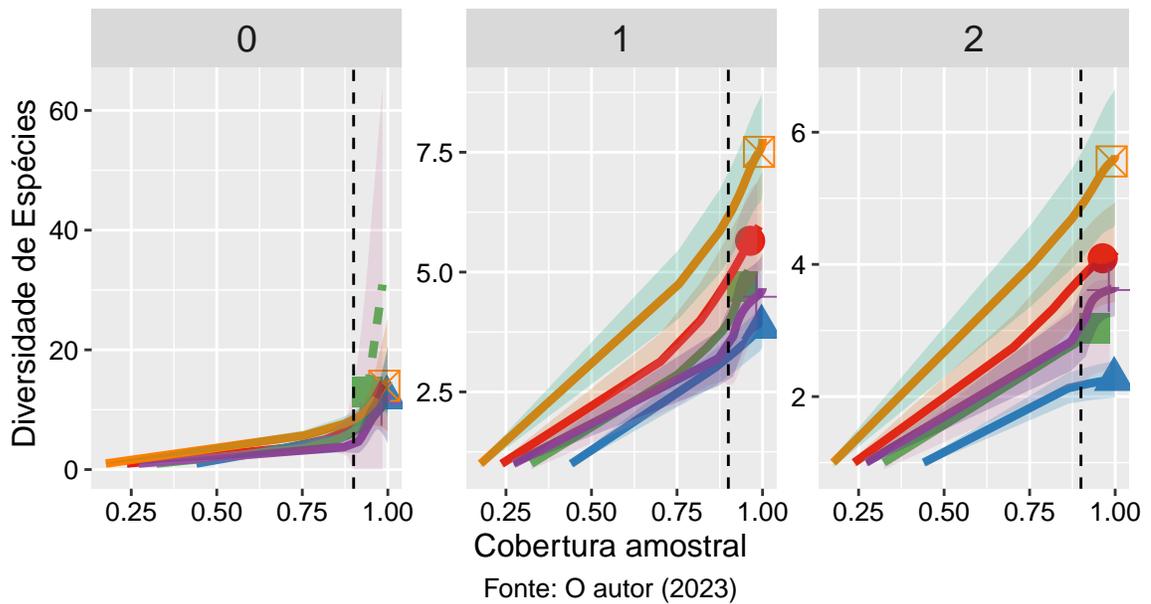
amostral, para esse nível de cobertura, as abundâncias totais seriam as seguintes: Praia do Paiva (20 indivíduos), Ilha do Amor (16 indivíduos), Tamandaré (39 indivíduos), Guaiamum (36 indivíduos) e Coqueirinho (29 indivíduos), mesmo nesse nível de cobertura amostral a abundância que seria observada não difere estatisticamente entre as praias observadas.

Figura 8 – Curvas de completude amostral agrupado



O Gráfico 9 revela a relação entre a cobertura amostral e a diversidade de espécies nas praias em relação aos 3 expoentes de Hill. No nível de riqueza de espécies ( $q^0$ ) também não encontramos diferenças significativas ( $P > 0,05$ ) entre as praias. A linha tracejada preta informa uma rarefação da cobertura amostral em 90%, nesse nível observaríamos a seguinte riqueza de espécies: Praia do Paiva (4,9 espécies), Ilha do Amor (4,6 espécies), Guaiamum (6,7 espécies), Tamandaré (9,8 espécies) e Coqueirinho (7,38 espécies).

Figura 9 – Curvas de completude amostral agrupada entre o nível de Cobertura Amostral e a Diversidade de Espécies (a linha tracejada representa uma cobertura amostral interpolada em 90%)

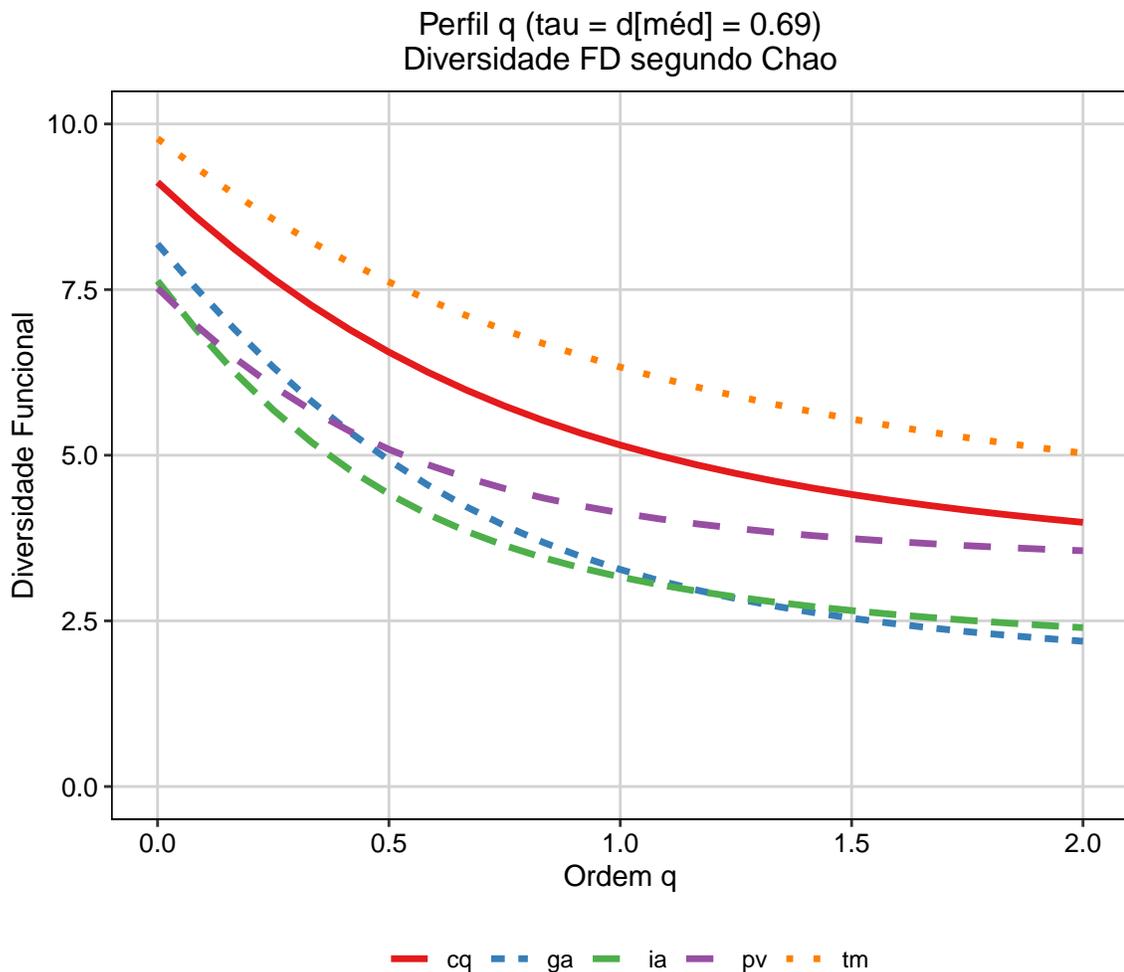


### 3.3 DIVERSIDADE FUNCIONAL DA MACROFAUNA BENTÔNICA DE PRAIAS ARENOSAS

#### 3.3.1 Perfil de diversidade funcional

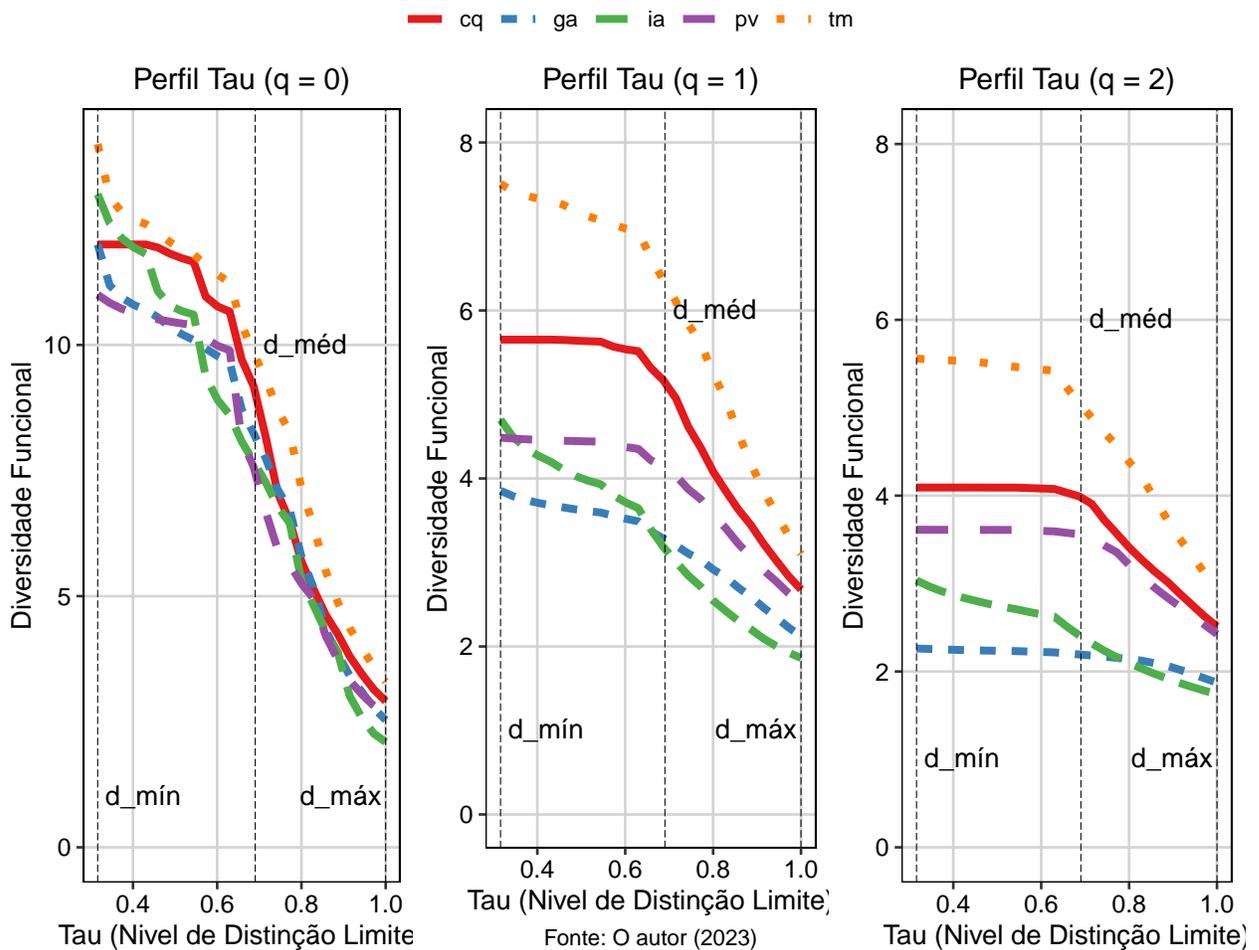
O Gráfico 10 mostra o perfil  $q$  ( $0 \leq q \leq 2$ ) ponderado pelo valor médio de  $\tau$  (0.69). O perfil  $q$  para  $\tau = d_{méd}$  (10) mostra que a riqueza funcional é maior na praia de Tamandaré (9.78 grupos funcionais) do que nas outras praias (Guaiaumum 8.187, Coqueirinho 9.12, Ilha do Amor 7.63 e Paiva 7.52). Apesar da riqueza funcional dessas praias possuírem o número de grupo funcionais próximos, elas diferem entre si nas outras ordens de diversidade de Hill. Não obstante a isso, a praia do Paiva, apesar de ter a menor riqueza funcional, possui um valor de diversidade funcional maior que as praias de Guaiaumum e Ilha do Amor. A inclinação em cada um dos perfis  $q$  no gráfico 10 reflete a desigualdade substancial de abundâncias de espécies nessas praias.

Figura 10 – Perfil de diversidade funcional das cinco praias como função da ordem de diversidade  $q$  (0, 1 e 2) e como uma função do nível limite de distinção (Tau).



O Gráfico 11 plota a diversidade funcional sobre o  $\tau$  de acordo com as ordens de diversidade  $q$ . As três linhas verticais pontilhadas nos três painéis referem-se a três diferentes níveis limites de distinção que chamamos de  $\tau$  sendo elas ( $d_{\min} = 0,316$ ,  $d_{\text{méd}} = 0,69$ , e  $d_{\text{máx}} = 1$ ). O primeiro painel possui os três níveis limite de distinção limiar. Quando o  $\tau$  é definido para 0.316 o resultado se resume a diversidade taxonômica, logo, todos os valores do painel 1 sinalizados pela linha tracejada  $d_{\min}$  se reduzem a valores de riqueza de espécies, sendo eles: Paiva 11spp, Ilha do Amor 13spp, Guaiamum 12spp, Tamandaré 14spp e Coqueirinho 12spp, o comportamento da curva observado em  $d_{\min}$  foi extremamente parecido com a inclinação e distribuição das curvas sinalizadas pela linha do  $d_{\text{méd}}$ . Como era de se esperar, o  $\tau = 1$ , que é o maior valor de dissimilaridade entre as espécies, apresentou uma diversidade extremamente baixa em relação aos outros dois níveis limite de distinção, evidenciando que adotar um nível limite de distinção subestima a diversidade funcional dos ambientes.

Figura 11 – Perfil de diversidade funcional das cinco praias como função do nível limite de distinção (Tau) em relação a diversidade funcional, de acordo com a ordem de diversidade  $q$  (0, 1 e 2)

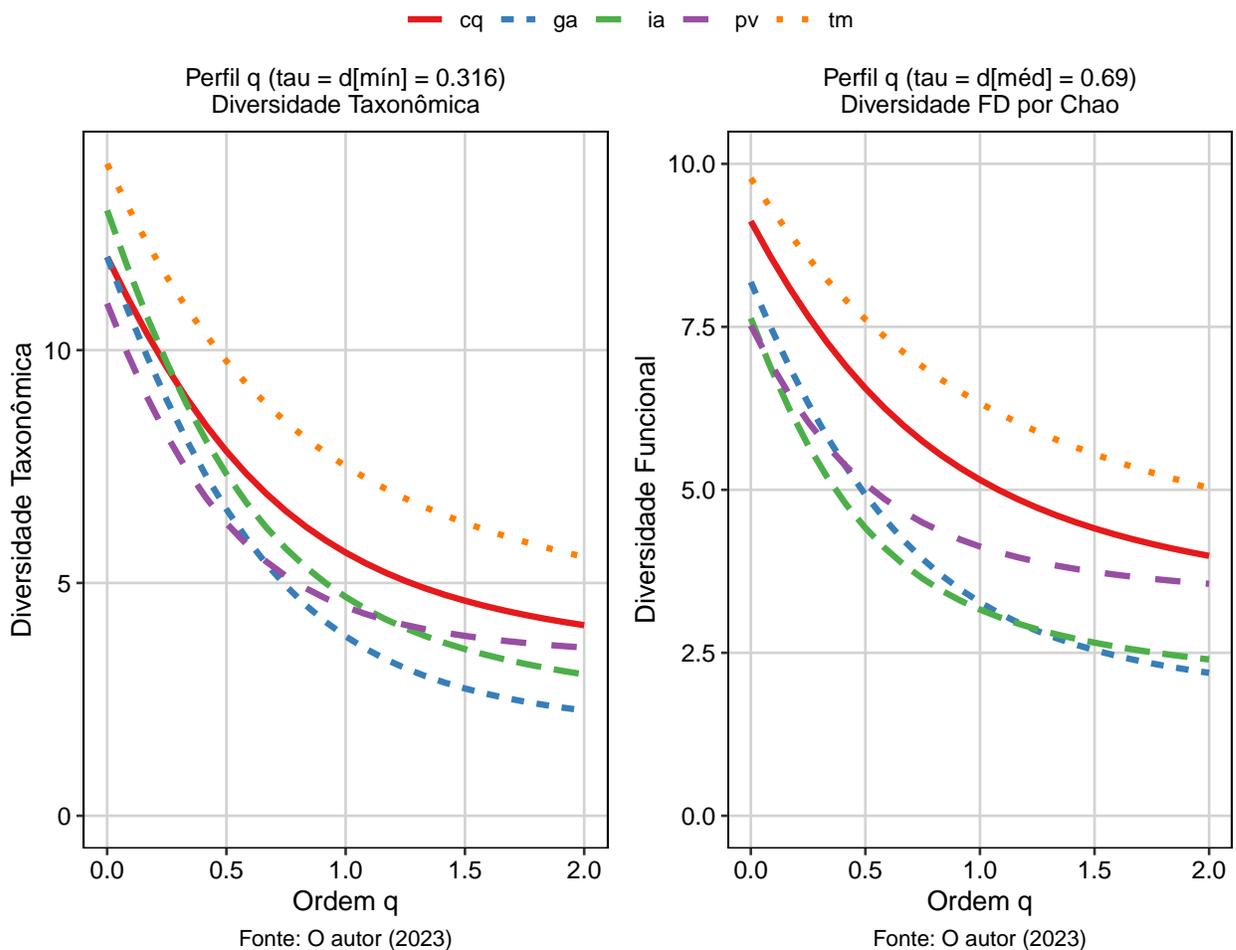


### 3.4 DIVERSIDADE TAXONÔMICA X DIVERSIDADE FUNCIONAL

Por fim, o Gráfico 12 compara, de forma bastante intuitiva, o comportamento das duas abordagens de diversidade frente aos dados de macrobentos das cinco praias amostradas. O primeiro painel representa a diversidade taxonômica quando o  $\tau$  é definido como a menor distância da matriz de similaridade ponderada pelo algoritmo Gower obtida inicialmente. Como é de se esperar, a diversidade observada no painel 1 (diversidade taxonômica) é superior a (em valores absolutos) a diversidade funcional.

O segundo painel apresenta um comportamento semelhante ao primeiro, mostrando os maiores valores de diversidade funcional nas praias de Tamandaré e Coqueirinho. Diferente da abordagem taxonômica, conseguimos perceber aqui que em relação a diversidade funcional, a praia da Ilha do Amor possui um dos menores valores de diversidade funcional em relação as outras praias. A praia de Guaiamum, por sua vez, apresentou valores levemente superiores a praia de IA.

Figura 12 – Perfil de diversidade taxonômica e funcional das cinco praias como função da ordem de diversidade  $q$  (0, 1 e 2) ponderada pelo nível limite de distinção ( $\tau$ ).

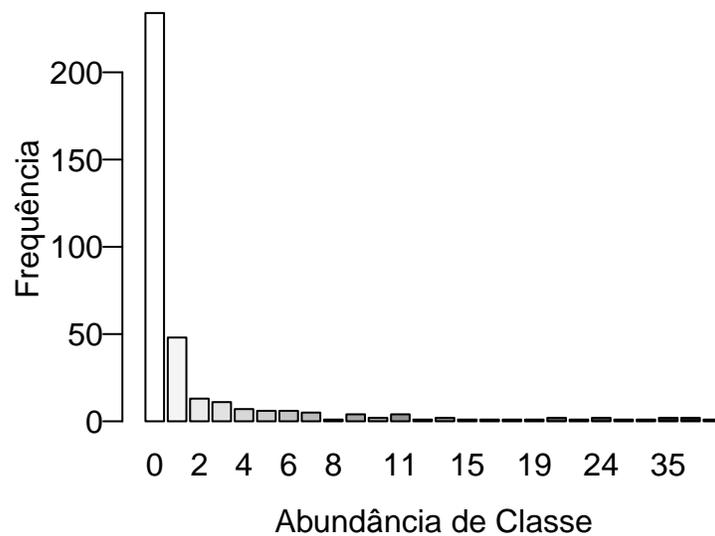


### 3.5 ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA ENTRE A COMPOSIÇÃO TAXONÔMICA E FUNCIONAL EM RELAÇÃO AOS PARÂMETROS ABIÓTICOS DAS PRAIAS

#### 3.5.1 Composição Taxonômica x Dados Abióticos

De acordo com a Figura 13 foi necessário realizar uma transformação nos dados de abundância de espécies devido a proporção (65%) do classe 0 que aparece nos dados, portanto utilizamos a transformação de Hellinger para evitar problemas de assimetria e duplos zeros com nossos dados de abundância.

Figura 13 – Barplot do número de frequências de espécies em cada classe de abundância

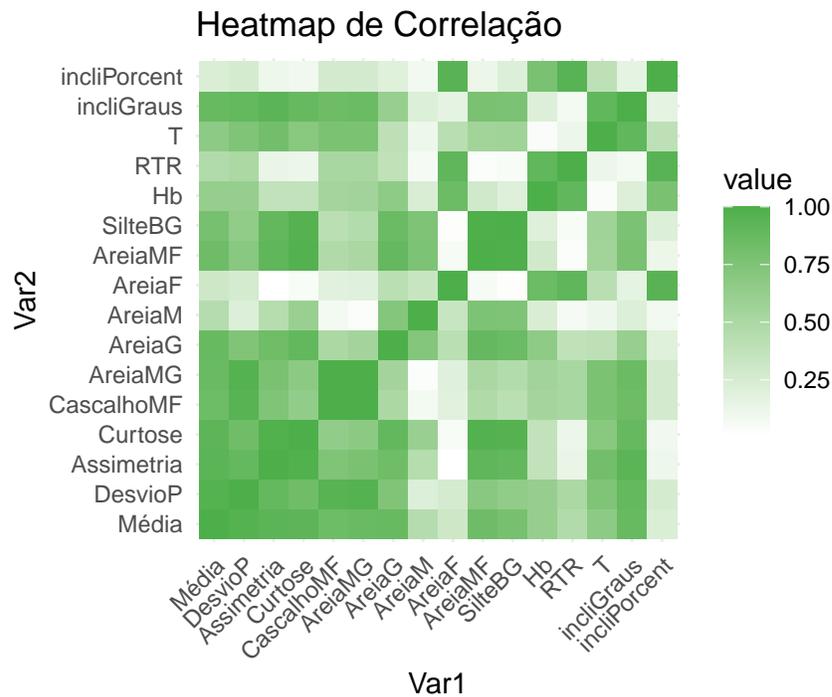


Fonte: O autor (2023)

Segundo a Figura 14, percebemos que existem muitas correlações entre as variáveis ambientais, portanto, realizamos uma seleção forward com 50.000 permutações, através da função: (`forward.sel()`) do pacote `adespatial`. Devido ao alto número de testes de significância durante o procedimento de forward (16 variáveis ambientais), utilizamos a correção de Bonferroni para evitar o problema de utilizar múltiplos testes estatísticos. Para o modelo da análise de redundância as variáveis selecionadas pelo método forward foram `CascalhoMF`, `SilteBG` e `AreiaM`.

As variáveis ambientais selecionadas pela função forward explicaram 62,6% da variação na composição da comunidade macrobentônica das praias arenosas. Porém, o coeficiente de determinação da análise de redundância é tendencioso, por isso realizamos um ajuste no  $R^2$  aplicado

Figura 14 – Multicolinearidade entre as variáveis ambientais



Fonte: O autor (2023)

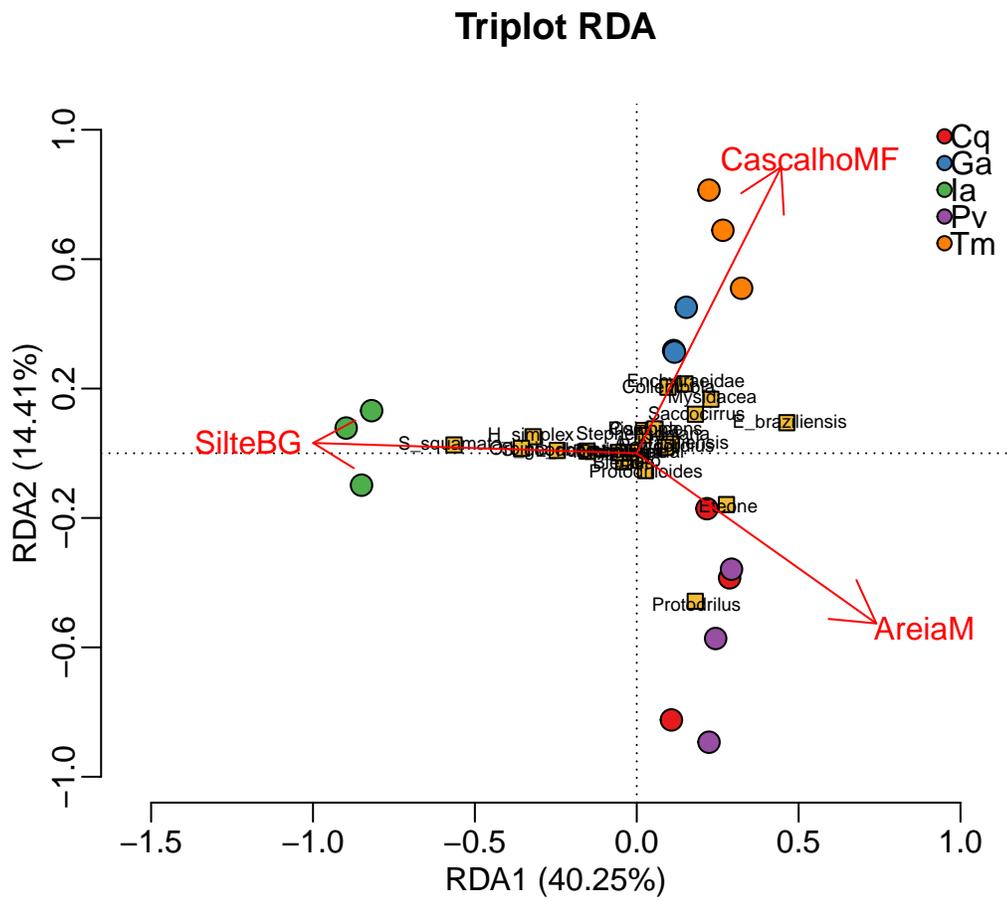
no modelo, as variáveis explicativas (CascalhoMF, SilteBG e AreiaM) após o ajuste explicaram 52,44% da variação em  $Y$  (abundância de espécies nas praias). Segundo a PERMANOVA, nosso modelo completo é estatisticamente significativo ( $P < 0,05$ ), embora as variáveis selecionadas foram corrigidas elas continuaram apresentando significância após a correção ( $P < 0,05$ ). Todo o eixo canônico resultante da RDA também são significativos ( $P < 0,05$ ).

Utilizamos o escala 2 e o fitted site scores “ln no vegan” para o triplot da análise de redundância na Figura 15, logo, os ângulos no triplot entre as variáveis respostas e explicativas e entre elas mesmas refletem suas correlações e as coordenadas dos locais no espaço das variáveis explicativas são as pontuações ajustadas dos locais. A proporção explicada pelo eixo RDA1 dos autovalores é de aproximadamente 40,25% e o RDA2 é de 14,41%.

A variação acumulada dos autovalores principais explicada e corrigida pelo coeficiente de determinação ajustado do eixo 1 corresponde a 33,7%, a soma acumulada dos autovalores dois eixos RDA explicaram cerca de 87,27% de toda a variação. Nessa figura, os círculos coloridos representam as praias, que no seguinte estudo foram padronizadas em cores em todas as figuras.

A praia Ilha do Amor (cor verde na figura acima) foi a única praia que apresentou uma forte correlação negativa com o eixo 1 (cor  $> 0,82$ ), consequentemente, conseguimos observar

Figura 15 – Análise de Redundância entre os parâmetros Abióticos e a composição de espécies



Fonte: O autor (2023)

uma separação espacial entre Ilha do Amor e todas as outras praias que foram positivamente correlacionadas com o eixo 1 da RDA, não observamos uma separação clara entre as praias de Paiva de Coqueirinho, isso tudo em relação apenas as 3 variáveis selecionadas pelo método de forward. Aqui, essas praias estão fortemente relacionadas com a variável AreiaM, enquanto que as praias Guaiamum e Tamandaré estão positivamente correlacionadas com a variável CascalhoMF.

A praia Ilha do Amor possui uma forte correlação negativa com as variáveis CascalhoMF e AreiaM, conseqüentemente, os táxons que possuem correlação negativa com o RDA1, são positivamente relacionadas a praia Ilha do Amor, que é caracterizada por sedimentos mais finos como mostra o gráfico RDA. Os táxons *Hemipodia californiensis*, *Hemipodia simplex*, *Orbinia*, *Scoelelepis squamata* e *Scoelelepis goodbodyi* estão fortemente relacionados a praias que possuem características semelhantes a IA, isto é, sedimentos mais finos e estados mais dissipativos. Enquanto que os táxons *Protodrilus* e *Eteone* apresentam fortes correlações com a variável AreiaM (Areia Média), *Excirolana brasiliensis* por outro lado, apresenta uma forte correlação com praias com um tamanho de grãos maiores.

### 3.5.2 Diversidade Funcional x Dados Abióticos

A Figura mostra que a proporção explicada pelo componente 1 é de aproximadamente 51,4%. A Diversidade Funcional de ordem 0 de Chao possui uma influência maior no eixo 1 do que as outras duas variáveis, a regularidade funcional está negativamente correlacionada com o eixo 1, já no eixo 2, a divergência funcional e a regularidade são negativamente correlacionadas com a mesma.

Todos os transectos da praia de tamandaré são positivamente correlacionadas com o eixo 1, enquanto que nas outras praias os transectos estão tanto relacionados positivamente como negativamente ao eixo.

As variáveis Média, Cascalho Muito Fino e Areia Grossa são positivamente correlacionadas com o eixo 1, enquanto que somente a variável assimetria é negativamente correlacionada. Por outro lado, no eixo 2 apenas a variável Areia Grossa possui correlação negativa com a mesma.

## 4 DISCUSSÃO

### 4.1 MORFODINAMISMO PRAIAL

#### 4.1.1 Tipo e Estado das praias

De acordo com a abordagem utilizada, encontramos apenas duas categorias de tipo e estado morfodinâmico nas 5 praias estudadas. A única praia que divergiu em categoria morfodinâmica em relação as outras praias foi a praia de Coqueirinho (classificada como Refletiva Modificada Pela Maré) e o segundo grupo foram compostas pelas outras quatro praias Ilha do Amor, Guaiamum, Paiva e Tamandaré (sendo classificadas como Intermediárias Dominadas por Ondas).

As praias mais refletivas são caracterizadas por absorverem uma menor quantidade de energia das ondas (já que a energia das ondas é o quadrado da altura das mesmas). Contudo, a energia total transferida para a praia durante um período fixo é maior em condições sea do que swell. Por exemplo, segundo MCLACHLAN; DEFEO; SHORT (2018) uma praia recebendo ondas de 1m de altura (no momento de quebra) por um período de 5s (ambientes do tipo sea) receberá o dobro de ondas por unidade de tempo do que uma praia que recebe ondas com a mesma altura de quebra, porém com períodos de 10s (ambientes do tipo swell). Portanto, praias com energia de ondas caracterizadas em condições ‘sea’ receberão mais energia do que em condições ‘swell’, movendo a praia para um estado morfodinâmico superior. Logo, é óbvio pensar que ondas de período mais curto transferem mais energia do que ondas de período mais longo, isso se estivermos comparando ondas com períodos diferentes, porém alturas iguais. Dessa maneira, Paiva e Ilha do Amor transferem mais energia para a praia, pois ambas apresentam períodos curtos de ondas e o clima de ondas é classificada como Sea Tabela 6.

As Praias de Tamandaré, Guaiamum e Coqueirinho apresentaram Climas de Ondas Swell, aqui, em concordância com SHORT; KLEIN (2016), a ação das ondas é de longo período  $T > 8$  tipicamente entre 10-15s. Aqui as ondas vêm do oceano aberto e a ação delas na costa é contínua de modo que as praias estão constantemente se ajustando às condições de ondas, sejam acumulando mais areia (barras se movendo mais para a costa) durante condições mais calmas de ondas, como erodindo durante eventos de tempestades e ondas mais altas. Porém segundo MCLACHLAN; ERASMUS (1983) e SHORT (1996) essas praias não apresentam uma zona de arrebentação e, portanto, toda a concentração das energias das ondas (que embora sejam mais baixas em relação as praias dissipativas) são gastas na quebra sobre a face estreita das praias, elevando seu estado energético MCLACHLAN; DEFEO; SHORT (2018).

O tipo e estado morfodinâmico da praia do Paiva (classificada neste estudo como Intermediária e Dominada por Ondas), corrobora com os resultados encontrados por HOLANDA et al. (2020)

que utilizaram a classificação morfodinâmica temporal de acordo com WRIGHT; SHORT (1984), MASSELINK; SHORT (1993) e SHORT (2006) para caracterizar a praia do Paiva de acordo com seu tipo e estado morfodinâmico. Os mesmos autores identificaram que no inverno a praia do Paiva altera seu estado, já que a altura de ondas pode variar entre 1,61m a 3,39m com o período de 9,3s.

Nessa parte da costa brasileira, ocorrem ondas moderadas devido aos ventos alísios predominantes do sudeste e ao regime de marés mesotidais. Nesse contexto, é essencial equilibrar as forças das marés e das ondas em uma área limitada por recifes. Além disso, as características geológicas e sua evolução ao longo do período quaternário geraram variação na faixa de praia que por sua vez, influenciam o clima de ondas ao longo da costa SHORT; KLEIN (2016).

Durante o período de inverno e outono, o clima das ondas podem sofrer alterações devido à presença de sistemas atmosféricos. Nesse ponto, quando as ondas de maior altura impactam a praia, ocorre a remoção dos sedimentos da área da berma, movendo-a em direção a face da praia HOLANDA et al. (2020).

As praias desprovidas de recifes ou com uma costa de baixo gradiente, totalmente expostas às condições de ondas, são principalmente influenciadas pelo comportamento das ondas incidentes. Em praias da região central do estado, como a praia do Paiva, por exemplo, exibem três características principais na zona de arrebentação, incluindo barras rítmicas e transversais bem como correntes de retorno.

## 4.2 DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL

### 4.2.1 Diversidade Taxonômica

Os resultados mostraram uma tendência em relação à mudança na riqueza e uniformidade tanto funcionais como taxonômicas em relação as praias estudadas. Ao contrário do que esperamos, devido a hipótese de dureza de habitat, a praia de Coqueirinho que tem o estado morfodinâmico que segundo a hipótese HHH deveria ter a menor diversidade de espécies possui uma diversidade maior em relação a outras praias que possuem estados morfodinâmicos intermediários como é o caso da praia de Guaiamum, Paiva e Ilha do Amor. Em relação a granulometria, a praia de Coqueirinho não apresentou sedimentos muito bem definidos Figura 4 (em maior abundância) sendo considerados variáveis (39,89% das areias analisadas são classificadas como Médias e 34,64% dessas areais são finas e os outros 21,44% são classificados como areia grossa, muito grossa e cascalinhos. Segundo MCLACHLAN; DEFEO; SHORT (2018) tais características corroboram com praias refletivas e tais ambientes deveriam ter uma menor diversidade se comparadas com estados intermediários a dissipativos. Porém, segundo RODIL; LASTRA (2004) conseguimos observar uma tendência de aumento de riqueza de espécies com o aumento do índice RTR e isso se torna imprescindível quando

estamos nos tratando de praias intermediárias, de acordo com a Tabela 5 percebemos que a medida que o índice RTR aumenta, aumenta a influência que a maré exerce no morfodinamismo praial e segundo as observações feitas por DEFEO; MCLACHLAN (2013) a riqueza de espécies aumenta em resposta ao aumento da amplitude de marés, diminuição do tamanho dos grãos de areia, logo, a riqueza aumenta a medida que as praias se tornam mais dominadas pela maré e ou/dissipativa. Logo, é correto afirmar que apesar da praia de Coqueirinho ser classificada como Refletiva, ela apresentou um maior valor do índice RTR (Tabela 8) em relação a todas as outras praias, por isso, nesse ambiente, ocorre uma maior influência da maré do que em todas as outras praias.

Não há praias dissipativas no estado de pernambuco. A maioria das praias no Estado foram classificadas como intermediários a reflexivas BARRETO et al. (2015), SHORT; KLEIN (2016). A ausência de uma praia exclusivamente dissipativa nas análises, impossibilita a comparação dos resultados com o esperado para as hipóteses de dureza de habitat e fonte e sumidouro. A praia de Tamandaré que de acordo com MCLACHLAN; DEFEO; SHORT (2018) foi classificada como intermediária e dominada por ondas, apresentou uma diversidade taxonômica maior do que a praia de Coqueirinho que é refletiva, corroborando, dessa maneira, com a hipótese *HHH*, já que nos ambientes mais refletivos a forte ação das ondas, tamanho de sedimentos maiores e baixo conteúdo de água no sedimento promovem condições severas/duras para a macrofauna intermareal, ocasionando uma diminuição na biodiversidade DEFEO; LERCARI; GOMEZ (2003).

Como era esperado, Figura 7 apresenta o mesmo comportamento que a Figura 12, nessas figuras o resultado é intuitivo e quanto maior for a inclinação das retas/curvas menos diversa é a comunidade, já que a dominância reduz a equitabilidade e aumenta a inclinação dessas curvas HILL (1973). Os perfis de diversidade taxonômica mostram que a diferença entre as praias é a uniformidade, já que o valor de riqueza de espécies foram bastante próximas uma das outras e o que realmente as diferenciam são valores de  $q$  maior que 0, porém, nessas duas figuras, não encontramos diferenças significativas (ANOVA  $P > 0,05$ ) em valores de diversidade observada.

A Figura 8 mostra que a cobertura amostral de todas as praias foi maior que 90% indicando uma alta representatividade da macrofauna presente, perdendo pouca informação sobre a distribuição adjacente das espécies não amostradas. A Figura 8 revela que a extrapolação do esforço amostral realizado não mostram diferenças significativas ( $P > 0,05$ ) em relação à abundância das espécies que seriam encontradas caso dobrássemos o esforço amostral. Da mesma forma, em um esforço amostral padronizado em 90% não foram encontradas diferenças significativas ( $P > 0,05$ ) em relação a composição das espécies encontradas nessas praias, mostrando que o desenho amostral utilizado é extremamente eficaz para capturar a representatividade tanto funcional como taxonômica da diversidade. Tais resultados mostram uma estrutura típica de uma praia arenosa, que são ambientes com poucas espécies por amostra e baixa densidade. As curvas de completude amostral complementam a

informação apresentada nos perfis de diversidade CHAO et al. (2014).

#### 4.2.2 Diversidade Funcional

Os dados de diversidade funcional obtidos nas 5 praias apresentaram fortes evidências de que a abordagem de CHAO et al. (2019) que utiliza o parâmetro  $\tau$  como limiar para computar as dissimilaridades entre as espécies antes de rodar a diversidade funcional, é extremamente eficaz e produz resultados condizentes com os apresentados na natureza, já que a diversidade funcional apresentou o mesmo comportamento que a diversidade taxonômica 12. Como observado na Figura 12 o resultado do perfil de diversidade funcional segundo a abordagem de CHAO et al. (2019) (segundo gráfico) foi levemente inferior ao perfil de diversidade taxonômica evidenciada no plot 1. Segundo DICK (2023) a diferença entre a diversidade funcional e taxonômica de uma comunidade pode ser usada para quantificar a redundância funcional sem ter que classificar os táxons em categorias funcionais discretas como acontecem na medida usual de redundância funcional que é obtida utilizando a diferença entre o índice Gini-Simpson e sua forma generalizada Q de Rao. Obter uma compreensão da redundância funcional através da comparação direta da diversidade taxonômica ( $q^0$  de Hill ponderado pelo  $\tau$  mínimo) com a riqueza funcional ( $q^0$  de Hill ponderado pelo  $\tau$  médio) evidenciado na Figura 12 produz um resultado mais significativo, já que ambas as abordagens são oriundas da mesma natureza matemática (números de Hill) e os resultados também são expressos em números efetivos de diversidade, obedecendo ao princípio da replicação, coisa que não acontece quando inferimos a redundância funcional mediante ao índice de Gini-Simpson e o Rao Q.

De acordo com LAWTON; BROWN (1994), a redundância funcional compreende um conjunto de espécies que desempenham papéis semelhantes, dessa maneira, a probabilidade de que determinadas funções ecossistêmicas sejam perdidas é extremamente baixa, já que mais de uma espécie desempenharia tais serviços. Essa característica confere ao ecossistema uma maior resiliência, pois, segundo MORI; FURUKAWA; SASAKI (2013), se as espécies funcionalmente equivalentes (isto é, desempenham os mesmos serviços funcionais para o ecossistema) possuem diferentes respostas as mudanças ambientais, a capacidade que o ecossistema teria em resistir aos distúrbios ambientais seria aumentada, resultando numa maior resiliência frente as perturbações.

De acordo com BIGGS et al. (2020) quando a riqueza funcional de uma comunidade, representada pelo número de funções únicas, é menor do que o esperado, dado o número de espécies observadas, as medidas mais básicas de redundância funcional apresentariam valores maiores. Podemos traduzir essa informação para os dados encontrados nas cinco praias, a diferença entre a riqueza taxonômica e a riqueza funcional não foi tão grande, a maior riqueza taxonômica e funcional encontrada foi na praia de Tamandaré (14 e 9 respectivamente) e os menores valores foram encontrados na praia do Paiva (11 e 7,52) Figura 12, isso indica que a redundância funcional nesses

ambientes é limitada, essa evidência é corroborada com os resultados apresentados por HUIJBERS et al. (2015) que embora utilize guildas de necrófagos vertebrados, os autores mostraram que a urbanização levou a uma mudança significativa na composição das guildas de necrófagos dos ecossistemas de praia arenosa prejudicando essa função no ambiente, já que as taxas de eliminação de carcaças tiveram um desempenho ruim se comparadas à praias com um nível de urbanização inferior.

A riqueza taxonômica e funcional das comunidades de praias não diminuiu em relação ao morfodinamismo praial já que tais ambientes são extremamente estressante para os organismos e os mesmos desenvolvem estratégias para a manutenção e preservação, como está muito bem descrita na hipótese de dureza de hábitat, porém, uma redundância funcional baixa nesses ambientes resulta numa fragilidade ecossistêmica. Soma-se a isso, que a mudança no uso da terra é um fator dominante para a perda global da biodiversidade e o desenvolvimento urbano pode potencialmente levar à perda de funções essenciais ao ecossistema MORI; FURUKAWA; SASAKI (2013), ambientes que possuem baixo valores de redundância funcional, são mais susceptíveis a alterações de grupos funcionais que leva potencialmente a perda de serviços ecossistêmicos HUIJBERS et al. (2015), MORI; FURUKAWA; SASAKI (2013).

Segundo CHAO et al. (2019) os índices convencionais de diversidade funcional que tentam abranger o princípio da replicação e utilizar os números efetivos de espécies, falham em representar a distribuição da comunidade de forma real e significativa, já que todos os índices mencionados pela autora, não utilizam um parâmetro de distinção limite e utilizam a distância máxima encontrada na matriz de dissimilaridade funcional, diminuindo, de forma significativa, a diversidade funcional, perdendo bastante informação no processo sobre regras de montagem de comunidades e serviços ecossistêmicos prestados pelos organismos, além disso, como evidenciado pela Figura 11 os índices de diversidade funcional convencional ( $\tau$  Máximo) que utilizam a distância máxima da matriz de similaridade entre os grupos funcionais produzem resultados muito abaixo do esperado.

Nossos resultados condizem com os resultados observados por BOTTA-DUKÁT (2018) e CHAO et al. (2019) na qual afirmam que a abordagem convencional de diversidade funcional quando é aplicada a um conjunto real de dados biológicos produzem valores extremamente baixos (próximo de 1 ou 2 e raramente excedendo 3), isso ocorre especialmente em estudos funcionais com mais ou menos 30 espécies e quando a distância entre pares de espécies são computadas com a distância de Gower. Tal resultado tende a mostrar que a redundância funcional dessas praias seria extremamente alta, quando na verdade os valores de redundância são baixos, o comportamento equívoco de tais índices levariam a interpretações errôneas referente à resiliência de tais ecossistemas.

A Figura 11 plota a diversidade funcional das cinco praias como função do nível limite de

distinção  $\tau$  em relação as ordens de diversidade de Hill. Quando o  $\tau$  assume o valor mínimo de 0,316 que é o valor mínimo computado da matriz de dissimilaridade geral ponderado pelo algoritmo de Gower, a diversidade obtida se resume a diversidade taxonômica convencional, aqui, como nenhuma espécie possui um valor menor que o nível limiar  $\tau$  cada espécie forma um  $f$ -conjunto indistinto que resulta no número total de espécies e o resultado equivale à diversidade taxonômica. Porém, quando ponderamos a matriz de dissimilaridade para um  $\tau$  médio, que em nossas praias foi definido para o valor de 0,69, algumas espécies seriam funcionalmente igualmente indistintas de outras espécies, isso equivale dizer que uma proporção dos traços funcionais realizados pelas espécies são redundantes entre si e, portanto, essas espécies não formam um grupo indistinto, reduzindo a diversidade funcional. Nessa figura conseguimos perceber de outra perspectiva, já que aqui plotamos da diversidade funcional com os três níveis de distinção limite que foram (0,316 ; 0,69 e 1).

Com o  $\tau$  ponderado em 1 a diversidade funcional fica extremamente reduzida já que na nossa matriz de dissimilaridade, ponderado por Gower, poucas espécies apresentam valores iguais a 1, dessa maneira, o índice, erroneamente, agruparia essas espécies, aumentando à redundância funcional em detrimento da riqueza funcional.

Semelhantemente a diversidade taxonômica, a uniformidade funcional pode ser medido pela inclinação normalizada das outras duas curvas com  $q > 0$ . De acordo com CHAO et al. (2019), para qualquer valor de  $q$  maior do que 0, a diversidade funcional ponderada pela abundância proposta, quantifica o número efetivo de grupos funcionais ponderados em abundância, logo, percebemos que em relação a uniformidade funcional, a praia Ilha do Amor juntamente com a praia do Paiva recebem os menores valores de diversidade funcional, isso contrasta com o que esperaríamos e corrobora com as observações de RODIL; LASTRA (2004) já que estas praias possuem um estado menos energético morfodinamicamente (intermediárias) e a praia de Coqueirinho, que foi classificada como Refletiva, mas modificada pela maré, teve um valor de diversidade tanto taxonomicamente como funcionalmente maior do que todas as outras praias, exceto a praia de Tamandaré, evidenciando que a diversidade tanto taxonômica, quanto funcional pode estar relacionada positivamente com o índice RTR. Tal comportamento também foi observado com os índices convencionais de diversidade funcional, embora os valores subestimam a diversidade funcional, os padrões encontrados foram basicamente os mesmos em relação aos outros dois índices.

#### 4.3 MORFODINAMISMO X DIVERSIDADE

De acordo com a abordagem utilizada por MCLACHLAN; DEFEO; SHORT (2018) as praias de Paiva, Ilha do Amor, Guaiamum e Tamandaré foram classificadas como Intermediárias Dominada por ondas, segundo os autores, em tais ambientes, a diversidade da macrofauna na zona de surf e na praia propriamente dita é variável. Segundo a Figura 15 as praias Tamandaré e Guaiamum são mais

semelhantes entre si em relação a todas as outras praias, essa semelhança pode ser explicada pelas variáveis ambientais, na Tabela 7 percebemos uma semelhança entre todas as variáveis estimadas e o período das ondas foram maiores nessas duas praias juntamente com a praia de Coqueirinho, mas segundo a análise de redundância, essas praias apresentam uma forte correlação com sedimentos mais grosseiros. O eixo RDA1 está positivamente associado a variáveis de sedimentos grosseiros, aqui, todas as praias foram positivamente associadas a esse eixo com exceção a IA.

Ao comparar as variáveis morfodinâmicas com a estruturação de espécies, percebemos que apenas as variáveis Cascalho Muito Fino, Silte Bem Grosso e a Areia Média explicam significativamente ( $P < 0,05$ ) ao padrão observado na estruturação das comunidades. Segundo o RDA 15 apenas essas três variáveis são boas o suficiente para explicar todo o padrão observado na estruturação de comunidades praias em relação a diversidade taxonômica com estados morfodinâmicos mais energéticos, como foi o caso do presente estudo já que a proporção da variabilidade explicada ( $R^2$ ) foi em torno de 62,63%.

A variável Areia Média representa a porcentagem de sedimentos da distribuição granulométrica retida na classificação Média de areia (entre 250 e 500 micrômetros), ao compararmos o resultado do triplop com a distribuição granulométrica da Figura 4 e a Tabela 7 percebemos que a praia Ilha do Amor é a única praia que possui um menor valor de sedimentos médios, portanto, em relação ao eixo 1 onde a variável mais importante é o tamanho médio de sedimentos é esperado que essa praia possua uma forte correlação negativa com esse eixo (mais ou menos -51%), por isso, em relação ao RDA, a praia Ilha do Amor é completamente diferente de todas as praias, já que o estado morfodinâmico de tal ambiente (embora esteja classificado como Intermediário) é mais dissipativo. Graça a isso, segundo MCLACHLAN; DEFEO (2017) em ambientes mais dissipativos (como é o caso de praias que apresentam um menor diâmetro de partículas de areia, uma inclinação mais suave) é comum encontrar uma abundância maior em poliquetos de maneira geral, ao observar o RDA, percebemos que a praia que possui a menor média de tamanhos de grãos como é o caso da praia IA é fortemente relacionada com os seguintes táxons: *Hemipodia simplex*, *Orbinia*, *Scolelepis squamata*, *Scolelepis goodbodyi* que pertencem ao mesmo grupo taxonômico, ou seja, são anelídeos, tais espécies ocorrem geralmente em ambientes mais protegidos e a medida que o tamanho dos grãos e a ação das ondas aumentem é comum observar uma diminuição na abundância dessas espécies.

*Scolelepis squamata* apresentou a maior correlação negativa com o Eixo um da análise de redundância, mostrando que essa espécie está mais presente em praias com um menor tamanho de grãos e, portanto, dissipativas. Segundo a hipótese de exclusão do swash MCLACHLAN et al. (1993) e a hipótese de dureza de habitat apenas formas muito móveis e robustas podem tolerar as condições mais turbulentas, com curtos períodos de swash e drenagem rápida das praias refletivas, sob a ótica dessa hipótese podemos afirmar que espécies mais adaptadas a condições refletivas como

é o caso de algumas espécies de crustáceos conseguiriam aumentar a sua abundância em ambientes mais refletivos, dessa forma, espécies mais móveis e menos capazes de lidar com fortes ondas tenderiam a migrar para regiões supramarés durante condições difíceis DUGAN; HUBBARD; LASTRA (2000).

As praias com maiores tamanhos de grãos de areia, e portanto, mais refletivas, apresentaram uma redução na abundância de poliquetas em comparação com a praia IA 6, porém, algumas espécies de poliquetas, como é o caso dos indivíduos do gênero *Eteone*, *Protodrilus*, *Protodriloides*, *Saccocirrus*, *Pisionidens* e *Polygordius* apresentaram correlações positivas com a variável Areia Média e Cascalho Muito Fino e, portanto, estão correlacionados com as praias com perfis mais inclinados e um maior tamanho de grão MCLACHLAN; DEFEO (2017), o fato dessa associação está no pequeno tamanho desses animais, já que a maioria desses indivíduos pertencem a meiofauna e tais animais são adaptados à vida intersticial. A espécie *Excirolana braziliensis* apresentou uma forte correlação com o Eixo 1 da análise de Redundância indicando que essa espécie é altamente associada a praias mais refletivas, com maiores diâmetros de grãos. As duas variáveis tratadas aqui (CascalhoMF e AreiaM) explicaram significativamente ( $P < 0,05$ ) a estruturação dos organismos encontrados nesse ambiente.

## 5 CONCLUSÃO

Concluimos que a abordagem utilizada no presente estudo é, atualmente, uma das melhores ferramentas disponíveis para classificar os tipos e estados morfodinâmicos das praias, já que não se faz necessário realizar várias estimativas da praia (a granulometria e o clima de ondas e marés é o suficiente) para classificá-las.

Em relação à obtenção do esforço amostral necessário para estimar a diversidade de maneira satisfatória a abordagem que utilizamos nos permite obter informações significativas sobre a totalidade de esforço amostral obtido no presente estudo, assim como medidas interpoladas e extrapoladas de diversidade com ótimas propriedades matemáticas.

Ressaltamos que a comparação direta da diversidade taxonômica e funcional só é possível se forem utilizadas técnicas que possuam a mesma linguagem matemática para evitar conflitos de informações na comparação. As técnicas utilizadas para esse propósito demonstraram-se bastante satisfatórias se comparadas com outras abordagens convencionais utilizadas.

Apesar de termos encontrados apenas dois tipos de estados morfodinâmicos, percebemos que a diversidade funcional teve o mesmo comportamento que a taxonômica em algumas praias, em relação à hipótese de dureza de habitat, percebemos que a diversidade funcional é menor nas praias mais refletivas em relação às praias mais dissipativas, também podemos generalizar que a redundância funcional é maior em praias com condições mais amenas.

## REFERÊNCIAS

- BARRETO, E. et al. Zona Costeira do Estado de Pernambuco: Caracterização Ambiental, Sedimentar, Textural e Composicional da Praia de São José da Coroa Grande, Litoral Sul do Estado. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 8, n. 5, p. 1303–1320, 2015.
- BIGGS, C. R. et al. Does functional redundancy affect ecological stability and resilience? A review and meta-analysis. **Ecosphere**, v. 11, n. 7, p. e03184, 2020.
- BOTTA-DUKÁT, Z. The generalized replication principle and the partitioning of functional diversity into independent alpha and beta components. **Ecography**, v. 41, n. 1, p. 40–50, 2018.
- CALLIARI, L. J. et al. Morfodinâmica praias: uma breve revisão. **Revista brasileira de oceanografia**, v. 51, p. 63–78, 2003.
- CHAO, A. et al. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological monographs**, v. 84, n. 1, p. 45–67, 2014.
- CHAO, A. et al. An attribute-diversity approach to functional diversity, functional beta diversity, and related (dis) similarity measures. **Ecological Monographs**, v. 89, n. 2, p. e01343, 2019.
- CHAO, A.; CHIU, C.-H.; JOST, L. Phylogenetic diversity measures based on Hill numbers. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 365, n. 1558, p. 3599–3609, 2010.
- CHAO, A.; CHIU, C.-H.; JOST, L. Unifying species diversity, phylogenetic diversity, functional diversity, and related similarity and differentiation measures through Hill numbers. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 45, p. 297–324, 2014.
- CHIU, C.-H.; CHAO, A. Distance-based functional diversity measures and their decomposition: a framework based on Hill numbers. **PloS one**, v. 9, n. 7, p. e100014, 2014.
- COOKE, B. C.; GOODWIN, I. D.; BISHOP, M. J. Small-scale spatial structuring of interstitial invertebrates on three embayed beaches, Sydney, Australia. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 150, p. 92–101, 2014.
- CORTE, G. N. et al. Spatial patterns of the gastropod *Olivella minuta* reveal the importance of tide-dominated beaches and the subtidal zone for sandy beach populations. **Regional Studies in Marine Science**, v. 39, p. 101454, 2020.
- COSTA, L. L. et al. Cumulative stressors impact macrofauna differentially according to sandy beach type: a meta-analysis. **Journal of Environmental Management**, v. 307, p. 114594, 2022.

- DALY, A. J.; BAETENS, J. M.; DE BAETS, B. Ecological diversity: measuring the unmeasurable. **Mathematics**, v. 6, n. 7, p. 119, 2018.
- DEAN, R. G. **Heuristic models of sand transport in the surf zone**. First Australian Conference on Coastal Engineering, 1973: Engineering Dynamics of the Coastal Zone. **Anais...Institution of Engineers**, Australia Sydney, NSW, 1973
- DEFEO, O.; LERCARI, D.; GOMEZ, J. The role of morphodynamics in structuring sandy beach populations and communities: what should be expected? **Journal of Coastal Research**, p. 352–362, 2003.
- DEFEO, O.; MCLACHLAN, A. Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. **Marine Ecology Progress Series**, v. 295, p. 1–20, 2005.
- DEFEO, O.; MCLACHLAN, A. Global patterns in sandy beach macrofauna: Species richness, abundance, biomass and body size. **Geomorphology**, v. 199, p. 106–114, 2013.
- DICK, D. G. Measuring functional redundancy using generalized Hill numbers. **Functional Ecology**, v. 37, n. 5, p. 1304–1314, 2023.
- DOLEDEC, S.; STATZNER, B. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: 548 plant and animal species in the Upper Rhône River and its floodplain. **Freshwater Biology**, v. 31, n. 3, p. 523–538, 1994.
- DOMINGUEZ, J. L.; BITTENCOURT, A. C. DA S. P.; MARTIN, L. Controls on Quaternary coastal evolution of the east-northeastern coast of Brazil: roles of sea-level history, trade winds and climate. **Sedimentary Geology**, v. 80, n. 3-4, p. 213–232, 1992.
- DUGAN, J.; HUBBARD, D.; LASTRA, M. Burrowing abilities and swash behavior of three crabs, *Emerita analoga* Stimpson, *Blepharipoda occidentalis* Randall, and *Lepidopa californica* Efford (Anomura, Hippoidea), of exposed sandy beaches. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 255, n. 2, p. 229–245, 2000.
- EMERY, K. O. A SIMPLE METHOD OF MEASURING BEACH PROFILES. **Limnology and Oceanography**, v. 6, n. 1, p. 90–93, abr. 1961.
- FOLK, R. L.; WARD, W. C. Brazos River bar [Texas]; a study in the significance of grain size parameters. **Journal of Sedimentary Research**, v. 27, n. 1, p. 3–26, 1 mar. 1957.
- FONTOURA KLEIN, A. H. DA; MENEZES, J. T. DE. Beach morphodynamics and profile sequence for a headland bay coast. **Journal of Coastal Research**, p. 812–835, 2001.
- FOURNIER, J.; GALLON, R. K.; PARIS, R. G2Sd: a new R package for the statistical analysis

- of unconsolidated sediments. **Géomorphologie: relief, processus, environnement**, v. 20, n. 1, p. 73–78, 2014.
- GIBBS, R. J.; MATTHEWS, M. D.; LINK, D. A. The relationship between sphere size and settling velocity. **Journal of Sedimentary Research**, v. 41, n. 1, p. 7–18, 1971.
- GOURLAY, M. R.; MEULEN, T. Beach and dune erosion tests (I). **M0935**, 1968.
- HILL, M. O. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. **Ecology**, v. 54, n. 2, p. 427–432, 1973.
- HOLANDA, T. F. et al. Classificação das variações morfodinâmicas e processos costeiros, praia do Paiva, PE, Brasil. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 21, n. 2, 2020.
- HSIEH, T.; MA, K.; CHAO, A. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 12, p. 1451–1456, 2016.
- HUIJBERS, C. M. et al. Limited functional redundancy in vertebrate scavenger guilds fails to compensate for the loss of raptors from urbanized sandy beaches. **Diversity and Distributions**, v. 21, n. 1, p. 55–63, 2015.
- JOST, L. Entropy and diversity. **Oikos**, v. 113, n. 2, p. 363–375, 2006.
- KOMAR, P. D. Beach processes and sedimentation. 1977.
- LALIBERTÉ, A. et al. **FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package: 0–12**, 2014.
- LAWTON, J. H.; BROWN, V. K. Redundancy in ecosystems. Em: **Biodiversity and ecosystem function**. [s.l.] Springer, 1994. p. 255–270.
- MAGURRAN, A. E. Biological diversity. **Current Biology**, v. 15, n. 4, p. R116–R118, 2005.
- MARTINS, A. L. G. A macrofauna bentônica das praias arenosas expostas do Parque e Nacional de Superagüi–PR: Subsídios ao Plano de Manejo. **Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação). Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná. Curitiba, Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação**, 2007.
- MASON, N. W. et al. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos**, v. 111, n. 1, p. 112–118, 2005.
- MASSELINK, G.; SHORT, A. D. The effect of tide range on beach morphodynamics and morphology: a conceptual beach model. **Journal of coastal research**, p. 785–800, 1993.
- MCLACHLAN, A. et al. Sandy beach macrofauna communities and their control by the physical

- environment: a geographical comparison. **Journal of Coastal Research**, p. 27–38, 1993.
- MCLACHLAN, A.; DEFEO, O. **The ecology of sandy shores**. [s.l.] Academic press, 2017.
- MCLACHLAN, A.; DEFEO, O.; SHORT, A. D. Characterising sandy beaches into major types and states: Implications for ecologists and managers. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 215, p. 152–160, 2018.
- MCLACHLAN, A.; ERASMUS, T. Introduction. Em: [s.l.] Springer Netherlands, 1983. p. 1–1.
- MORI, A. S.; FURUKAWA, T.; SASAKI, T. Response diversity determines the resilience of ecosystems to environmental change. **Biological reviews**, v. 88, n. 2, p. 349–364, 2013.
- MOUCHET, M. A. et al. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, n. 4, p. 867–876, 2010.
- OKSANEN, J. et al. The vegan package. **Community ecology package**, v. 10, n. 631-637, p. 719, 2007.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology letters**, v. 9, n. 6, p. 741–758, 2006.
- PORTO NETO, F. **Variação nictemeral e sazonal do zooplâncton no canal de Santa Cruz-Itamaracá, PE**. tese de doutorado—[s.l.] Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 146p, 1998.
- RAO, C. R. Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach. **Theoretical population biology**, v. 21, n. 1, p. 24–43, 1982.
- RÉNYI, A. **On measures of entropy and information**. Proceedings of the Fourth Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability, Volume 1: Contributions to the Theory of Statistics. **Anais...**University of California Press, 1961
- RICOTTA, C.; SZEIDL, L. Towards a unifying approach to diversity measures: bridging the gap between the Shannon entropy and Rao’s quadratic index. **Theoretical population biology**, v. 70, n. 3, p. 237–243, 2006.
- RODIL, I.; LASTRA, M. Environmental factors affecting benthic macrofauna along a gradient of intermediate sandy beaches in northern Spain. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 61, n. 1, p. 37–44, 2004.
- ROSA FILHO, J. et al. Monitoramento de longo prazo da macrofauna bentônica entremarés de praias arenosas. **Protocolos para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros—Rede**

**de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros–ReBentos. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo**, p. 194–208, 2015.

ROSATI, J. D.; STONE, G. W. Geomorphologic evolution of barrier islands along the northern US Gulf of Mexico and implications for engineering design in barrier restoration. **Journal of Coastal Research**, v. 25, n. 1, p. 8–22, 2009.

ROSENFELD, J. S. Functional redundancy in ecology and conservation. **Oikos**, v. 98, n. 1, p. 156–162, 2002.

SCHLACHER, T. A. et al. Sandy beach ecosystems: key features, sampling issues, management challenges and climate change impacts. **Marine ecology**, v. 29, p. 70–90, 2008.

SHAKESPEARE, W. **A tragédia de Hamlet, príncipe da Dinamarca**. [s.l.] Ubu Editora, 2020.

SHORT, A. D. The role of wave height, period, slope, tide range and embaymentisation in beach classifications: a review. **Revista chilena de historia natural**, v. 69, n. 4, p. 589–604, 1996.

SHORT, A. D. **Handbook of beach and shoreface morphodynamics**. [s.l.] Great Britain: John Wiley; ISBN 0-471-96570-7, 1999.

SHORT, A. D. Australia beach systems—the morphodynamics of wave through tide-dominated beach-dune systems. **Journal of Coastal Research**, p. 7–20, 2003.

SHORT, A. D. Australian beach systems—nature and distribution. **Journal of Coastal Research**, v. 22, n. 1, p. 11–27, 2006.

SHORT, A. D.; KLEIN, A. H. DA F. **Brazilian beach systems: review and overview**. [s.l.] Springer, 2016.

SILVA, L. Aspectos ecológicos da epifauna bêmica dos manguezais de Parna-Açu, Ilha de São Luís—MA: Epifauna de substratos móveis do mesolitoral. **Monografia (Ciências Biológicas)—Universidade Federal do Maranhão, São Luís**, 1997.

SUGUIO, K. Introdução à sedimentologia. 1973.

VILLÉGER, S.; MASON, N. W.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290–2301, 2008.

VIOLLE, C. et al. Let the concept of trait be functional! **Oikos**, v. 116, n. 5, p. 882–892, 2007.

VIOLLE, C. et al. The emergence and promise of functional biogeography. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 38, p. 13690–13696, 2014.

WETLAND RESOURCES, LOUISIANA. S. UNIVERSITY. C. FOR; SUHAYDA, J. N. **Documentation and analysis of coastal processes, northeast coast of Brazil.** [s.l.] The Center, 1977.

WRIGHT, L. D.; SHORT, A. D. Morphodynamic variability of surf zones and beaches: A synthesis. **Marine Geology**, v. 56, n. 1-4, p. 93–118, abr. 1984.

ZHONG, X.; QIU, B.; LIU, X. Functional diversity patterns of macrofauna in the adjacent waters of the Yangtze River Estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 154, p. 111032, 2020.

## APÊNDICES

### Apêndice A: Tabelas Adicionais

Tabela 9 – Resultado da Granulometria, segundo Wentworth com tamanhos variando de 2mm, 1mm, 0.5mm, 0.25mm, 0.125mm, 0.063mm e Finos

	PV.INF	PV.MED	PV.SUP	IA.INF	IA.MED	IA.SUP	GUA.INF
vfgravel	0,674	0	0,014	0,048	0,018	0	1,441
vesand	4,985	1,048	0,005	0,213	0,185	0,163	10,152
csand	19,228	35,239	3,655	2,823	1,147	5,022	26,809
msand	56,26	58,738	74,83	9,616	14,414	35,703	44,164

	GUA.MED	GUA.SUP	TM.INF	TM.MED	TM.SUP	CQ.INF	CQ.MED
vfgravel	0,024	0	3,831	0,066	0,353	0	0,253
vesand	1,77	0	24,092	1,953	4,033	0,708	4,075
csand	39,703	0,212	19,587	18,539	30,265	13,547	24,306
msand	51,03	22,774	24,182	48,75	52,976	35,616	44,17

Tabela 10 – Índices de Diversidade Taxonômico para os três transectos das cinco Praias

	S	N	Mg	Mn	J	N1	N2
pvt1	8	37	1.94	1.32	1.4464138	4.247854	3.176334
pvt2	7	46	1.57	1.03	1.3332720	3.793435	2.859459
pvt3	7	77	1.38	0.80	1.1794094	3.252453	2.606154
iat1	8	30	2.06	1.46	1.5674340	4.794330	3.629032
iat2	6	54	1.25	0.82	1.0200608	2.773363	1.923483
iat3	10	33	2.57	1.74	1.8587920	6.415982	4.927602
tmt1	11	78	2.30	1.25	1.8425074	6.312346	5.147208
tmt2	9	58	1.97	1.18	1.6826322	5.379698	4.153086
tmt3	12	56	2.73	1.60	1.9536553	7.054427	5.090909
gat1	11	75	2.32	1.27	1.8203728	6.174159	3.898129
gat2	6	175	0.97	0.45	0.7423839	2.100938	1.513616
gat3	11	80	2.28	1.23	1.7174443	5.570274	3.603604
cqt1	8	25	2.17	1.60	1.8450893	6.328665	5.081301
cqt2	7	63	1.45	0.88	1.2326846	3.430427	2.739130
cqt3	5	21	1.31	1.09	1.4725421	4.360305	4.045872

Tabela 11 – Índices de Diversidade Funcional para os três transectos das cinco Praias

	fric	fdiv	fdis	feve	FD0Chao
pvt1	9.519754e-03	0.9103187	0.4968555	0.6281811	7.322011
pvt2	5.624302e-03	0.7633757	0.4242839	0.3888105	5.514057
pvt3	3.956956e-03	0.8043734	0.4340423	0.4994300	5.222494
iat1	1.547981e-03	0.8034496	0.4006812	0.6002041	5.396826
iat2	8.193384e-05	0.9133436	0.2106800	0.5689543	2.648203
iat3	1.298674e-02	0.6999177	0.4205239	0.6214673	6.857816
tmt1	1.999015e-02	0.9192058	0.5045002	0.5781993	9.204957
tmt2	1.127535e-02	0.8553237	0.4732305	0.5314022	7.475918
tmt3	2.184029e-02	0.8960702	0.5163666	0.5813869	9.484964
gat1	1.888796e-02	0.9291420	0.4939344	0.6369811	8.287592
gat2	3.168622e-04	0.9345052	0.2759114	0.5821803	4.929152
gat3	1.832428e-02	0.8705665	0.4830346	0.6827500	8.288702
cqt1	4.502871e-03	0.9173176	0.5079297	0.7594140	6.799881
cqt2	5.560853e-03	0.7493129	0.4170466	0.5282704	5.874220
cqt3	7.166813e-04	0.9643699	0.5026305	0.7186034	4.829669

	FD1Chao	FD2Chao	FD0Conv	FD1Conv	FD2Conv
pvt1	4.123771	3.156706	2.711868	2.531678	2.410899
pvt2	3.444626	2.763532	2.484224	2.208375	2.036577
pvt3	3.106339	2.594159	2.328323	2.096304	1.979986
iat1	3.670073	3.046280	2.329586	2.110256	1.995260
iat2	1.834938	1.569084	1.481627	1.396976	1.342821
iat3	4.506085	3.657398	2.536544	2.319746	2.191424
tmt1	5.633801	4.740189	3.036240	2.887270	2.789884
tmt2	4.872413	3.875431	2.883202	2.634610	2.469858
tmt3	5.843548	4.504468	3.306469	3.067537	2.897163
gat1	5.109926	3.621142	3.094127	2.799789	2.570088
gat2	1.937430	1.499126	1.993760	1.597436	1.418141
gat3	4.559528	3.329778	2.781183	2.571481	2.410874
cqt1	5.601906	4.700984	3.134438	2.973305	2.833952
cqt2	3.290200	2.717089	2.330532	2.083184	1.953266
cqt3	4.230004	3.954714	2.676973	2.634617	2.597234

Tabela com os Atributos Funcionais

Adult Body Size	Small (<= 5mm)
	Medium (<20mm)
	Large (>20mm)
Mobility	Sessile/Sedentário

---

	Limited Free Movement
	Freely Motile in/on Sediment
	Semi-Pelagic
Body form	Dorso-ventral compressed (Growth form)
	Laterally compressed
	Globose
	Vermiform
Body protection	Soft
	Soft-protected
	Exoskeleton
	Shell
Feeding	Predator/Scavenger
	Herbivorous (Grazer/scrapper)
	Suspension Feeder
	Deposit-Feeder
Habitat Structure	Tube (Living habitat)
	Burrow
	free-living
	Others
Larva	Planktotrophic (Development mechanism)
	Lecitotrophic
	Others
Life span (year)	Short (<1y)
	Medium (1-3y)
	Long (3-10y)
	Very-Long (>10y)
Migration	Non-migratory
	Vertical
	Horizontal
Reproductive mode	Asexual
	Spawn
	Attached eggs
	Brood
Zone of Occurrence	Occurs in Most A0-A10
	Wrack Line A0-A2

---

Upper Intertidal A3-A6

Wrack Line+Upper Intertidal A0-A6

Lower Intertidal A7-A10

---

## Apêndice B: Códigos adicionais

Listing 1 – Exemplo de código Diversidade Funcional no R

```

1 abundt <- read.csv("~/Documentos/Trabalhos_R/Dissertation_UFPE/Dados/
  abundt.csv", row.names=1)
2 trait <- read.csv("~/Documentos/Trabalhos_R/Dissertation_UFPE/Dados/
  trait21.csv", row.names=1)
3 trait |>
4   dplyr::summarise_all(class) |>
5   tidyr::gather(variable, class)
6 library(FD)
7 abun <- t(abundt)
8 ktab_cat <- ade4::ktab.list.df(list(trait))
9 dist_cat <- ade4::dist.ktab(ktab_cat, type = "N")
10 fric <- FD::dbFD(dist_cat, abun)$FRic
11 fdiv <- FD::dbFD(dist_cat, abun)$FDiv
12 fdis <- FD::dbFD(dist_cat, abun)$FDis
13 feve <- FD::dbFD(dist_cat, abun)$FEve
14 FD_MLE <- function(data, dij, tau, q){
15   dij <- as.matrix(dij)
16   dij[which(dij>tau,arr.ind = T)] <- tau
17   a <- as.vector((1 - dij/tau) %**% data )
18   data <- data[a!=0]
19   a <- a[a!=0]
20   v <- data/a
21   nplus <- sum(data)
22   if(q==1){
23     exp(sum(-v*a/nplus*log(a/nplus)))
24   }else{
25     (sum(v*(a/nplus)^q))^(1 / (1-q))
26   }
27 }
28 FD_MLET_ALL <- function(data, dij, tau, q) {
29   resultado <- vector("numeric", length = ncol(data))
30   names(resultado) <- colnames(data)
31   for (i in 1:ncol(data)) {
32     coluna <- data[[i]]
33     resultado[i] <- FD_MLE(coluna, dij, tau, q)
34   }

```

```

35   return(resultado)
36 }
37 FunD <- function(data, dij, tau, q, boot, datatype){
38   EstiBootComm.Func = function(data, distance, datatype){
39     if (datatype=="abundance") {
40       n = sum(data)
41     } else if (datatype=="incidence_raw") {
42       n <- data[1]
43       data <- data[-1]
44       u=sum(data)
45     }
46     distance = as.matrix(distance)
47     dij = distance[data!=0, data!=0]
48
49     X = data[data>0]
50     f1 <- sum(X == 1) ; f2 <- sum(X == 2)
51     f0.hat <- ceiling(ifelse(f2>0, ((n-1)/n)*f1^2/2/f2, ((n-1)/n)*f1*(
        f1-1)/2))
52     if (datatype=="abundance") {
53       C1 = ifelse(f2>0, 1-f1*(n-1)*f1/n/((n-1)*f1+2*f2), 1-f1*(n-1)*(f1
        -1)/n/((n-1)*(f1-1)+2))
54       W <- (1 - C1)/sum(X/n*(1-X/n)^n)
55       Prob.hat.Unse <- rep((1-C1)/f0.hat, f0.hat)
56     } else if (datatype=="incidence_raw") {
57       C1 = ifelse(f2>0, 1-f1/u*(n-1)*f1/((n-1)*f1+2*f2), 1-f1*(n-1)*(f1
        -1)/u/((n-1)*(f1-1)+2))
58       W <- (1 - C1)/sum(X/u*(1-X/n)^n)
59       Prob.hat.Unse <- rep(u/n*(1-C1)/f0.hat, f0.hat)
60     }
61     Prob.hat <- X/n*(1-W*(1-X/n)^n)
62     Prob <- c(Prob.hat, Prob.hat.Unse)
63     F.1 <- sum(dij[, X==1]) ; F.2 <- sum(dij[, X==2])
64     F11 <- sum(dij[X==1, X==1]) ; F22 <- sum(dij[X==2, X==2])
65     #
66     if (datatype=="abundance") {
67       F.0hat <- ifelse(F.2 > 0, ((n-1)/n) * (F.1^2/(2 * F.2)), ((n-1)/n
        )*(F.1*(F.1-0.01)/(2)))

```

```

68     F00hat <- ifelse(F22 > 0, ((n-2)* (n-3)* (F11^2)/(4* n* (n-1)*
        F22)), ((n-2)* (n-3)* (F11*(F11-0.01))/(4 *n * (n-1))) )
69 } else if (datatype=="incidence_raw") {
70     F.0hat <- ifelse(F.2 > 0, ((n-1)/n) * (F.1^2/(2 * F.2)), ((n-1)/n
        )*(F.1*(F.1-0.01)/(2)))
71     F00hat <- ifelse(F22 > 0, ((n-1)^2 * (F11^2)/(4* n* n* F22)), ((n
        -1)* (n-1)* (F11*(F11-0.01))/(4 *n * n) )
72 }
73 if (f0.hat==0) {
74     d=diij
75 } else if (f0.hat==1) {
76     random_dij = as.vector(rmultinom(1, 1000, rep(1/(length(X)*f0.hat
        ), length(X)*f0.hat) ) )/1000
77     d.0bar <- matrix(random_dij*F.0hat, length(X), f0.hat, byrow = T)
78     d00 = matrix(0, f0.hat, f0.hat)
79     d <- cbind(dij, d.0bar )
80     aa <- cbind(t(d.0bar), d00 )
81     d <- rbind(d, aa)
82     diag(d) = 0
83 } else {
84     random_dij = as.vector(rmultinom(1, 1000, rep(1/(length(X)*f0.hat
        ), length(X)*f0.hat) ) )/1000
85     d.0bar <- matrix(random_dij*F.0hat, length(X), f0.hat, byrow = T)
86     fo.num = (f0.hat * (f0.hat-1) )/2
87     random_d00 = as.vector(rmultinom(1, 1000, rep(1/fo.num, fo.num) )
        )/1000
88     d00 = matrix(0, f0.hat, f0.hat)
89     d00[upper.tri(d00)] = (F00hat/2)*random_d00
90     d00 <- pmax(d00, t(d00))###signmatrix
91     d <- cbind(dij, d.0bar )
92     aa <- cbind(t(d.0bar), d00 )
93     d <- rbind(d, aa)
94     diag(d) = 0
95 }
96     return(list("pi" = Prob, "dij" = d))
97 }
98 dij <- as.matrix(dij)
99 out <- as.vector(dij)

```

```

100 out <- out[out!=0]
101 dmin <- min(out)
102 dmax <- max(out)
103 if (datatype=="incidence_raw") {
104   data <- lapply(data, function(i) {
105     c(ncol(i), rowSums(i))
106   })
107 }
108 if (datatype=="abundance") {
109   if(length(data)!=1){
110     tmp <- apply(do.call(cbind,lapply(data, FUN = function(x) x/sum(x)
111       )), 1, mean)
112     dmean <- sum ( (tmp %**% t(tmp) ) * dij)
113   }else{
114     tmp <- data[[1]]/sum(data[[1]])
115     dmean <- sum ( (tmp %**% t(tmp) ) * dij)
116   }
117 } else {
118   if(length(data)!=1){
119     tmp <- apply(do.call(cbind,lapply(data, FUN = function(x) x[-1]/
120       sum(x[-1]))), 1, mean)
121     dmean <- sum ( (tmp %**% t(tmp) ) * dij)
122   }else{
123     tmp <- data[[1]][-1]/sum(data[[1]][-1])
124     dmean <- sum ( (tmp %**% t(tmp) ) * dij)
125   }
126 }
127 FD.CI = function(data, dij, tau, q, datatype){
128   if (datatype == "abundance") {
129     qFun = FD_MLE(data, dij, tau, q)
130   } else {
131     qFun = FD_MLE(data[-1], dij, tau, q)
132   }
133   if(boot!=0){
134     BT = EstiBootComm.Func(data, dij, datatype)
135     p_hat = BT[[1]]
136     dij_boot = BT[[2]]
137     dij_boot <- as.matrix(dij_boot)

```

```

136   dij_boot <- replace(dij_boot, dij_boot==0, 10^(-10))
137   for (i in seq_len(nrow(dij_boot))) {
138     dij_boot[i, i] <- 0
139   }
140   if (datatype=="abundance") {
141     n=sum(data)
142     Boot.X = rmultinom(boot, n, p_hat)
143   } else {
144     n=data[1]
145     Boot.X = t(sapply(p_hat,function(i) rbinom(boot, n, i)))
146   }
147   qFun_sd = sd(sapply(seq_len(ncol(Boot.X)), function(i) {
148     FD_MLE(Boot.X[, i], dij_boot, tau, q)
149   })))
150 }else{
151   qFun_sd = 0
152 }
153 LCL = max(0, qFun - qnorm(0.975) * qFun_sd)
154 UCL = qFun + qnorm(0.975) * qFun_sd
155 a = round(c(qFun, qFun_sd, LCL, UCL), 4)
156 a
157 }
158 Funq <- function(data, datatype){
159   dminFDforq <- t(sapply(q, FUN = function(q) FD.CI(data, dij, dmin,
160     q, datatype) ))
161   dmaxFDforq <- t(sapply(q, FUN = function(q) FD.CI(data, dij, dmax,
162     q, datatype) ))
163   dmeanFDforq <-t(sapply(q, FUN = function(q) FD.CI(data, dij, dmean,
164     q, datatype) ))
165   out <- data.frame(rep(q, 3), rbind(dminFDforq, dmaxFDforq, dmeanFDforq
166     ), rep(c("dmin", "dmax", "dmean"), each=length(q)))
167 }
168 Funtau <- function(data, datatype){
169   q0FDfortau <- t(sapply(tau, FUN = function(tau) FD.CI(data, dij,
170     tau, 0, datatype) ))
171   q1FDfortau <- t(sapply(tau, FUN = function(tau) FD.CI(data, dij,
172     tau, 1, datatype) ))

```

```

167   q2FDfortau <- t(sapply(tau, FUN = function(tau) FD.CI(data, dij,
168     tau, 2, datatype) ))
169   out <- data.frame(rep(tau,3), rbind(q0FDfortau,q1FDfortau,
170     q2FDfortau), rep(c("0","1","2"),each=length(tau)))
169 }
170 if(length(data) !=1){
171   name = names(data)
172   Outputforq <- data.frame(do.call(rbind,lapply(data, Funq, datatype=
173     datatype)), rep(name, each=3*length(q)), row.names = NULL)
173   Outputfortau <- data.frame(do.call(rbind,lapply(data, Funtau,
174     datatype=datatype)), rep(name, each=3*length(tau)), row.names =
175     NULL)
174 }else{
175   name = names(data)
176   Outputforq <- data.frame(Funq(data[[1]], datatype), name, row.names
177     = NULL)
177   Outputfortau <- data.frame(Funtau(data[[1]], datatype), name, row.
178     names = NULL)
178 }
179 colnames(Outputforq) <- c("q","estimate", "s.e.", "LCL", "UCL", "tau"
180   ,"site")
180 colnames(Outputfortau) <- c("tau","estimate", "s.e.", "LCL", "UCL", "
181   q","site")
181 Output <- list(forq = Outputforq, fortau = Outputfortau)
182 return(Output)
183 }
184 distmat <- as.matrix(dist_cat)
185 FD0tauMin <- FD_MLET_ALL(abundt, distmat, min(distmat[distmat>0]),0)
186 FD1tauMin <- FD_MLET_ALL(abundt, distmat, min(distmat[distmat>0]),1)
187 FD2tauMin <- FD_MLET_ALL(abundt, distmat, min(distmat[distmat>0]),2)
188 library(magrittr)
189 abunlist <- as.list(abundm)
190 FD0Chao <- FD_MLET_ALL(abundt, distmat, abunlist %>%lapply(FUN =
191   function(x) x/sum(x)) %>%do.call(cbind, .) %>%apply(1, mean) %>%{sum
192     ((.*%t(.))*distmat)},0)
191 FD1Chao <- FD_MLET_ALL(abundt, distmat, abunlist %>%lapply(FUN =
192   function(x) x/sum(x)) %>%do.call(cbind, .) %>%apply(1, mean) %>%{sum
193     ((.*%t(.))*distmat)},1)

```

```

192 FD2Chao <- FD_MLET_ALL(abundt, distmat, abunlist %>%lapply(FUN =
      function(x) x/sum(x)) %>%do.call(cbind, .) %>%apply(1, mean) %>%{sum
      ((.>%t(.))*distmat)},2)
193 resul <- FunD(abunlist, distmat, seq(min(distmat[distmat>0]), max(
      distmat), length.out = 25), seq(from = 0, to = 2, length.out = 25),
      50, "abundance")
194 (dmi <- min(distmat[distmat>0]))
195 (dma <- max(distmat[distmat>0]))
196 (dme <- abunlist %>%
197   lapply(FUN = function(x) x/sum(x)) %>%
198   do.call(cbind, .) %>%
199   apply(1, mean) %>%
200   {sum((.>%t(.))*distmat)})
201 resulq <- resul[["forq"]]
202 resulq$tau = factor(resulq$tau, levels = c("dmin","dmean","dmax"))
203 resultau <- resul[["fortau"]]
204 sit <- unique(resulq$site)
205 max(subset(resulq, tau == "dmin")$estimate)
206 max(subset(resulq, tau == "dmean")$estimate)
207 max(subset(resulq, tau == "dmax")$estimate)
208 max(subset(resultau, q == 0)$estimate)
209 max(subset(resultau, q == 1)$estimate)
210 max(subset(resultau, q == 2)$estimate)

```