



UFES

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

**COMPOSIÇÃO, DISTRIBUIÇÃO E ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES
NAS REGIÕES ESTUARINAS E MARINHAS COSTEIRAS ADJACENTES IMPACTADAS
PELO MAIOR DESASTRE AMBIENTAL COM MINERAÇÃO DO BRASIL**

Rafael Lima Oliveira

Vitória, ES
Julho de 2024

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

RAFAEL LIMA OLIVEIRA

**COMPOSIÇÃO, DISTRIBUIÇÃO E ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES NAS
REGIÕES ESTUARINAS E MARINHAS COSTEIRAS ADJACENTES IMPACTADAS PELO
MAIOR DESASTRE AMBIENTAL COM MINERAÇÃO DO BRASIL**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Animal) da Universidade Federal do Espírito Santo como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Ciências Biológicas (Biologia Animal).

Orientador: Prof. Dr. Mauricio Hostim-Silva

Coorientador: Dr. Mario Vinicius Condini

Vitória, ES
Julho de 2024

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de
Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

L732c Lima Oliveira, Rafael, 1993-
Composição, distribuição e estrutura das assembleias de peixes
nas regiões estuarinas e marinhas costeiras adjacentes
impactadas pelo maior desastre ambiental com mineração do
Brasil / Rafael Lima Oliveira. - 2024.
191 p. : il.

Orientador: Mauricio Hostim-Silva.

Coorientador: Mario Vinicius Condini.

Tese (Doutorado em Biologia Animal) - Universidade
Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e
Naturais.

1. Ecologia. 2. Biodiversidade. 3. Comunidades de peixes.
4. Peixes estuarinos. 5. Peixes marinhos. I. Hostim-Silva,
Mauricio. II. Condini, Mario Vinicius. III. Universidade Federal
do Espírito Santo. Centro de Ciências Humanas e Naturais. IV.
Título.

CDU: 57



Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas
UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

ATA DE DEFESA DE TESE DO CURSO DE DOUTORADO EM BIOLOGIA ANIMAL DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS DO CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO - ATA Nº 81 – 07/08/2024.

Em sessão pública ocorrida no dia 07 de agosto de 2024, através de webconferência, conforme previsto na Portaria Normativa nº 08, da Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação/UFES de 01 de julho de 2021, procedeu-se a avaliação da tese do aluno **Rafael Lima Oliveira**. Às 08 horas, o Dr. Prof. Mauricio Hostim Silva - Orientador e Presidente da Comissão Examinadora de Defesa de Tese, deu início aos trabalhos, convidando a tomar assento à mesa o Dr. Prof. Mario Vinicius Condini – Coorientador, o Dr. Prof. Agnaldo Silva Martins- Membro Interno à UFES, o Dr. Prof. Leonardo Evangelista Moraes - Membro Externo à UFES, vinculado à Universidade Federal do Sul da Bahia - UFSB, a Dr. Profa. Ana Paula Penha Guedes, Membro Externa à UFES, vinculada à Universidade do Estado da Bahia – UNEB, a Dra. Susanne Tanner - Membro Externa à UFES, vinculada ao *Marine and Environmental Sciences Centre* - MARE - Universidade de Lisboa. A seguir, o presidente solicitou ao doutorando que fizesse uma explanação de seu trabalho intitulado **“Composição, distribuição e estrutura das assembleias de peixes nas regiões estuarinas e marinhas costeiras adjacentes impactadas pelo maior desastre ambiental com mineração do Brasil.”** Finda a apresentação, o presidente passou a palavra aos examinadores, que procederam a arguição do candidato. Ao final, a Comissão, em sessão reservada, deliberou pela **APROVAÇÃO** da referida tese nos termos do Regimento Interno do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas e alertou que o aprovado somente terá direito ao título de Doutor após a entrega da versão final de sua tese, em meio digital, à Secretaria do Programa. Encerrada a sessão, eu, Dr. Prof. Mauricio Hostim Silva, presidente da Comissão Examinadora, lavrei a presente ata que vai com as devidas assinaturas.

Dr. Prof. Mauricio Hostim Silva – Orientador e Presidente (UFES)

Dr. Prof. Agnaldo Silva Martins – Membro Interno à UFES

Dr. Prof. Leonardo Evangelista Moraes – Membro Externo, Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB)

Dra. Profa. Ana Paula Penha Guedes – Membro Externa, Universidade do Estado da Bahia (UNEB)

Dra. Susanne Tanner – Membro Externa, Marine and Environmental Sciences Centre - MARE - Universidade de Lisboa

Secretaria Integrada de Programas de Pós-Graduação – SIP
Centro de Ciências Humanas e Naturais da Universidade Federal do Espírito Santo, situada à Av. Fernando Ferrari, 51,
Goiabeiras - 29075-910 – Vitória/ES – sip.ufes2@gmail.com - <https://secretaria.cchn.ufes.br/>

Documento assinado eletronicamente nos moldes do art. 10 da MP 2200/01 e Lei 14063/20
[Hash SHA256] 363118cf89bee3d353dae5314f77d25ce0c441797fa1a55fdde9bedecc489ca





ata de aprovação rafael lima

Data e Hora de Criação: 08/08/2024 às 16:08:47

Documentos que originaram esse envelope:

- Ata de defesa_Rafael Lima Oliveira.pdf (Arquivo PDF) - 1 página(s)



Hashs únicas referente à esse envelope de documentos

[SHA256]: 363118cf89bee3d353dae5314f7d25ce0c441797fa1a55fde9bedecc489ca

[SHA512]: 0799a4cfd22fe1a7102cc3f15c0c39f977473c028ed33974fdaec240dc2454e8a466bf8b3861a02dab51e21ae7ac74efb171ca259e60456cab7e7e25892aa0

Lista de assinaturas solicitadas e associadas à esse envelope



ASSINADO - agnaldo.martins@ufes.br (agnaldo.martins@ufes.br)

Data/Hora: 08/08/2024 - 16:57:54, IP: 187.36.170.109, Geolocalização: [-20.288359, -40.295953]

[SHA256]: cdcfc72e1883e90a2567485ab2363da5ffb36bb03f7a332aae91dfe0c15a5df



ASSINADO - appguedes@uneb.br (appguedes@uneb.br)

Data/Hora: 09/08/2024 - 15:43:30, IP: 187.111.137.94, Geolocalização: [-10.470631, -40.170644]

[SHA256]: c104e554c90e2ba38568744356fb9fd75efc44098f24458c24a3be26363979d



ASSINADO - leomoraesufsb@gmail.com (leomoraesufsb@gmail.com)

Data/Hora: 08/08/2024 - 22:33:27, IP: 177.42.235.0, Geolocalização: [-16.378482, -39.035852]

[SHA256]: 610c95fd302ccf934a915f371f6a1461801fcdad683cdfa5dc1226b581344146



ASSINADO - mhostim@gmail.com (mhostim@gmail.com)

Data/Hora: 08/08/2024 - 16:29:51, IP: 177.133.65.115, Geolocalização: [-18.724018, -39.842418]

[SHA256]: 5cb76c348200eb7ca900d33e585f1ec2400deca5da73161de0b0142f768c3ceb



ASSINADO - setanner@ciencias.ulisboa.pt (setanner@ciencias.ulisboa.pt)

Data/Hora: 09/08/2024 - 09:40:51, IP: 194.117.40.36

[SHA256]: c235f6dab6670048ecb808faf20253e79dacbfd665e3383ad5ec71774d3c9f5

Histórico de eventos registrados neste envelope

09/08/2024 15:43:30 - Envelope finalizado por appguedes@uneb.br, IP 187.111.137.94
09/08/2024 15:43:30 - Assinatura realizada por appguedes@uneb.br, IP 187.111.137.94
09/08/2024 15:42:49 - Envelope visualizado por appguedes@uneb.br, IP 187.111.137.94
09/08/2024 09:40:51 - Assinatura realizada por setanner@ciencias.ulisboa.pt, IP 194.117.40.36
09/08/2024 09:40:42 - Envelope visualizado por setanner@ciencias.ulisboa.pt, IP 194.117.40.36
08/08/2024 22:33:27 - Assinatura realizada por leomoraesufsb@gmail.com, IP 177.42.235.0
08/08/2024 22:33:13 - Envelope visualizado por leomoraesufsb@gmail.com, IP 177.42.235.0
08/08/2024 16:57:54 - Assinatura realizada por agnaldo.martins@ufes.br, IP 187.36.170.109
08/08/2024 16:29:51 - Assinatura realizada por mhostim@gmail.com, IP 177.133.65.115
08/08/2024 16:29:35 - Envelope visualizado por mhostim@gmail.com, IP 177.133.65.115
08/08/2024 16:11:34 - Envelope registrado na Blockchain por helder.silva@ufes.br, IP 200.137.65.107
08/08/2024 16:11:34 - Envelope encaminhado para assinaturas por helder.silva@ufes.br, IP 200.137.65.107
08/08/2024 16:08:48 - Envelope criado por helder.silva@ufes.br, IP 200.137.65.107

À mainha, Lindaci Lima Oliveira (*In memoriam*), meu maior exemplo!

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, professor Dr. Mauricio Hostim-Silva, pelas oportunidades e confiança ao longo dos anos de doutorado. Sou grato por acreditar na minha capacidade e por todos os ensinamentos, conversas, sugestões e críticas. Todos esses momentos foram de grande importância para o meu crescimento profissional e pessoal. Muito obrigado!

Ao meu coorientador e amigo, Dr. Mario Vinicius Condini, por me apoiar ao longo de todo o percurso e em todos os momentos. Sou grato por todas as sugestões, comentários, puxões de orelha, elogios e oportunidades que me proporcionou ao longo desses anos de convivência. Muito obrigado por tudo!

A todos os membros da banca por aceitarem o convite. Em especial, ao professor Leonardo Moraes que também me acompanhou na qualificação do doutorado, e o professor Agnaldo Martins que me acompanhou ao longo dos seminários do PPGBAN e também na qualificação.

Aos coautores e coautoras dos capítulos que compõem a tese, foram valiosas todas as colaborações, críticas e sugestões. O incentivo ao longo do processo foi primordial para fortalecimento das parcerias. Aprendi bastante com essa troca de experiência e trabalho colaborativo. Em especial, agradeço ao professor Dr. Henry Louis Spach pelas dicas e sugestões para o projeto do doutorado desde o início do curso. Além disso, agradeço à Dra. Ellen Martins e o Dr. André Cattani pelos diversos momentos de aprendizados e discussões sobre as modelagens.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Animal / PPGBAN-UFES), que contribuíram para a minha formação acadêmica.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Espírito Santo (FAPES) pela concessão da bolsa de doutorado.

Aos amigos e amigas dos laboratórios/grupos que compõem as preciosas equipes dos peixes e crustáceos e da pesca, Laboratório de Ecologia de Peixes Marinhos (LEPMAR) e Laboratório de Pesca e Aquicultura (LABEPESCA/PMAP).

À toda equipe do Projeto Meros do Brasil do Espírito Santo, que me proporcionou inúmeros momentos de muito aprendizado em campo, laboratório e na colaboração em produções científicas. As experiências que tive com vocês foram muito importantes para o meu crescimento profissional e fortalecimento do trabalho em equipe. Em especial, agradeço a Lorena, Condini, Ester e Juliete pela amizade (“colegas”) e pelos vários momentos de descontração e resenhas que fizeram e fazem os meus dias mais alegres.

Aos meus amigos e amigas que me acompanham ao longo das várias etapas da minha formação (e da vida) e que sempre estão do meu lado para ouvirem alguns (vários) dramas, reclamações (várias), crises, momentos tristes, momentos de empolgação... Obrigado pela amizade, Jéssica Mercês, William Barbosa, Ana Letícia, Júnior, Roger, Jhon, Rodrigo, Naiara e Jonas.

À toda a minha família pelo apoio incondicional ao longo de todos os anos do doutorado e na vida. Em especial, à minha mãe (*in memoriam*) pelos incontáveis esforços para que eu estudasse e conseguisse subir cada degrau dos meus objetivos acadêmicos e pessoais. Tudo começou e se mantém por conta dos seus esforços. Uma trajetória com muitas histórias que carrego comigo como incentivo diário. Serei eternamente grato por tudo que fez, mainha. Um outro agradecimento especial aos meus sobrinhos Ravi e Pedro, a chegada de vocês durante o doutorado ressignificou muitas coisas.

Aqueles que passam por nós, não vão sós, não nos deixam sós. Deixam um pouco de si, levam um pouco de nós.

O Pequeno Príncipe

*Há um tempo em que é preciso
abandonar as roupas usadas,
que já têm a forma do nosso corpo,*

*e esquecer os nossos caminhos,
que nos levam sempre
aos mesmos lugares.*

*É o tempo da travessia.
E, se não ousarmos fazê-la,
teremos ficado para sempre
à margem de nós mesmos.*

Fernando Teixeira de Andrade

SUMÁRIO

1. Introdução geral.....	22
1.1 Múltiplas facetas da biodiversidade.....	22
1.2 A ictiofauna em ecossistemas costeiros: variação ambiental e antrópica.....	29
1.3 O rompimento da barragem de Fundão-MG: impactos na ictiofauna local.....	32
2. Objetivo geral	34
2.1 Objetivos específicos.....	34
3. Metodologia geral.....	34
3.1 Caracterização das áreas em estudo.....	34
3.2 Amostragem da ictiofauna e obtenção das variáveis ambientais.....	38
3.3 Análise de dados.....	40
4. Referências.....	40
Capítulo I: Environmental correlates of fish assemblage along the eastern Brazilian coast after the world's largest mining disaster.....	51
Capítulo II: Ecological Uniqueness of fish assemblages in tropical estuarine and coastal systems: assessing environmental and spatial predictors.....	95
Capítulo III: Composição e distribuição espaço-temporal de guildas ecológicas de peixes estuarinos e marinhos no Atlântico Sul Ocidental.....	151
Capítulo IV: Length-weight relationship of four fish species at southeastern Brazilian coast.....	185
Conclusões gerais.....	190

Capítulo I

Table 1. The total abundance of fish species classified as high abundance and frequent (SRI = 4) at the four sampled locations.....	63
Table 2. Analysis of deviance table for the final generalized linear mixed models (GLMM) on the effects predictors on the rarefied species richness after model selection procedure. The final model was selected from smallest value of Akaike's Information Criteria (AIC). Df= degree of freedom. Slope= slope of continuous variables. (+) positive and (-) negative slope. Signif. codes: 0 '***' ;0.001 '**'; 0.01 '*' 0.05 '.'.....	65
Table 3. Analysis of deviance table for the final generalized linear mixed models (GLMM) on the effects predictors on the fish species' density after model selection procedure. The final model was selected from smallest value of Akaike's Information Criteria (AIC). Df= degree of freedom. Slope= slope of continuous variables. (+) positive and (-) negative slope. Signif. codes: 0 '***' ;0.001 '**'; 0.01 '*' 0.05.....	67
Supplementary Table 1. Summary of environmental variables (mean $\pm$ standard deviation) measured along the estuarine-coastal systems between October 2018 and September 2019.....	87
Supplementary Table 2. Species Relative Importance (SRI) of fishes captured in the four estuarine-coastal systems along study area based on their frequency of occurrence (%FO) and percent abundance (%N). SRI classification: SRI-1 (box white), low abundance and rare; SRI-2 (box light grey), low abundance and frequent; SRI-3 (box dark grey), high abundance and rare; and SRI-4 (box black), high abundance and frequent. See "Materials and Methods" for further details of these classifications.....	88
Supplementary Table 3. Model selection table of predictor variables selected by generalized linear mixed models (GLMM). Models ranked by AIC. Response variable: rarefied species richness; Predictor variables: sal=salinity (PPT); temp=temperature (°C); pH; DO=Dissolved oxygen (mg/L); turb=turbidity (NTU); dep=depth (m). Df= residual degree of freedom. logLik= log-likelihood.....	93
Supplementary Table 4. Model selection table of predictor variables selected by generalized linear mixed models (GLMM). Models ranked by AIC. Response variable: fish species' density; Predictor variables: sal=salinity (PPT); temp=temperature (°C);	

pH; DO=Dissolved oxygen (mg/L); turb=turbidity (NTU); dep=depth (m). Df= residual degree of freedom. logLik= log-likelihood.....94

Capítulo II

Table 1. Results of the Principal Component Analysis (PCA) of the environmental variables representing local environmental gradients across all estuarine-coastal systems. The loadings for each variable on the first two selected axes (76.8% var. explained) are presented. Larger loadings (> 0.40) are highlighted in bold.....108

Table 2. Selected models at local and habitat scale account for spatial and environmental predictors on LCBD values. Best models are highlighted in bold; R^2_m , total variation explained by fixed effects; R^2_c , total variation explained by fixed and random effects; K, number of factors; LL, Log Likelihood; $\Delta AICc$, difference between the AICc of each model and the AICc of the best model; AICc wi, AICc weight.....111

Table 3. Parameter estimates, confidence intervals (CI 95%) and relative variables importance (RVI) based on average of the generalized linear mixed models selected ($\Delta AICc < 4$) for relationships between LCBD and environmental and spatial variables at locality and habitat levels. Estimates with CI that do not overlap zero are highlighted in bold.....112

Table 4. Models explaining LCBD relationships with fish assemblage descriptors. Selected models ($\Delta AICc < 4$) are highlighted in bold. K, number of factors; LL, Log Likelihood; $\Delta AICc$, difference between the AICc of each model and the AICc of the best model; AICc weight.....114

Supplementary Table 1. Summary of environmental variables (mean $\pm$ standard deviation) measured along the estuarine-coastal systems between October 2018 and September 2019 in eastern Brazil.....130

Supplementary Table 2. Summary of environmental and assemblage-based predictors used in modeling of local contributions to beta diversity. Measures (mean $\pm$ standard deviation) obtained between October 2008 and September 2019 in four systems (estuaries and adjacent coastal areas).....131

Supplementary Table 3. Abundance of fish species captured along estuarine and coastal areas in eastern Brazil. Locations: CA, Caravelas; SM, São Mateus; DR, Doce River; PA, Piraquê-Açu.....132

Supplementary Table 4. Local contribution to beta diversity (LCBD) of each sampling sites within each estuarine-coastal system. Sites numbered 1 to 2 represent estuarine

areas; Sites numbered 3 to 6 represent coastal areas. Significant LCBDs ($p < 0.05$) are highlighted in bold. Sites are named as in Table S3.....	140
Supplementary Table 5. Local contribution to beta diversity (LCBD) within each habitat (estuary and coast). Sites numbered 1 to 2 represent estuarine areas; Sites numbered 3 to 6 represent coastal areas. Significant LCBDs ($p < 0.05$) are highlighted in bold.....	141
Supplementary Table 6. Species contribution to beta diversity (SCBD) across each estuarine-coastal system in eastern Brazil. SCBD values indicate species contributing greater than the mean SCBD: Caravelas (mean = 0.010); São Mateus (mean = 0.009); Doce river (mean = 0.009) and Piraquê-Açu (mean = 0.007).....	142
Supplementary Table 7. Species contribution to beta diversity (SCBD) across each habitat (estuary and coast) in eastern Brazil. SCBD values indicate species contributing greater than the mean SCBD: Estuary (mean = 0.008) and coast (mean = 0.006)	143
Supplementary Table 8. Selected models table for the relationships between LCBD with spatial and environmental predictors at local and habitat scale. R^2_m , total variation explained by fixed effects; R^2_c , total variation explained by fixed and random effects; K, number of factors; LL, Log Likelihood; ΔAIC_c , difference between the AIC_c of each model and the AIC_c of the best model; $AIC_c w_i$, AIC_c weight.....	145

Capítulo III

Tabela 1. Guildas ecológicas utilizadas para categorização das espécies de peixes do presente estudo. Nomenclaturas das guildas de uso: ES, espécies estuarinas; MED, marinha-migrante dependente; MEO, marinha migrante oportunista; VM, visitantes marinhos; AD espécies de água-doce (Potter et al., 2015); guildas tróficas: ZBV, zoobentívoras; ZPL, zooplantívoras; PSV, piscívoras; ONI, onívoras; DET, detritívoras; HER, herbívoras (Elliot et al., 2007).....	160
Tabela 2. Abundância das guildas de uso de habitat ao longo das áreas estuarinas. Códigos: ES, espécies estuarinas; MED, marinho-estuarino dependente; MEO, marinho-estuarino oportunista; VM, visitante marinho; AD, espécies de água-doce.....	164
Tabela 3. Abundância das guildas tróficas ao longo das áreas estuarinas. Códigos: ZBV, Zoobentívoros; ZPL, Zooplantívoros; PSV, piscívoros; ONI, onívoros; DET, detritívoros; HER, herbívoros.....	164

Tabela 4. Abundância das guildas de uso de habitat ao longo das áreas marinhas costeiras adjacentes aos estuários. Códigos: ES, espécies estuarinas; MED, marinho-estuarino dependente; MEO, marinho-estuarino oportunista; VM, visitante marinho; AD, espécies de água-doce.....	166
Tabela 5. Abundância das guildas tróficas ao longo das áreas marinhas costeiras adjacentes aos estuários. Códigos: ZBV, Zoobentívoros; ZPL, Zooplancívoros; PSV, piscívoros; ONI, onívoros; DET, detritívoros; HER, herbívoros.....	166
Tabela 6. Resumo da estatística calculada do índice de diversidade beta temporal (TBI) e mudanças na abundância local das assembleias de peixes entre a estação chuvosa e seca; Local: CA, Caravelas; SM, São Mateus; RD, Rio Doce; PA, Piraquê-Açu. Abundância total para cada local e seus respectivos componentes B e C após partição do TBI indicando o número de perdas e ganhos em abundância. O sinal "-" ou "+" na coluna de mudança indica qual componente predominou no local entre as estações.....	168
Tabela 7. Variação nos componentes de perdas (B) e ganhos (C) de indivíduos (abundância) das espécies que compõem as guildas de uso de habitat ao longo das áreas estuarinas e marinhas costeiras adjacentes.....	169
Tabela 8. Variação nos componentes de perdas (B) e ganhos (C) de indivíduos (abundância) das espécies que compõem as guildas tróficas ao longo das áreas estuarinas e marinhas costeiras adjacentes.....	170
Supplementary Tabela 1. Lista das espécies de peixes e guildas ecológicas ao longo de quatro sistemas estuarinos-costeiros. Guildas de uso: ES, espécies estuarinas; MED, marinha-estuarina dependente; MEO, marinha-estuarina oportunista; VM, visitante marinho; AD, espécie de água-doce. Guildas tróficas: ZBV, zoobentívora; ZPL, zooplancívora; ONI, onívora; PSV, piscívora; DET, detritívora; HER, herbívora. Importância Relativa das espécies (IR), onde: (1) espécies com baixa abundância e raras, IR-1; (2) espécies com baixa abundância e frequentes, IR-2; (3) espécies com elevada abundância e raras, IR-3; e (4) espécies com elevada abundância e frequentes, IR-4. As espécies classificadas no grupo IR-4 foram consideradas dominantes.....	180

Capítulo IV

Table 1. Estimated parameters of length-weight relationship (LWR) of four fish species captured monthly from November/2018 to November/2019 at southeastern Brazilian coast using a small-meshed bottom trawl.

Capítulo I

Figure 1. Geographic location of the four Brazilian estuarine-coastal systems. From south to north: Piraquê-Açu, Doce river, São Mateus, and Caravelas.....	56
Figure 2. Means and standard error of means ($\pm$ SE) of the environmental variables in the four sampled estuarine-coastal systems: DR = Doce river; PA = Piraquê-Açu; SM = São Mateus; and CA = Caravelas.....	62
Figure 3. Variation of (a) rarefied species richness and (b) fish species density along all sampled 921 estuarine-coastal systems. Means and standard error of means are shown. Localities: DR = Doce river; PA = Piraquê-Açu; SM = São Mateus; and CA = Caravelas. Results from Tukey's pairwise comparisons are indicated with letters for each locality.....	64
Figure 4. Relationships between the response variable rarefied species richness and predictor variables across all estuarine-coastal systems. Gray bands refer to 95% confidence intervals and the rug plot at the bottom of the graph shows the observed predictor variable values. Only statistically significant variables (according to Table 4) are shown.....	66
Figure 5. Relationships between the response variable fish species density and predictor variables across all estuarine-coastal systems. Gray bands refer to 95% confidence intervals and the rug plot at the bottom of the graph shows predictor value.....	68

Capítulo II

Figure 1. Geographical location of the study area and sampling sites across four estuarine-coastal systems in eastern Brazil.....	102
Figure 2. Local contribution to beta diversity (LCBD) based on abundance data per locality (left panel) and habitat (right panel) of sampling sites along estuarine-coastal systems in eastern Brazilian coast. Circles with a dashed rim indicate significant LCBD values at the 0.05 level.....	109
Supplementary Figure 1. Forest plot showing the inclusive R ² (total variance explained) and respective 95% confidence interval for spatial variable (PCNM axes) at local level.....	147

Supplementary Figure 2. Forest plot showing the inclusive R ² (total variance explained) and respective 95% confidence interval for spatial variable (PCNM axes) at habitat level.....	147
Supplementary Figure 3. Principal component analysis (PCA) ordination based on local environmental variables (salinity, temperature, pH, dissolved oxygen, turbidity and depth) obtained along four estuarine-coastal systems in eastern Brazilian coast.....	148
Supplementary Figure 4. Relationship between local contribution to beta diversity (LCBD) and fish assemblage structure (Simpson's diversity and evenness, species richness and relative abundance) per site at locality level (CA, Caravelas; SM, São Mateus; RD, Doce River; PA, Piraquê-Açu)	149
Supplementary Figure 5. Relationship between local contribution to beta diversity (LCBD) and fish assemblage structure (Simpson's diversity and evenness, species richness and relative abundance) per site at habitat level.....	150

Capítulo III

Figura 1. Localização geográfica da área de estudo e locais de amostragem em quatro sistemas estuarinos-costeiros no Atlântico Sudoeste.....	158
Figura 2. Padrões de dominância das guildas ecológicas ao longo das áreas estuarinas; (a) Guildas de uso de habitat: ES, espécies estuarinas; MED, marinha-estuarina dependentes; MEO, marinha-estuarina oportunistas; VM, visitantes marinhos, AD, espécie de água-doce; (b) Guildas tróficas: ZBV, zoobentívoras; ZPL, Zooplantívoras; ONI, onívoras, PSV, piscívoras; DET, detritívoras.....	163
Figura 3. Padrões de dominância das guildas ecológicas ao longo das áreas marinhas costeiras; (a) Guildas de uso: ES, espécies estuarinas; MED, marinha-estuarina dependentes; MEO, marinha-estuarina oportunistas; VM, visitantes marinhos, AD, espécie de água-doce; (b) Guildas tróficas: ZBV, zoobentívoras; ZPL, Zooplantívoras; OMN, onívoras, PSV, piscívoras; HER, herbívoras; DET, detritívoras.....	165
Figura 4. B–C plot representando as perdas (B) e ganhos (C) de espécies em termos de abundância entre as estações (chuvosa e seca) ao longo das áreas estuarinas (a) e costeiras adjacentes (b). Os locais estão representados por símbolos correspondentes aos componentes de perdas (círculos) e ganhos (quadrados), indicando qual componente predominou na variação temporal. A linha verde	

representa a posição teórica dos locais onde as perdas e ganhos são iguais. A linha vermelha passa pelo centroide de todos os pontos; quando a linha vermelha está abaixo da linha verde, isso indica que a variação foi dominada por perdas de espécies nos locais, e o oposto se a linha vermelha estiver acima da linha verde. Cada símbolo no plot indica um dos 6 pontos amostrais dentro de cada localidade. p-valor: <0.01 é indicado por “*” e valores não significativos indicados por “ns”.....167

RESUMO

A crescente necessidade de caracterizar e quantificar a biodiversidade em suas múltiplas dimensões tem mostrado a importância de integrar diferentes abordagens nos estudos das relações dos organismos com as flutuações ambientais em diferentes escalas espaciais e temporais. O presente estudo objetivou explorar diferentes descritores ecológicos das assembleias de peixes e suas relações com variáveis ambientais locais e espaciais, considerando quatro estuários e suas respectivas áreas marinhas costeiras adjacentes. Foi levantada a hipótese que diferentes fatores ambientais em diferentes escalas têm influência nos descritores ecológicos das assembleias de peixes. No capítulo 1, foi avaliada a correlação entre a riqueza e a densidade das espécies de peixes e variáveis físico-químicas da água (salinidade, temperatura, oxigênio dissolvido, pH e turbidez) utilizando modelos lineares generalizados mistos (GLMMs). Os modelos mais explicativos para cada variável resposta (riqueza e densidade) incluíram diferentes conjuntos de variáveis preditoras. Para riqueza de espécies, as variáveis profundidade e turbidez foram incluídas em todos os modelos mais explicativos. Por outro lado, a maioria das variáveis ambientais foram mantidas nos modelos mais explicativos para a variável resposta densidade. No capítulo 2, foi analisada a contribuição dos locais e das espécies para a diversidade beta e sua relação com variáveis ambientais locais, espaciais, e métricas das assembleias de peixes. Os resultados indicaram que os locais que mais contribuíram para a variação da diversidade beta foram as áreas estuarinas. As variações nas contribuições dos locais foram influenciadas principalmente pelas variáveis salinidade, profundidade e temperatura. No capítulo 3, foi avaliada a composição e distribuição de guildas ecológicas e suas variações ao longo das estações chuvosa e seca. Os padrões gerais de dominância das guildas indicaram maior contribuição das guildas de espécies de origem marinha ao longo dos sistemas. As espécies da guilda de água-doce contribuíram mais nas áreas associadas ao estuário do São Mateus e do Rio Doce. Ao longo das estações chuvosa e seca, a maior parte da variabilidade na abundância das espécies foi relacionada à perda de indivíduos, principalmente de espécies dominantes. Entre os quatro sistemas estuarinos-costeiros avaliados, somente Caravelas e Rio Doce indicaram mudança sazonal significativa, com dominância do componente de ganho de indivíduos em Caravelas e perdas de indivíduos no Rio Doce. Por fim, no capítulo 4, estimamos a relação peso-comprimento para as espécies *Catathyridium garmani* (46

indivíduos), *Pseudauchenipterus affinis* (159 indivíduos), *Cathorops arenatus* (15 indivíduos) e *Anchoviella brevirostris* (83 indivíduos). Todas as estimativas foram significativas e novos valores de comprimento total para duas espécies foram reportados. Sendo assim, os resultados da presente tese enfatizaram a influência de variáveis ambientais locais nos descritores ecológicos das assembleias de peixes, principalmente nas áreas estuarinas. Por outro lado, a influência das variáveis espaciais indica potenciais fontes de variação ambiental em escalas mais amplas, que também podem influenciar os padrões de composição e distribuição da ictiofauna. Dessa forma, torna-se importante acessar gradientes estuarinos-marinhos em múltiplas escalas espaciais e temporais.

Palavras-chave: áreas costeiras; diversidade beta; estuários; ictiofauna; guildas ecológicas; GLMM; variações espaço-temporais.

ABSTRACT

The growing need to characterize and quantify biodiversity in its multiple dimensions has highlighted the importance of integrating different approaches in studying the relationships of organisms with environmental fluctuations at different spatial and temporal scales. In this context, the present thesis explored different ecological descriptors of fish assemblages and their relationships with local and spatial environmental variables, considering four estuaries and their adjacent coastal marine areas. As the studied estuarine-coastal systems differ considerably in their geomorphological and hydrographic characteristics, we hypothesized that different environmental factors at different scales would influence the ecological descriptors of fish assemblages. In chapter 1, we evaluated the correlation between species richness and density of fish and physicochemical water variables (salinity, temperature, dissolved oxygen, pH, and turbidity) using generalized linear mixed models (GLMMs). The most explanatory models for each response variable (richness and density) included different sets of predictor variables. For species richness, depth and turbidity were included in all the most explanatory models. On the other hand, most environmental variables were retained in the most explanatory models for the response variable density. In chapter 2, we quantified the contribution of sites and species to beta diversity and their relationship with local environmental variables, spatial variables, and fish assemblage metrics. The results indicated that the sites that contributed most to beta diversity variation were the estuarine areas. Variations in site contributions were mainly influenced by salinity, depth, and temperature. In chapter 3, we evaluated the composition and distribution of ecological guilds and their variations across rainy and dry seasons. The general patterns of guild dominance indicated a greater contribution of marine-origin species guilds throughout the systems. Freshwater species guilds contributed more in areas associated with the São Mateus and Doce River estuaries. Throughout the rainy and dry seasons, most of the variability in species abundances was related to losses of individuals, mainly of dominant species. Among the four estuarine-coastal systems evaluated, only Caravelas and Doce River indicated significant seasonal changes, with a dominance of the gain component of individuals in Caravelas and losses of individuals in the Doce River. Finally, in chapter 4, we estimated the length-weight relationship for the species *Catathyridium garmani* (46 individuals), *Pseudauchenipterus affinis* (159 individuals), *Cathorops arenatus* (15 individuals), and *Anchoviella brevirostris* (83 individuals). All

estimates were significant, and new total length values for two species were reported. The results emphasized the influence of local environmental variables on the ecological descriptors of fish assemblages, especially in estuarine areas. On the other hand, the influence of spatial variables also indicates potential sources of environmental variation on broader scales, which can also influence the composition and distribution patterns of the ichthyofauna. Thus, it is important to access estuarine-marine gradients at multiple spatial and temporal scales.

Keywords: coastal areas; beta diversity; estuaries; ichthyofauna; ecological guilds; GLMM; spatio-temporal variations.

1. Introdução geral

1.1 Múltiplas facetas da biodiversidade

A biodiversidade é um conceito abrangente que engloba múltiplas dimensões da diversidade taxonômica, filogenética e funcional (Nakamura et al., 2020). A operacionalização e quantificação das diferentes facetas da biodiversidade são consideradas um desafio chave na ecologia de comunidades e diferentes abordagens têm sido desenvolvidas ao longo das décadas (Magurran, 2021; Dornelas et al., 2023). Muitos estudos tradicionalmente quantificam a biodiversidade utilizando somente uma das suas dimensões, geralmente no contexto da faceta taxonômica, representada principalmente pela contagem do número de espécies (riqueza) (Moreno et al., 2018; Magurran, 2021). Entretanto, diante da crescente necessidade de caracterizar a biodiversidade em suas múltiplas dimensões, diferentes métricas têm sido utilizadas de forma integrada em diferentes escalas espaciais e temporais (Nakamura et al., 2020; Blowes et al., 2022). Desse modo, para responder questões ecológicas, é necessário ter clareza sobre as características de cada métrica e quais processos biológicos estão sendo avaliados (Benone & Montag, 2021).

Conforme proposto por Whittaker (1960), a diversidade biológica pode ser particionada em três componentes: (1) diversidade alfa (diversidade local), geralmente avaliada por métricas de riqueza de espécies; (2) diversidade beta (diferenciação espacial na composição da comunidade); e (3) diversidade gama (diversidade regional). Neste contexto, a diversidade beta tem se destacado como uma das métricas de quantificação da biodiversidade, enfatizando as variações na composição das espécies (Legendre & De Cáceres, 2013). Historicamente, o termo “diversidade beta” foi empregado por Whittaker (1960) definindo como a nível mudança/diferenciação na composição da comunidade, em relação a um gradiente ambiental complexo. Dessa forma, a diversidade beta pode ser definida como a mudança na composição de espécies entre comunidades locais (diversidade beta espacial) ou entre a mesma comunidade local ao longo do tempo (diversidade beta temporal) (Tuomisto, 2010; Legendre,

2019; Magurran et al., 2019), destacando-se assim como uma ferramenta fundamental para estudos ecológicos (Anderson et al., 2011; Cionek et al., 2022; Camara et al., 2023).

Vários métodos têm sido propostos para quantificar a diversidade beta espacial e temporal (Baselga, 2010; Anderson et al., 2011; Baselga & Leprieur, 2015; Legendre, 2019). As abordagens particionam a diversidade beta em diferentes componentes explicativos (Baselga, 2010; Podani & Schmera, 2011; Legendre & De Cáceres 2013), e sua quantificação leva em consideração dois processos distintos: a substituição e a variação (Benone & Montag, 2021). A substituição (*replacement*; também chamado de *turnover*) indica um processo direcional, em que as espécies tendem a substituir outras espécies ao longo de gradientes ecológicos (espaciais, ambientais ou temporais) (Figura 1) (Anderson et al., 2011). Esse processo é ecologicamente caracterizado a partir das tolerâncias das espécies e da amplitude de nicho, ocorrendo uma rotatividade de espécies espacialmente (Legendre, 2014). Questões relacionadas a esse processo enfatizam aspectos tais como: quantas espécies novas são encontradas ao longo de um gradiente e quantas estavam inicialmente presentes e agora foram perdidas? Qual proporção das perdas de espécies compartilhadas quando nos movemos de um local (unidade amostral) para outro ao longo de um gradiente? (Anderson et al., 2011).

Por outro lado, o componente de variação avalia como a estrutura da comunidade varia espaço-temporalmente ao longo dos locais, principalmente relacionando com as perdas e ganhos de espécies (Anderson et al., 2011; Benone & Montag, 2021). Neste caso, são avaliadas, por exemplo, as diferenças na riqueza de espécies (*richness difference*) (Figura 1). Uma comunidade pode incluir um número maior de espécies que outra, ou apresentar uma área com um número menor de espécies que representam um subconjunto de uma área com maior riqueza, ou seja, estão aninhadas (*nestedness*) (Legendre, 2014). Essas variações podem ser reflexo da disponibilidade de nichos e/ou de outros fatores ecológicos como barreiras físicas e filtros ambientais (Legendre, 2014; Cadotte & Tucker, 2017). Questões relacionadas a esse processo enfatizam: as mesmas espécies são encontradas repetidamente entre diferentes unidades amostrais?

Em quanto o número de espécies na região excede a média do número de espécies local (por unidade de amostral)? Qual é a proporção esperada de espécies não compartilhadas entre todas as áreas? (Anderson et al., 2011).

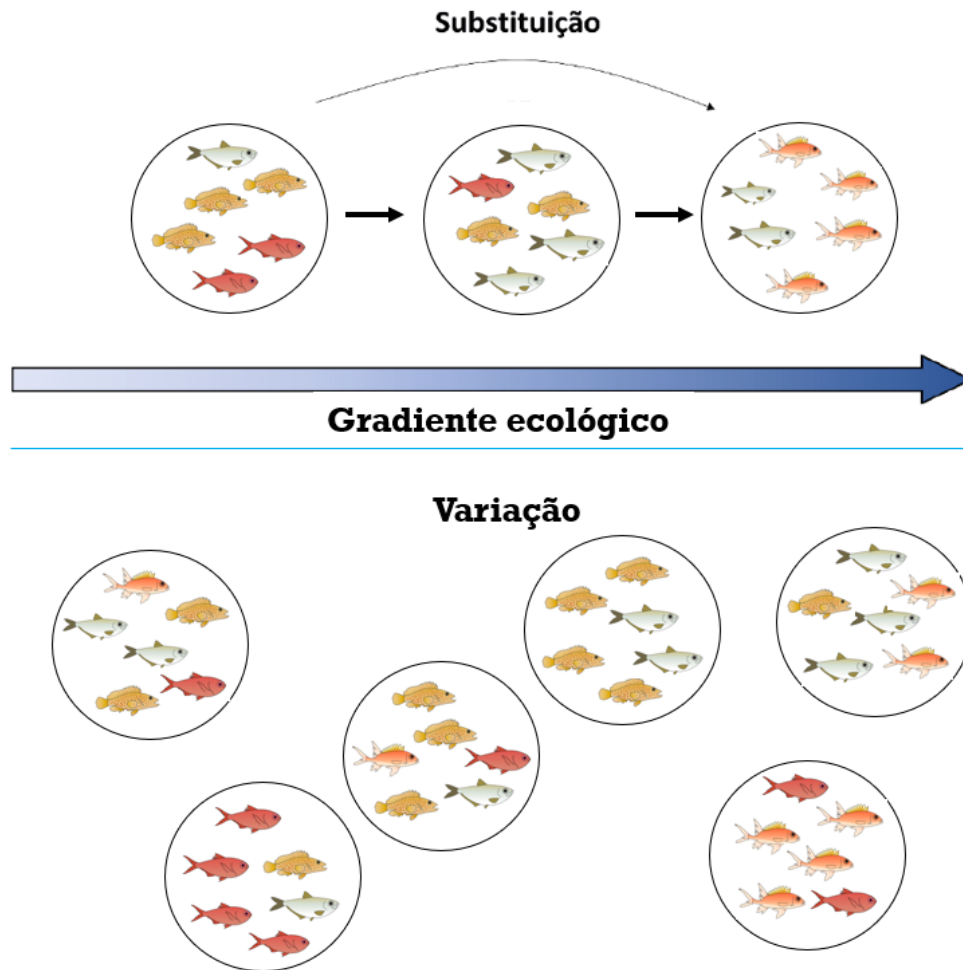


Figura 1. Esquema indicando a substituição de espécies (*replacement*) ao longo de um gradiente ecológico e variação entre as comunidades. Cada círculo delimita uma comunidade local, sendo cada espécie de peixe representada por uma cor diferente (Modificado de Benone & Montag, 2021).

Entre os diferentes métodos para quantificação da diversidade beta, Legendre & De Cáceres (2013) propõem que a variância total de uma matriz de composição de espécies por local pode ser usada como medida de diversidade beta. Essa abordagem particiona a variação total da diversidade beta, ou seja, o grau de diferenciação das comunidades, em componentes que enfatizam a contribuição dos locais para a diversidade beta (*Local Contribution to Beta*

Diversity - LCBD) e a contribuição das espécies para a diversidade beta (*Species Contribution to Beta Diversity* - SCBD). Os valores de LCBD são indicadores comparativos da singularidade ecológica dos locais, ou seja, enfatiza diferenças não usuais na composição das comunidades, levando em consideração dados de abundância, incidência (presença-ausência), biomassa, entre outros. O componente relativo à contribuição das espécies (SCBD) identifica variações na ocorrência (presença-ausência) e/ou abundância das espécies, indicando as espécies que mais contribuem para a variabilidade geral nas áreas de estudo (Legendre & De Cáceres, 2013). Portanto, compreender a singularidade ecológica de determinada localidade e identificar espécies com grandes contribuições para a variabilidade geral das comunidades pode gerar informações importantes para aplicação nos contextos de gestão e conservação da biodiversidade (Socolar et al., 2016).

Dentre as possibilidades de integração de diferentes dimensões da biodiversidade, além da abordagem taxonômica enfatizada nas análises da diversidade beta, os estudos com comunidades também têm sido conduzidos a partir da perspectiva da diversidade funcional (Nakamura et al., 2020; Teresa et al., 2021). A abordagem funcional tem recebido bastante atenção na ecologia, mostrando-se útil na investigação de mecanismos e processos responsáveis pela variação da estrutura entre comunidades (Mason et al., 2007; Laureto et al., 2015). As investigações que utilizam a diversidade funcional, incorporam as diferenças funcionais existentes entre indivíduos, espécies ou grupos funcionais (guildas) presentes na comunidade, considerando a variabilidade de atributos funcionais (Cianciaruso et al., 2009; Villéger et al., 2017). Os atributos funcionais estão relacionados às características mensuráveis, como aspectos morfológicos e comportamentais, que podem influenciar de forma direta ou indireta as respostas do organismo às variações ambientais e as dinâmicas de interações bióticas (Diaz & Cabido, 2001; Violle, 2007).

No caso dos peixes, comumente as diferenças funcionais têm sido exploradas levando em consideração as formas que os peixes utilizam os recursos alimentares, os habitats, as estratégias reprodutivas, tolerâncias às variações de condições ambientais (Potter et al., 2015; Villéger et al., 2017;

Whitfield et al., 2023). Além de representar um dos grupos mais diversos nos ambientes aquáticos, os peixes desempenham importantes funções nos ecossistemas de água doce e marinhos, os quais estão diante de diversas mudanças naturais e potencializadas por impactos antrópicos, como a perda de habitat, poluição, aquecimento global e introdução de espécies exóticas (Halpern et al., 2008; Barletta et al., 2023). Neste contexto, a abordagem funcional tem criado inúmeras possibilidades para acessar e correlacionar mudanças na diversidade funcional das comunidades de peixes diante das variações ambientais naturais e causadas por ações antrópicas (Villérger et al., 2017).

Diversos estudos têm focado na abordagem funcional da estrutura de comunidades de peixes, atribuindo para as espécies de interesse grupos funcionais (ou guildas), as quais são indicativos de atributos funcionais específicos das espécies (Whitfield et al., 2023). Ao longo da costa brasileira, os peixes têm sido categorizados em diferentes grupos funcionais (e.g. Passos et al., 2013; Mourão et al., 2014; Ferreira et al., 2019; Andrade-Tubino et al., 2019; da Silva et al., 2022; Afonso et al., 2022). Geralmente, as categorizações consideram três principais aspectos funcionais para agrupamento em guildas ecológicas: (1) como os peixes utilizam o ambiente estuarino durante seu ciclo de vida; (2) estratégias de alimentação e preferências, relacionadas ao tipo de alimento explorado; (3) aspectos reprodutivos (Whitfield et al., 2022).

Em relação ao uso dos habitats, as classificações têm sido feitas principalmente levando em consideração o grau de dependência e associação dos peixes com ambientes estuarinos (Whitfield et al., 2023; Figura 2). Entretanto, um dos maiores desafios dessas classificações é enfatizado na dificuldade de padronização das guildas em decorrência das variações regionais e biogeográficas. Nesse contexto, Elliot et al. (2007) propuseram um esquema de classificação com o intuito de facilitar a categorização dos diferentes grupos, enfatizando diversos aspectos ecológicos. Posteriormente, Potter et al. (2015) conduziram uma atualização das nomenclaturas propostas por Elliot et al. (2007), incluindo categorias mais amplas. Basicamente, os autores propuseram a divisão em quatro grandes categorias: (1) espécies estuarinas; (2) espécies marinhas; (3) diádromas; e (4) espécies de água-doce.

As categorias mais amplas citadas anteriormente, por sua vez, são subdivididas em outras subcategorias (guildas) relacionadas ao uso dos habitats estuarinos (Whitfield et al., 2022). Destaca-se a seguir, as categorias de espécies estuarinas e marinhas. A categoria de espécies estuarinas é representada pelas espécies estuarinas-residentes (*solely estuarine*), que são encontradas somente nos estuários; espécies estuarinas-marinhas (*estuarine & marine*), que incluem populações marinhas; espécies estuarinas e de água-doce (*estuarine & freshwater*), que englobam populações de água-doce; e por fim, espécies estuarinas-migrantes (*estuarine migrant*), que desovam nos estuários, mas podem utilizar áreas marinhas adjacentes e retornar em alguma fase do ciclo de vida (Potter et al., 2015; Whitfield et al., 2022).

Por outro lado, além de abrigar a sua ictiofauna residente, que completa todo o ciclo de vida dentro do estuário, diversas espécies de origem marinha utilizam os ambientes estuarinos como áreas de refúgio, rota para migrações e como berçário (Potter et al., 2015). Dessa forma, a categoria de espécies marinhas engloba os visitantes marinhos (*marine straggler*), que entram esporadicamente nos estuários e em baixo número; as espécies marinhas-oportunistas (*marine estuarine-opportunist*), que entram regularmente nos estuários, principalmente como juvenis, e as espécies marinhas-dependentes (*marine estuarine-dependent*), que necessitam das áreas estuarinas como refúgio para os juvenis (Whitfield et al., 2022).

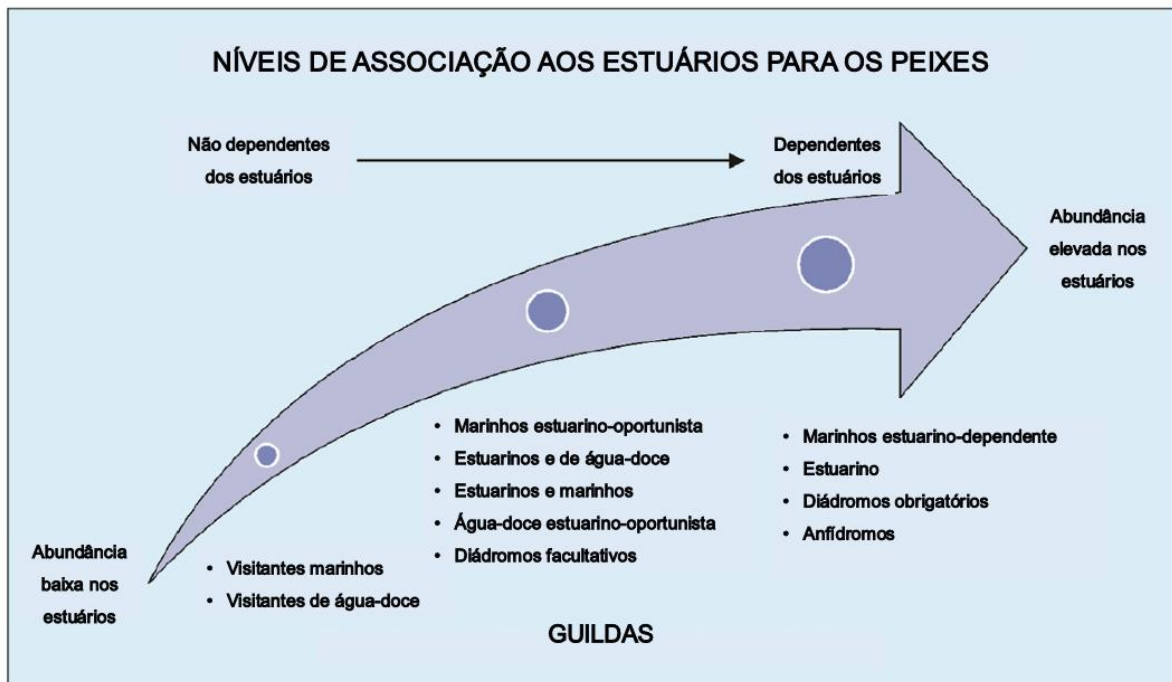


Figura 2. Representação diagramática da mudança gradual no nível de associação aos estuários por guildas de peixes, desde aquelas não dependentes de estuários (canto inferior esquerdo) até aquelas completamente dependentes de estuários (canto superior direito) (Modificador de Whitfield et al., 2023).

Além das informações sobre uso de habitat, aspectos relacionados à dieta das espécies de peixes dentro dos ambientes estuarinos e áreas adjacentes também têm sido utilizados para categorização em guildas ecológicas enfatizando os modos de alimentação (Whitfield et al., 2022). Em decorrência do frequente oportunismo na alimentação de muitas espécies de peixes e de mudanças ontogenéticas na dieta, a categorização e inclusão de determinadas espécies em guildas alimentares específicas torna-se uma tarefa complexa (Hargreaves et al., 2017). Comumente as classificações têm enfatizando categorias tróficas mais abrangentes para as espécies, tais como: (1) zooplantívoras; (2) zoobentívoras; (3) piscívoras; (4) onívoras; (5) detritívoras; (6) herbívoras; (7) oportunistas. Essas categorias refletem o comportamento alimentar das espécies, assim como características ecomorfológicas relacionadas a obtenção de alimento (Elliot et al., 2007; Whitfield et al., 2022).

Uma das principais vantagens das abordagens que utilizam a categorização em guildas é a possibilidade de comparações ecológicas das

assembleias de peixes em diferentes escalas (regional, continental e global) e suas relações com diferentes fatores ambientais e antrópicos (Whitfield et al., 2022; Harrison & Whitfield, 2024). Na costa brasileira, essas abordagens têm explorado diferentes aspectos ecológicos das espécies que compõem as guildas ecológicas e dos seus ambientes, tais como: (1) compreender a estrutura da ictiofauna em uma região específica (Barletta & Blaber, 2007; Passos et al., 2013; Favero et al., 2019); (2) entender as relações entre os grupos funcionais de peixes e outros aspectos do ambiente, como correlações com variáveis ambientais (Barletta et al., 2008; Vilar et al., 2022; Camara et al., 2022); relação com impactos antrópicos (Afonso et al., 2022); (3) investigação da estrutura trófica (Macedo et al., 2021); e (4) elencar grupos funcionais adequados para o monitoramento de impactos antrópicos a longo prazo (Concini et al., 2022).

1.2 A ictiofauna em ecossistemas costeiros: variação ambiental e antrópica

Investigar como as flutuações ambientais influenciam os descritores ecológicos das comunidades biológicas representa um passo essencial para entender possíveis mudanças espaciais e temporais na estrutura das comunidades (Bellard et al., 2012; Ricklefs, 2013). A composição das comunidades de peixes ao longo dos ecossistemas costeiros pode ser influenciada por diferentes conjuntos de mecanismos ecológicos que atuam de forma hierárquica em escalas globais, regionais e locais (Barton et al., 2013; Gillanders et al., 2022; Dornellas et al., 2023). Em escalas globais, a ictiofauna tende a ser influenciada principalmente por processos limitantes de dispersão que podem ser resultado, por exemplo, de barreiras biogeográficas (Vasconcelos et al., 2015; Henriques et al., 2017). Em escalas menores, a nível regional e local, os filtros ambientais representam importantes fatores que moldam a composição de espécies, seja a partir da disponibilidade de habitats ou tolerâncias fisiológicas das espécies às condições ambientais locais (Pasquaud et al., 2015; Gillanders et al., 2022).

As condições ambientais podem afetar diretamente a estrutura das comunidades e gerar diferentes respostas dos organismos, à medida que influenciam os padrões de distribuição das espécies em diferentes escalas espaciais e temporais (Bellard et al., 2012). Em geral, os estudos das relações

da ictiofauna com o seu ambiente têm utilizado variáveis ambientais locais, como a variabilidade nos parâmetros físico-químicos da água, tais como salinidade, oxigênio dissolvido, turbidez, temperatura, entre outros (Molina et al., 2020; Vergès et al., 2022; Vilar et al., 2022; Gower et al., 2024). Por outro lado, relações em escalas mais amplas, como a nível regional têm se destacado, principalmente, utilizando variáveis representativas de características dos habitats e da escala de paisagem (Camara et al., 2022; da Silva et al., 2022).

As áreas costeiras englobam uma variedade de ecossistemas (e.g., estuários, baías, recifes de coral, marismas, lagoas, zonas de surf) os quais sofrem diferentes graus de variação ambiental e interferência antrópica (Halpern et al., 2008; Cloern et al., 2017). Ao longo desses ecossistemas, a ictiofauna representa um dos grupos mais diversos abrigando espécies marinhas, de água doce e salobra, as quais apresentam diferentes níveis de dependência e associação com esses ecossistemas (Whitfield, 2021; Whitfield et al., 2023). Além disso, a complexidade nas interações dos peixes diante das flutuações nas condições ambientais locais ou regionais, é um fator chave que afeta diferentes fases do ciclo de vida de muitas espécies (Potter et al., 2015; Whitfield, 2020).

A relação dinâmica entre estuários e seus ecossistemas marinhos costeiros e fluviais adjacentes é evidentemente importante no contexto das relações dos peixes com o uso dos habitats (Whitfield et al., 2023). Os estuários estão sob influência direta das variações climáticas continentais e de suas áreas costeiras adjacentes, gerando uma ampla variação de diversos fatores, principalmente nos parâmetros físico-químicos da água (Raimonet & Cloern, 2016; Whitfield, 2021). Essas flutuações podem ser caracterizadas em diferentes escalas espaciais (locais e regionais), assim como em diferentes escalas temporais (curtas, como as variações de marés; ou sazonais, devido ao regime de chuvas). Caracterizado como um ambiente naturalmente estressado, essas variações marcantes nos parâmetros ambientais nas áreas estuarinas podem influenciar os padrões de distribuição dos peixes e a composição das assembleias (Elliot & Whitfield, 2011; Potter et al., 2015). Por outro lado, apesar da aparente maior estabilidade ambiental, as áreas de plataforma continental adjacentes aos ambientes estuarinos também apresentam algum grau de

variação em seus parâmetros ambientais e, conseqüentemente, em sua fauna associada (Vilar et al., 2022; Cardoso et al., 2023).

Estudos que focam em estabelecer correlações entre os peixes e condições ambientais em múltiplas escalas têm sido frequentemente conduzidos para um melhor entendimento dos fatores que governam a estruturação das assembleias de peixes (Nicolas et al., 2010; França & Cabral, 2015; Camara et al., 2022). Fatores ambientais locais, tais como salinidade, turbidez, oxigênio dissolvido, e geomorfológicos como largura dos estuários, tipo de substrato e habitats associados têm sido frequentemente correlacionados com variações na riqueza, biomassa e densidade de peixes (Barletta et al., 2003; Teixeira-Neves et al., 2015; Vilar et al., 2022; Cardoso et al., 2023). As variações da salinidade, por exemplo, têm sido associadas diretamente como um fator fisiológico limitante na distribuição dos peixes (Barletta et al., 2005; Molina et al., 2020). As variações na turbidez também têm sido correlacionadas com variações na densidade de peixes, como por exemplo, aumento ou diminuição de espécies piscívoras (Barletta et al., 2016).

Adicionalmente a influência das variações ambientais, há os impactos ocasionados por atividades antrópicas, os quais, recentemente, têm sido incluídos como uma variável relevante em estudos relacionados a fauna de peixes e seu ambiente (Barletta et al., 2023; Pinna et al., 2023). Interferências antrópicas podem causar mudanças diretas e indiretas nas condições ambientais, as quais influenciam diretamente a qualidade do habitat, disponibilidade de recursos alimentares, distribuição dos peixes e, conseqüentemente, parâmetros populacionais, como a abundância, crescimento e taxa de sobrevivência (Lotze et al., 2006; Sheaves, 2016).

Nesse contexto, destacam-se os impactos causados pelas atividades de mineração e barramentos de rios (Grimalt et al., 1999; Medeiros et al., 2011; Carmo et al., 2017). Nesses casos, além dos impactos diretos na fauna local, há impactos tanto na qualidade da água, quanto no ambiente como um todo, conseqüentemente, afetando a saúde dos peixes. Uma das formas de avaliação da saúde dos peixes é a avaliação do fator de condição das espécies, comumente explorado a partir das relações dos dados populacionais de peso e

comprimento das espécies (Vilar et al., 2023). Explorar essas abordagens pode auxiliar na compreensão de como as variações nas condições ambientais causadas por ação antrópica, indicam condições ambientais desfavoráveis para o crescimento das espécies (Ogle, 2016; de Melo et al., 2024).

1.3 O rompimento da barragem de Fundão-MG: impactos na ictiofauna

Com relação aos impactos antrópicos sobre os ecossistemas costeiros, podemos destacar o rompimento da barragem de Fundão em Mariana – Minas Gerais, que ocorreu em novembro de 2015. Considerado o maior desastre de mineração do mundo, mais de 50 milhões de metros cúbicos de rejeitos de minério de ferro foram liberados na bacia do rio Doce (Carmo et al., 2017; Hatje et al., 2017). Os rejeitos percorreram o rio Doce e atingiram o Oceano Atlântico duas semanas após o desastre, espalhando-se ao longo da plataforma continental e habitats associados (Marta-Almeida et al., 2016; Carmo et al., 2017; Coimbra et al., 2020). Após sete meses, a lama atingiu o banco dos Abrolhos (o maior e mais rico sistema de recifes de coral no Oceano Atlântico Sul) no extremo sul do estado da Bahia (Francini-Filho et al., 2019; Coimbra et al., 2020).

Os potenciais efeitos do desastre não se limitaram apenas as consequências imediatas após o rompimento da barragem de Fundão, como soterramento e asfixia de organismos, como observado para os peixes e outros componentes da biota (Fernandes et al., 2016; Carmo et al., 2017). O panorama dos impactos causados é esperado persistir por muitos anos, enfatizando a necessidade de manutenção de monitoramento contínuo, incluindo as comunidades de peixes ao longo das regiões de abrangência do desastre (Hatje et al., 2017). Por exemplo, a remobilização do sedimento causada por condições sazonais de chuva, vento e correntes resultam em um aumento intermitente da concentração de poluentes e material particulado na coluna d'água dos ambientes afetados (Hatje et al. 2017; Coimbra et al., 2019).

As assembleias de peixes são bons indicadores ecológicos de variações nas condições ambientais diante de pressões antrópicas (Pinna et al., 2023). Dentre os possíveis impactos esperados sobre a ictiofauna dos ecossistemas aquáticos estudados, destacam-se a substituição de espécies, redução na

riqueza, abundância e biomassa. Três anos após o desastre teve início as atividades do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática (PMBA), abrangendo a porção capixaba da bacia do rio Doce e a sua região marinha e costeira adjacente. Entre as diversas vertentes de estudos do monitoramento em curso, em relação à ictiofauna, o monitoramento buscou descrever e caracterizar de forma integrada as informações sobre aspectos ecológicos da fauna de peixes nas áreas estuarinas e marinhas costeiras afetadas direta e indiretamente pela lama de rejeitos de minério.

Neste contexto, esforços estão sendo direcionados para a avaliação da fauna de peixes e sua relação com as áreas afetadas. Dentre as pesquisas conduzidas no âmbito do PMBA diversos temas têm sido investigados, como por exemplo: (1) avaliação da distribuição da ictiofauna e sua relação com fatores ambientais locais e potenciais espécies bioindicadoras (Condini et al., 2022; Vilar et al., 2022); (2) listagem da ictiofauna local (Rodrigues et al., 2022); (3) monitoramento utilizando microquímica de otólitos (Daros et al., 2022); (4) comunidades ictioplancônicas (Bonecker et al., 2022); (5) avaliação do fator de condição dos peixes (Vilar et al., 2023); (6) impactos nas comunidades de larvas de peixes (Barrilli et al., 2024), entre outros (e.g., Andrades et al., 2020; De Biasi et al., 2023).

Diante da escassez de estudos prévios descrevendo a ictiofauna da região torna-se difícil correlacionar os efeitos diretos do rompimento da barragem de Fundão na área de estudo. Além disso, como a área ainda é pouco estudada, as consequências ecológicas para as assembleias de peixes ainda não estão claras, principalmente para as espécies de peixes associadas aos estuários.

A presente tese engloba quatro capítulos com diferentes abordagens que exploram e avaliam a influência de variáveis ambientais locais e espaciais nas assembleias de peixes considerando quatro estuários e suas áreas marinhas costeiras adjacentes, na região de abrangência do impacto do rompimento da barragem de Fundão. O primeiro capítulo avaliou a correlação entre as assembleias de peixes e variáveis ambientais locais utilizando modelos lineares generalizados mistos (GLMMs). O segundo capítulo avaliou a diversidade beta espacial, quantificando a contribuição dos locais e das espécies para a

diversidade beta e sua relação com variáveis ambientais locais, espaciais, e métricas das assembleias de peixes. No terceiro capítulo, foi avaliada a composição e distribuição de guildas ecológicas e suas variações ao longo das estações chuvosa e seca utilizando um índice de diversidade beta temporal. Por fim, o quarto capítulo apresentou as estimativas da relação peso-comprimento para quatro espécies de peixes na costa sudeste do Brasil.

2. Objetivo geral

Avaliar como fatores ambientais influenciam diferentes descritores ecológicos das assembleias de peixes em quatro sistemas estuarinos-costeiros afetados pelo maior desastre ambiental com mineração do Brasil.

2.1 Objetivos específicos

- 1) Avaliar como as assembleias de peixes e as variáveis ambientais diferem ao longo dos sistemas estuarino-costeiros e quais variáveis ambientais estão correlacionadas com as variações na riqueza e densidade de espécies. (**Capítulo 1**)
- 2) Quantificar as contribuições dos locais e das espécies para a diversidade beta e a influência de variáveis ambientais e espaciais. (**Capítulo 2**)
- 3) Descrever a composição e avaliar a distribuição espaço-temporal das guildas ecológicas ao longo dos diferentes sistemas estuarinos-costeiros. (**Capítulo 3**)
- 4) Estimar a relação peso-comprimento de quatro espécies. (**Capítulo 4**)

3. Metodologia geral

3.1 Caracterização das áreas em estudo

A área em estudo está localizada na "Ecorregião Marinha Brasileira Oriental" na província do Atlântico Sudoeste Tropical (Spalding et al., 2007), abrangendo uma área de aproximadamente 300 km de zona costeira. O presente

estudo engloba um gradiente ao longo da costa central do estado do Espírito Santo em direção ao sul do estado da Bahia.

As amostragens foram conduzidas mensalmente de outubro de 2018 a setembro de 2019, abrangendo duas estações: (1) chuvosa (outubro a março); e (2) seca (abril a setembro) (Condini et al., 2022; INMET, 2022). Os seguintes estuários e áreas marinhas costeiras adjacentes foram amostrados: Caravelas (CA; 17°45'S, 39°10' O); São Mateus (SM; 18°36' S, 39°42' O); rio Doce (RD; 19°39' S, 39°48' O); e Piraquê-Açu (PA; 19°57' S, 40°08' O) (Figura 3).

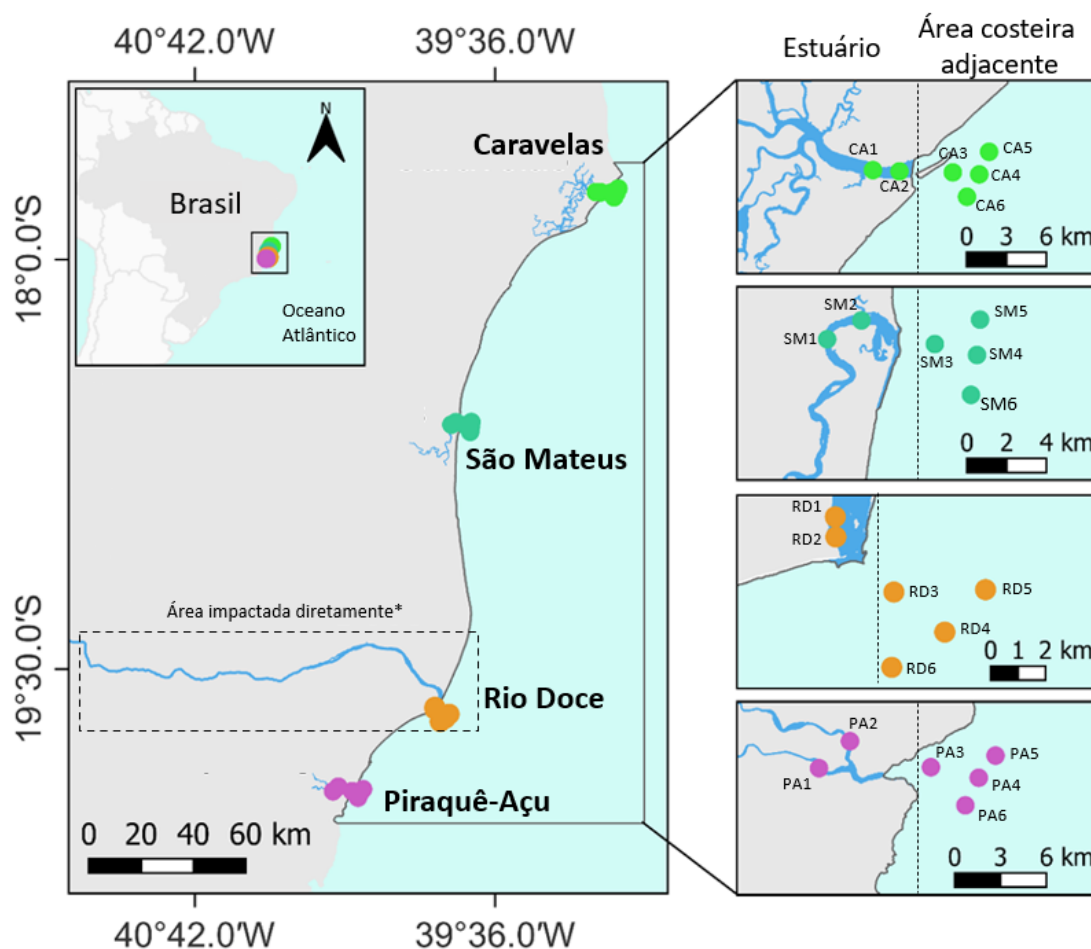


Figura 3. Localização geográfica da área de estudo e locais de amostragem em quatro sistemas estuarinos-costeiros no sudeste do Brasil. O Rio Doce representa a área diretamente impactada pelo rompimento da barragem de rejeitos de mineração, ocorrido em novembro de 2015, Mariana - MG.

O rio Doce representa a localidade diretamente impactada pela lama de rejeitos de mineração proveniente do rompimento da barragem de Fundão,

Mariana (MG). Ao longo dessas áreas, múltiplas fontes de impactos antrópicos afetam os ambientes estudados, tais como desmatamento, agricultura, erosão, pesca, dragagem, esgoto doméstico, supressão de vegetação do mangue, entre outros (Coelho, 2006; Santos & Ivo, 2008; Bernardino et al., 2018). Todos os estuários, exceto o do rio Doce, abrangem Áreas de Proteção Marinha de uso sustentável, como a Reserva Extrativista (Resex) de Cassurubá nos municípios de Caravelas, Alcobaça e Nova Viçosa, no estado da Bahia. Além disso, a região de Caravelas também está inserida na área de abrangência do arquipélago dos Abrolhos. Na região de São Mateus (ES), a área de proteção ambiental (APA) de Conceição da Barra abrange também o estuário do rio São Mateus. Por fim, a APA Costa da Algas, localizada nos municípios de Aracruz, Fundão e Serra, abrange a região do Piraquê-Açu.

3.1.1 Caravelas

O complexo estuarino de Caravelas (17°45' S; 39°10' O), localizado no sul do estado da Bahia, possui uma área de 66 km² e comporta-se como um típico canal de maré, com predominância de água costeira e marés que chegam a até 2 m (Leipe et al., 1999; Soares et al., 2008). A região possui uma característica floresta de mangue ao longo do canal estuarino, com dominância das espécies de *Rhizophora mangle* (mangue vermelho) e *Avicennia schaueriana* (mangue preto) em áreas com níveis elevados de salinidade (Soares et al. 2008; Tognella et al. 2021).

Como ambiente de transição, a floresta de manguezal faz fronteira com áreas vestigiais da Mata Atlântica, características da região (Schettini & Miranda, 2010). Os principais rios que desaguam no estuário de Caravelas são: Macaco, Massangano, Jaburuna, Cupido, do Poço, do Largo, Caribê e Peroba, sendo o estuário também associado à foz do rio Peruípe (Soares et al., 2008; Machado & Araújo, 2014).

A plataforma continental nesta região é marcada pela presença de ilhas vulcânicas, canais profundos e estruturas biogênicas, como algas calcárias e recifes de corais (Pereira et al., 2010; Schettini & Miranda 2010). A região está situada na plataforma continental do Banco dos Abrolhos, que apresenta aproximadamente 200 km de largura e abriga o maior e mais rico sistema de

recifes de coral do Oceano Atlântico Sul (Leão & Kikuchi, 2001; Leão et al., 2003; Francini-Filho et al., 2019).

3.1.2 São Mateus

A bacia do rio São Mateus está localizada na região norte do estado do Espírito Santo (ES), possui uma área de drenagem de aproximadamente 8.237 km² sendo formado pela confluência dos rios Cotaxé e Cricaré. O estuário do rio São Mateus (18°36'S, 39°48'O), situado a aproximadamente 120 km ao norte do rio Doce, sendo predominantemente formado por áreas de manguezais que compreendem uma área de 11 km² (Silva et al., 2005).

O estuário possui um regime de micromarés com marés semidiurnas e as espécies vegetais predominantes do mangue são *R. mangle* e *Laguncularia racemosa* (mangue branco) (Albino et al., 2016; Tognella et al., 2020; Tognella et al., 2021). A primeira domina a franja dos bosques, enquanto a segunda ocorre mais para o interior, compondo bosques mistos. A ocorrência de *A. schaueriana* é também significativa, sobretudo próximo às áreas de restinga (Vale & Ross, 2011). A fisionomia das florestas de manguezais na região tem sido alterada por estressores naturais e antrópicos, tais como erosão, assoreamento, desmatamento e urbanização (Silva et al., 2005).

3.1.3 Rio Doce

A bacia do rio Doce (19°39' S, 39°10' O), área diretamente impactada, abrange os estados de Minas Gerais e Espírito Santo, estendendo-se por cerca de 850 km até sua foz, de aproximadamente 1 km de largura, no município de Regência (ES). A região apresenta uma área de drenagem de 86.715 km² (Lins et al., 2012) e, além dos impactos causados pelos rejeitos de mineração provenientes do rompimento da barragem de Fundão, o rio Doce tem sofrido múltiplos impactos, tais como ocupação humana, erosão e sedimentação (Fellipe et al., 2016; Pires et al., 2017; Cupolillo et al., 2022).

A contribuição de entrada de água doce na região varia entre as estações do ano (~ 965 m³/s na estação chuvosa × 368 m³/s na estação seca) e a área que margeia o estuário é caracterizada pela ocorrência de vegetação típica de

água doce (Bernini et al., 2010; Oliveira & Quaresma, 2017). O rio Doce é caracterizado principalmente pela baixa influência de água marinha em sua região estuarina, cuja salinidade se aproxima de zero ao longo de todo o ano, sendo o nível da água controlado por variações de marés semidiurnas, mas principalmente pelo fluxo do rio em direção ao mar (Oliveira & Quaresma 2017; Schentini & Hatje 2020).

Diferentemente de Caravelas e São Mateus que estão situadas na ampliação da plataforma continental na região do Banco de Abrolhos (~200 km), a plataforma continental ao longo da área do rio Doce apresenta aproximadamente 50 km de largura, sendo caracterizada por diferentes níveis de contribuição de processos sedimentares, com depósitos de lama e areia ao longo da plataforma interna, imediatamente após a foz do estuário (Bastos et al., 2015).

3.1.4 Piraquê-Açu

O rio Piraquê-Açu (19°39' S, 39°10' O) está situado a aproximadamente 50 km ao sul da foz do rio Doce, representando o principal rio do município de Aracruz (ES). O rio faz parte confluência da bacia de dois outros rios: o Piraquê e o rio Piraquê-Mirim. O estuário do Piraquê-Açu se estende por cerca de 50 km, com florestas de mangue ocupando uma área de aproximadamente 12,3 km², representadas principalmente pelas espécies de *R. mangle*, *L. racemosa* e *A. schaueriana*, sendo considerada a maior área de manguezais por município do estado do Espírito Santo (Barroso 2004; Joyeux et al., 2008; Servino et al., 2018; Tognella et al., 2021).

O estuário possui um regime de micro marés semidiurnas, sendo os rios Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim os principais contribuintes da descarga de água doce na área estuarina, sendo a sua foz localizada a 4 km do ponto de confluência desses dois rios (Barroso, 2004; Bernini et al., 2010).

3.2 Amostragem da ictiofauna e obtenção das variáveis ambientais

3.2.1 Amostragens

Para a descrição da ictiofauna, foram realizadas amostragens mensais em cada estuário. Seis pontos amostrais foram escolhidos, sendo dois pontos localizados na área interna dos estuários, posicionados a 2 e 4km da foz, e outros quatro pontos externos (área marinha costeira adjacente), sendo o primeiro localizado a 2km da foz e os demais a 4km da foz, em forma de cruz (Figura 3, painel direito). Em cada ponto amostral ao longo das áreas estuarinas e marinhas costeiras adjacentes, foram conduzidos três arrastos com duração de 05 minutos cada, utilizando-se uma rede de arrasto de fundo com portas (tipo balão ou *wing trawl*), com as seguintes especificações: tralha superior 5 mm com 8,62 m de comprimento e tralha inferior 8 mm com 10,25 m de comprimento; peso do chumbo equivalente a 1,62 kg, sendo 27 unidades de 60 g; malha 13 mm, fio 210/09 nas extremidades e centro; malha 5 mm, fio 210/12 no saco. As portas eram de madeira vazada com as dimensões de 70 cm x 42 cm e peso de 9,3 kg cada.

Após cada amostragem, os peixes capturados foram acondicionados em sacos plásticos devidamente identificados (licença SISBIO nº 4802-6). O material foi mantido resfriado e encaminhado para os laboratórios responsáveis, onde foram preservados congelados até o seu processamento. Em laboratório, cada indivíduo foi identificado até o menor nível taxonômico possível e seus nomes científicos seguiram o Catálogo de Peixes de Eschmeyer (*Eschmeyer's Catalog of Fishes*; Fricke et al., 2022). Posteriormente, os peixes tiveram seu comprimento total (CT, precisão de 1 mm), mensurado com auxílio de ictiômetro e pesados (precisão de 0.01g). Quando o número de indivíduos de determinada espécie presente no arrasto excedeu 30 exemplares, somente os primeiros 30 indivíduos, selecionados aleatoriamente, foram mensurados individualmente quanto ao CT e peso, enquanto o restante dos exemplares foi contado e pesado agrupado para obtenção da biomassa total.

3.2.2 Variáveis ambientais locais

Ao longo das campanhas de amostragens, antecedendo o início de cada arrasto, foram mensuradas as seguintes variáveis ambientais: temperatura (°C),

profundidade (m), salinidade (psu), pH, turbidez (NTU) e oxigênio dissolvido (mg/L^{-1}) da água. Para tanto, foi utilizada uma sonda multiparâmetro Horiba modelo U-52G e para as medidas de fundo, a água foi coletada com auxílio de uma garrafa de Van Dorn. A profundidade foi mensurada a cada 1 minuto e, posteriormente, utilizou-se o valor médio.

3.3 Análises de dados

Devido aos diferentes objetivos desenvolvidos para cada capítulo da tese, as análises de dados serão descritas separadamente nos seus respectivos capítulos.

Referências

- Afonso, M.G., Schwingel, P.R., Adelir-Alves, J., Spach, H.L., 2022. Análise interanual da assembleia de peixes estuarinos após impacto de construção de obra rodoviária no litoral sul do Brasil. *Arquivos de Ciências do Mar*, 55(2): 82 – 95.
- Albino, J., N.C. Neto, and T.C.A. Oliveira. 2016. The beaches of Espírito Santo. In: *Brazilian beach systems*, eds. A. Short, and A.H.F. Klein, 349-377. Springer, Boca Raton (FL).
- Anderson, M.J., Crist, T.O., Chase, J.M., Vellend, M., Inouye, B.D., Freestone, A.L. et al., 2011. Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, 14, 19–28.
- Andrades, R., H.C. Guabiroba, M.S.C. Hora, R.F. Martins, V.L.A. Rodrigues, C.C. Vilar, T. Giarrizzo, and Joyeux, J.C., 2020. Early evidences of niche shifts in estuarine fishes following one of the world's largest mining dam disasters. *Marine Pollution Bulletin* 154,111073.
- Andrade-Tubino, M.F., Azevedo, M.C.C., Franco, T.P., Araújo, F.G., 2019. How are fish assemblages and feeding guilds organized in different tropical coastal systems? Comparisons among oceanic beaches, bays and coastal lagoons. *Hydrobiologia* 847, 403–419
- Barletta, M., Amaral, C.S., Corrêa, M.F.M., Guebert, F., Dantas, D.V., Lorenzi, L., Saint-Paul, U., 2008. Factors affecting seasonal variations in demersal fish assemblages at an ecocline in a tropical-subtropical estuary. *Journal of Fish Biology*, 73: 1314-1336.

- Barletta, M., and S.J. Blaber. 2007. Comparison of fish assemblages and guilds in tropical habitats of the Embley (Indo-West Pacific) and Caeté (Western Atlantic) estuaries. *Bulletin of Marine Science*, 80: 647–680.
- Barletta, M., Barletta-Bergan, A., Saint-Paul, U., Huboldt, G., 2005. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of Fish Biology* 66, 45-72.
- Barletta, M., Cysneiros, F.J.A., Lima, A.R.A., 2016. Effects of dredging operations on the demersal fish fauna of a South-American tropical-subtropical transition estuary. *Journal of Fish Biology*, 89:890-920.
- Barletta, M., Roger, C.B., Melo, R.C.B., Alan, K., Whitfield, A.K., 2023. Past and present conservation of south American estuaries. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 295, 108542.
- Barton, P.S., Cunningham, S.A., Manning, A.D., et al. 2013. The spatial scaling of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 22, 639–647.
- Barrilli, G.H.C., Tatsumi, S., De Biasi, J.B., Cruz, A.R.S., de Oliveira, T.C.T., Hostim-Silva, M., Hackradt, C.W., Félix-Hackradt, F.C., 2024. Simplified fish larval supply in coastal areas after a dam burst in Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 205, 116615.
- Barroso, G.F., 2004. Development of an evaluation framework for sustainable bivalve aquaculture: a strategic plan approach in Espírito Santo, Brazil. Doctoral Thesis in Geography – University of Victoria, Canada.
- Baselga, A., 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19, 134–143.
- Baselga, A.; Leprieur, F., 2015. Comparing methods to separate components of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 6, 1069–1079.
- Bastos, A.C., V.S. Quaresma, M.B. Marangoni, D.P. D'Agostini, S.N. Bourguignon, P.H. Cetto, A.E. Silva, G.M. Amado-Filho, R.L. Moura, and M. Collins. 2015. Shelf morphology as an indicator of sedimentary regimes: a synthesis from a mixed siliciclastic carbonate shelf on the eastern Brazilian margin. *Journal of South American Earth Sciences* 63,125–136.
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., Courchamp, F., 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letter*, 15, 365-377.

- Benone, N.L., Montag, L.F.A., 2021. Métodos quantitativos para mensurar a diversidade taxonômica em peixes de riachos. *Oecologia Australis*, 25(2):398–414.
- Blowes, S.A., Daskalova, G.N., Dornelas, M., et al., 2022. Local biodiversity change reflects interactions among changing abundance, evenness and richness. *Ecology*, e3820.
- Bonecker, A.C.T., M.S. Castro, C.D. Dias, F. Sá, G.N. Mill, R.D. Ghisolfi, and S.L.C. Bonecker. 2022. Monitoring of ichthyoplanktonic community at the Doce River mouth and adjacent marine region in Southeast Brazil after Fundão dam collapse. *Journal of Sea Research* 189:102284.
- Cadotte, M.W., Tucker, C.M., 2017. Should environmental filtering be abandoned? *Trends in Ecology and Evolution*, 32: 429–37.
- Camara, E.M., Andrade-Tubino, M.F., Franco, T.P., Neves, L.M., Santos, L.N., Araújo, F.G., 2022. Multiscale mechanisms underpin the ecological uniqueness of local fish assemblages in tropical coastal seascapes. *Marine Biology*, 169.
- Camara, E.M., de Andrade-Tubino, M.F., Franco, T.P., Neves, L.M., dos Santos, L.N., dos Santos, A.F.G.N., Araújo, F.G., 2023. Temporal dimensions of taxonomic and functional fish beta diversity: scaling environmental drivers in tropical transitional ecosystems. *Hydrobiologia* 850 (8), 1911–1940.
- Cardoso, O., Pereira A., Oliveira L., Feltrin R., Spach, H., 2023. Environmental factors in the spatial variability of demersal fish in a subtropical estuary and adjacent continental shelf. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 51(1): 117-132.
- Carmo, F.F., L.H.Y. Kamino, R.T. Junior, I.C. Campos, G. Silvino, K.J. Castro, M.L. Mauro, N. Rodrigues, M. Miranda, and C.E.F. Pinto., 2017. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. *Perspective in Ecology and Conservation* 15,145–151.
- Cianciaruso, M.V., Silva, I.A., Batalha, M.A., 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, 9(3): 93-103.
- Cioneck, V.M., Rodrigues-Filho, J.L., Petsch, D.K., Branco, J.O., 2022. Ecological uniqueness and species Contribution to beta diversity differ between fishes and crustaceans' bycatch in subtropical shallow marine ecosystems. *Aquatic Sciences* 84:41.

- Cloern, J.E., Jassby A.D., Schraga, T.S., Nejad, E., Martin, C., 2017. Ecosystem variability along the estuarine salinity gradient: examples from long-term study of San Francisco Bay. *Limnol. Oceanogr.* 62:1-21
- Coelho, A.L.N., 2006. Geomorphologic situation of the Doce river based on the data of the historical series of debit of the hydrometeorology station of Colatina in Espírito Santo – Brazil. *Caminhos de Geografia* 6 (19), 56–79.
- Coimbra, K.T.O., Alcântara, E., Souza-Filho, C.R., 2020. Possible contamination of the Abrolhos reefs by Fundão dam tailings, Brazil-New constraints based on satellite data. *Science of the Total Environment* 733:138101.
- Condini, M.V., Pichler, H.A., Oliveira-Filho, R.R., Cattani, A.P., Andrades, R., Villar, C.C., Joyeux, J.C., Soeth, M., Biasi, J.B., Eggertsen, L., Dias, R., Hackradt, C.W., Félix-Hackradt, F.C., Chiquieri, J., Garcia, A.M., Hostim-Silva, M., 2022. Marine fish assemblages of Eastern Brazil: An update after the world's largest mining disaster and suggestions of functional groups for biomonitoring long-lasting effects. *Science of The Total Environment*, 807, 150987.
- Cupolillo, F., Abreu, M.L., Vianello, R.L. 2022. Climatologia da Bacia do Rio Doce e sua relação com a topografia local. *Revista Geografias* 4:45–60.
- da Silva, V.E.L., de Assis, I.O., Campos-Silva, J.V., Paulino, G.V.B., Fabré, N.N., 2022. Relative importance of habitat mosaics for fish guilds in the northeastern coast of Brazil. *Regional Studies in Marine Sciences*, 50, 102145.
- de Biasi, J.B., Ricardo Marques Dias, R.M., Santos, V.C., Mantellato, A.M.B., A.P.C., Hostim-Silva, M., Hackradt, C.W., Félix-Hackradt, F.C., 2023. The effect of a mining dam failure on the genetic diversity and population resilience of marine fishes along the eastern Brazilian coast. *Regional Studies in Marine Science* 68, 103239.
- de Melo, G.D., Spach, H.L., Adelir-Alves, J., Pinheiro, P.C., Soeth, M., 2024. Length-weight relationship of 104 demersal fish species from the continental shelf of the South Brazilian Bight captured in bottom trawl shrimp nets. *Ocean and Coastal Research*. v72:e24029.
- Díaz, S., Cabido, M., 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem process. *British Journal of Developmental Psychology*, 24(2), 419–427.

- Dornelas, M., Chase, J.M., Gotelli, N.J., Magurran, A.E., McGill, B.J., et al., 2023. Looking back on biodiversity change: lessons for the road ahead. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*, 378:20220199.
- Elliott, M., Whitfield, A.K., Potter, I.C., et al. 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries*, 8, 241–268.
- Favero, J.M., Araújo, I.M.S., Severi, W., 2019. Structure of the fish assemblage and functional guilds in the Estuary of Maracaípe, Northeast Coast of Brazil. *Bol. Inst. Pesca*. 45:1-14.
- Fernandes, G.W., Goulart, F.F., Ranieri, B.D., Coelho, M.S., Dales, K., Boesche, N., Soares-Filho, B., et al., 2016. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. *Natureza & Conservação* 14: 35–45.
- Ferreira, V., Le Loc'h, F., Ménard, F., Frédou, T., Frédou, F.L., 2019. Composition of the fish fauna in a tropical estuary: the ecological guild approach. *Sci. mar.* 83(2):133-42.
- França, S., Cabral, H.N., 2015. Predicting fish species richness in estuaries: Which modelling technique to use? *Environmental Modelling & Software* 66: 17–26.
- Gillanders, B.M., McMillan, M.N., Reis-Santos, P., Baumgartner, L.G., Brown, L.R., Conallin, J., Feyrer, F.V., Henriques, S., James, N.C., Jaureguizar, A.J., Pessanha, A.L.M., Vasconcelos, R.P., Vu, A.V., Walther, B., Wibowo, A., 2022. Climate Change and Fishes in Estuaries, in: Whitfield, A.K., Able, K.W., Blaber, S.J.M., Elliot, M. (Eds.), *Fish and Fisheries in Estuaries: A Global Perspective*, pp. 16–59.
- Gowert, Y., Vollrath, S.R., Vieira, J.P. Garcia, A.M., 2024. Remote and Local Environmental Factors Drive Long-Term Trends of an Estuarine-Dependent Marine Fish in a Subtropical Coastal Lagoon. *Estuaries and Coasts*, 47, 244–257.
- Grimalt, J.O., Ferrer, M., Macpherson, E., 1999. Themine tailing accident in aznalcollar. *Science of the Total Environment*, 242, 3–11.
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R.W.R., 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319: 948e952.

- Harrison, T.D., Whitfield, A.K., 2024. A global functional analysis of fish-estuary associations and selected environmental factors. *Rev. Fish. Biol. Fisheries*. 34, 805–825.
- Hatje, V., Pedreira, R.M.A., De Rezende, C.E., Schettini, C.A.F., De Souza, G.C., Marin, D.C., Hackspacher, P.C., 2017. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. *Scientific Reports*. 7: 1–13.
- Henriques, S., Guilhaumon, F., Villéger, S., et al. 2017. Biogeographical region and environmental conditions drive functional traits of estuarine fish assemblages worldwide. *Fish and Fisheries* 18, 752–771.
- INMET, 2022. Instituto Nacional de Meteorologia - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.
- Laureto, L.M.O., Cianciaruso, M.V., Samia, D.S.M., 2015. Functional diversity: an overview of its history and applicability, *Natureza & Conservação*, 13, 2:112-116.
- Legendre, P., 2014. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 23, e1324–1334.
- Legendre, P., 2019. A temporal beta-diversity index to identify sites that have changed in exceptional ways in space-time surveys. *Ecology and Evolution* 6, 3500–3514.
- Legendre, P., De Cáceres, M., 2013. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters*, 16, 951-963.
- Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R.G., Kay, M.C., Kidwell, S.M., Kirby, M.X., Peterson, C.H., Jackson, J.B., 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, 312: 1806-1809.
- Macedo, M.M., Angelini, R., da Silva, V.E.L., Fabré, N.N., 2021. Trophic structure of coastal meta-ecosystems in the tropical Southwestern Atlantic. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 263, 107654.
- Magurran, A. E., 2021. Measuring biological diversity. *Current Biology*, 31r1174–r1177.

- Magurran, A.E., Dornelas, M., Moyes, F., Henderson, P.A., 2019. Temporal β diversity: a macroecological perspective. *Global Ecology and Biogeography* 28,1949–1960.
- Marta-Almeida, M., Mendes, R., Amorim, F.N., Cirano, M., Dias, J.M., 2016. Fundão Dam collapse: oceanic dispersion of River Doce after the greatest Brazilian environmental accident. *Marine Pollution Bulletin* 112: 359–364.
- Mason, N.W., Lanoiselée, C., Mouillot, D., Irz, P., Argillier, C., 2007. Functional characters combined with null models reveal inconsistency in mechanisms of species turnover in lacustrine fish communities. *Oecologia*, 153, 2:441-452.
- Medeiros, P.R.P., Knoppers, B.A., Cavalcante, G.H., Souza, W.F.L., 2011. Changes in nutrient loads (N, P and Si) in the São Francisco Estuary after the construction of dams. *Braz. Arch. Biol. Technol.* 54 (2), 387–397.
- Molina, A., Duque, G., Cogua, P., 2020. Influences of environmental conditions in the fish assemblage structure of a tropical estuary. *Marine Biodiversity*, 5:2-13.
- Moreno, C.E., Calderón-Patrón, J.M., Martín-Regalado, N.M., Martínez-Falcón, A.P., Ortega-Martínez, I.J., Rios-Díaz, C.L., Rosas, F., 2018. Measuring species Diversity in the tropics: a review of methodological approaches and framework for future studies. *Biotropica*, 6:929-641.
- Mourão, K.R.M., Ferreira, V., Lucena-Frédou, F., 2014. Composition of functional ecological guilds of the fish fauna of the internal sector of the amazon estuary, Pará, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 86(4), 1783–1800.
- Nakamura, G., Vicentin, W., Suárez, Y.R., Duarte, L., 2020. A multifaceted approach to analyzing taxonomic, functional, and phylogenetic β diversity. *Ecology*. 101, e03122.
- Nicolas, D., Lobry, J., Lepage, M., Sautour, B., Le Pape, O., Cabral, H., Uriarte, A., Boët, P., 2010. Fish under influence: A macroecological analysis of relations between fish species richness and environmental gradients among European tidal estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 86: 137-147.
- Ogle, D. H., 2016. *Introductory fisheries analysis with R*. CRC Press.

- Oliveira, K.S.S., Quaresma, V.S., 2017. Temporal variability in the suspended sediment load and streamflow of the Doce River. *Journal of South American Earth Science*, 78:101–115.
- Pasquaudo, S., Vasconcelos, R. P., França, S., Henriques, S., Costa, M. J., & Cabral, H., 2015. Worldwide patterns of fish biodiversity in estuaries: Effect of global vs. local factors. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 154, 122-128.
- Passos, A.C., Contente, R.F., Abbate, P.F.V., Spach, H.L., Vilar, C.C., Joyeux, J.C., Cartagena, B.F.C., Fávaro, L.F., 2013. Analysis of fish assemblages in sectors along a salinity gradient based on species, families and functional groups. *Brazilian Journal of Oceanography*, 61, 251-264.
- Pinna, M., Zangaro, F., Saccomanno, B., Scalone, C., Bozzeda, F., Fanini, L. et al., 2023. An overview of ecological indicators of fish to evaluate the anthropogenic pressures in aquatic ecosystems: from traditional to innovative DNA-based approaches. *Water*, 5, 949.
- Pires, A.P.F., Rezende, C.L., Assad, E.D., Loyola, R., Scarano, F.R., 2017. Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. *Perspectives in Ecology and Conservation* 15: 187–193.
- Podani, J., Schmera, D., 2011. A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence–absence data. *Oikos*, 120, 1625–1638.
- Potter, I.C., Tweedley, J.R., Elliott, M., Whitfield, A.K., 2015. The ways in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach. *Fish and Fisheries* 2: 230-239.
- Raimonet, M., Cloern, J.E., 2016. Estuary-Ocean connectivity: fast physics, slow biology. *Glob. Chang. Biol.* 23:2345-2357
- Ricklefs, R., Releya, R., 2013. *Ecology: The Economy of Nature*. W.H. Freeman, New York. 656 pp.
- Rodrigues, V.L.A., Guabiroba, H.C., Vilar, C.C., Andrades, R., Villela, A., Hostim-Silva, Joyeux, J.C., 2022. Fish biodiversity of a tropical estuary under severe anthropic pressure (Doce River, Brazil). *Neotropical Ichthyology* 3,1-15.
- Schetini, C.A.F., Hatje, V., 2020. The suspended sediment and metals load from the Mariana's tailing dam failure to the Coastal Sea. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 16 (5), 661–668.

- Sheaves, M., 2016. Simple processes drive unpredictable differences in estuarine fish assemblages: Baselines for understanding site-specific ecological and anthropogenic impacts. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 170: 61-69.
- Silva, M.A.B., Bernini, E., Carmo, T.M.S., 2005. Características estruturais de bosques de mangue do estuário do rio São Mateus, ES, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19: 465-471.
- Soares, N.L.G., Chaves, F.O., Estrada, G.C.D., Cavalcanti, V.F., Portugal, A.M.M., Barbosa, B., 2008. Caracterização das florestas de mangue do complexo estuarino de Caravelas (Bahia-Brasil). *Boletim Técnico-científico do CEPENE* 5: 23-41.
- Socolar, J.B, Gilroy, J.J, Kunin W,E., Edwards, D.P., 2016. How should beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends in Ecology and Evolution* 31:67–80.
- Spalding, M.D., Fox, H.E., Allen, G.R., Davidsson, N., Ferdaña, Z.A., Finlayson, M., Halpern, B.S., Jorge, M.A., Lombana, A., Lourie, S.A., Martin, K.D., McManus, E., Molnar, J., Recchia, C.A., Robertson, J., 2007. Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience* 57 (7), 573–583.
- Teresa, F.B., Rodrigues-Filho, C.A.S., Leitão, R.P., 2021. Diversidade funcional de comunidades de peixes de riacho. *Oecologia Australis*, 25:415–32.
- Tognella M.M.P., Leopoldo, R.V.S., Oliveira, C.P., Pascoalini, S.S., Silva, E.D., 2020. Diversidade estrutural das florestas de mangue da costa central e norte do Espírito Santo: contribuições para entendimento de funções ecossistêmicas. *Enciclopédia Biosfera* 17: 178–193.
- Tognella, M.M.P., Falqueto, A.R., Espinoza, H.D.C.F., Gontijo, I., Gontijo, A.B.P.L., Albino, J., et al., 2021. Mangroves as traps for environmental damage to metals: The case study of the Fundão Dam. *Science of the Total Environment* 4: 150452.
- Vale, C.C.; Ross J.L.S., 2011. As transformações morfológicas e fitogeográficas do estuário do rio São Mateus, litoral norte do estado do Espírito Santo, entre 1970 e 2008. *Revista do Departamento de Geografia – USP*, 21, 03-23.
- Tuomisto, H., 2010. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone away. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography*, 33, 2–22.

- Vasconcelos, R.P., Henriques, S., França, S., Pasquaud, S., Cardoso, I., Laborde, M., Cabral, H.N., 2015. Global patterns and predictors of fish species richness in estuaries. *Journal of Animal Ecology*, 84, 1331–1341.
- Vergès, L.H.M.C., Contente, R.F., Marion, C., del Castillo, C.P.C., Spach, H.L., André Pereira Cattani, A.P., Fávaro, L.F., 2022. Relationship between fish assemblage structure and predictors related to estuarine productivity in shallow habitats of a Neotropical estuary. *Neotropical Ichthyology*, 20(4):e220006.
- Vilar, C.C., Andrades, R., Guabiroba, H.C., Oliveira-Filho, R.R, Condini, M.V., Hostim-Silva, M., Joyeux, J.C., 2023. Impact of mining pollution on coastal ecosystems: is fish body condition a reliable indicator? *Marine Environmental Research* 190, 106070.
- Vilar, C.C., Andrades, R., Szablak, FT., Guabiroba, H.C., Pichler, H.A., Bastos, K.V., de Lima, L.R.S., Bastos, P.G.P., Martins, R.F., Rodrigues, V.L.A., Hostim-Silva, M., Joyeux, J.C., 2022. Variability in nearshore fish biodiversity indicators after a mining disaster in eastern Brazil. *Marine Environmental Research* 175,105565.
- Villegger, S., Brosse, S., Mouchet, M., Mouillot, D., Vanni, M.J., 2017. Functional ecology of fish: Current approaches and future challenges. *Aquatic Science*, 2017, 79, 783–801.
- Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E., 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116:882–892.
- Whitfield, A.K., 2020. Fish species in estuaries – from partial association to complete dependency. *Journal of Fish Biology*, 4:1–3.
- Whitfield, A.K., 2021. Estuaries – how challenging are these constantly changing aquatic environments for associated fish species? *Environ. Biol. Fish.* 104, 517–528.
- Whitfield, A.K., Able, K.W., Barletta, M., Blaber, S.J., Harrison, T.D., 2023. Life-history guilds of fishes associated with estuaries: opportunism versus dependency. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 108456.
- Whitfield, A.K., Able, K.W., Blaber, S.J., Elliott, M., Franco, A., Harrison, T.D., Potter, I. C., Tweedley, J.R., 2022. Fish assemblages and functional groups, in: Whitfield, A.K., Able, K.W., Blaber, S.J.M., Elliot, M. (Eds.), *Fish and Fisheries in Estuaries: A Global Perspective*, pp. 16–59.

Whittaker, R.H., 1960. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecol. Monogr.*, 30, 279–338.

**Environmental correlates of fish assemblage along the Brazilian coastline
affected by the world's largest mining disaster ¹**

¹ Artigo submetido no periódico *Estuaries and Coasts*.
(Fator de impacto: 2.7 / Qualis-CAPES A2).

Environmental correlates of fish assemblage along the Brazilian coastline affected by the world's largest mining disaster

Rafael L. Oliveira^{1,2}, Mario V. Condini^{1,3*}, Ronaldo R. Oliveira-Filho¹, Helen A. Pichler¹, André P. Cattani⁴, Ryan Andrades⁵, Ciro C. Vilar⁵, Ana C. Martins⁶, Valéria M. Lemos⁶, Alexandre M. Garcia⁶, Henry L. Spach⁴, Jean-Christophe Joyeux⁵, Mauricio Hostim-Silva^{1,2,3}

¹ Laboratório de Ecologia de Peixes Marinhos (LEPMAR), Departamento de Ciências Agrárias e Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo, BR-101, km 60 - Litorâneo, CEP: 29932-540, São Mateus - ES, Brazil

² Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Animal - PPGBAN), Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brazil

³ Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental (PPGOAM), Universidade Federal do Espírito Santo, Av. Fernando Ferrari, 514, Goiabeiras, CEP: 29055-460, Vitória, ES, Brazil.

⁴ Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, Av. Beira-mar s/n, CEP: 83255-000, Pontal do Paraná, PR, Brazil

⁵ Laboratório de Ictiologia, Departamento de Oceanografia e Ecologia, Universidade Federal do Espírito Santo, Av. Fernando Ferrari, 514, Goiabeiras, CEP: 29055-460, Vitória, ES, Brazil

⁶ Laboratório de Ictiologia, Instituto de Oceanografia, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, RS, Brazil

***Corresponding author:** mvcondini@gmail.com

Abstract

Fish assemblages are impacted by a range of environmental factors at different spatial and temporal scales. In this study, we employed Generalized linear mixed models (GLMMs) to assess the influence of environmental variables on the species richness and density of fish assemblages along the southeastern coast of Brazil. Fishes were sampled monthly for 12 consecutive months using a small-meshed bottom trawl in four estuarine-coastal systems. We hypothesized that environmental parameters will be most correlated with species richness and density variations in those systems with similar geomorphology and hydrographic characteristics. A total of 52,840 individuals, distributed among 193 species belonging to 61 families, were caught along all estuarine-coastal systems. Overall, the most evident environmental variations between sampled sites were related to changes in salinity along estuarine zones, temperature in the marine area, and turbidity in both systems. As expected, GLMM results indicated that environmental predictors were correlated to species richness and density in different ways depending on the estuarine-coastal system. This study represents the first attempt to describe and compiling baseline information on the correlates of environmental variables on fish assemblage along four estuaries-coastal systems after the world's largest mining disaster that occur along the southeastern Brazilian coast. These findings could greatly assist in the comprehension of the species-environment relationship throughout an area that has been severely impacted and reinforce the need of maintaining continuous and standardized long-term monitoring.

Keywords: Doce river; estuaries; mining disaster; GLMM; ichthyofauna; species richness; density.

1. Introduction

Estuarine and coastal environments are among the most biologically productive and valuable ecosystems (Constanza et al. 1997; Lotze et al. 2006). As naturally stressed environments, estuaries suffer direct influence from climatic variations in continental and adjacent coastal areas, generating a wide variation in their physicochemical water parameters and ecological characteristics at different spatial and temporal scales (Elliot and Quintino 2007; Raimonet and Cloern 2016; Whitfield 2021). These marked variations in environmental parameters in estuarine zones drive fish distribution patterns and assemblage composition due to the complex interactions between hydrological, oceanographic, and anthropogenic characteristics (Elliott et al. 2007; Elliot and Whitfield 2011; Potter et al. 2015). On the other hand, despite its apparent greater stability, continental shelf areas adjacent to estuarine environments also show some degree of variation in their environmental parameters and, consequently, in their associated fauna (Santos et al. 2020; Vilar et al. 2022; Cardoso et al. 2023).

Across coastal ecosystems, the ichthyofauna represents one of the most diverse groups, consisting of marine, freshwater, and brackish species with different degrees of dependence and interactions with these ecosystems and their predominant environmental conditions throughout their life cycle stages (Elliott et al. 2007; Potter et al. 2015; Whitfield 2020). Nevertheless, coastal ecosystems have experienced substantial anthropogenic impacts that potentially can change environmental conditions (Kennish 2002; Lotze et al. 2006; Sheaves 2016), and fish assemblages are impacted by a range of environmental factor that drive its distribution pattern and diversity (Potter et al. 2015; Lima et al. 2020; Camara et al. 2022; Vilar et al. 2022). In this context, investigates the influences of environmental fluctuations on ecological community descriptors represents an essential step to understanding possible changes over space and time (Sosa-Lopez and Mouillot 2007; Bellard et al. 2012). However, predicting how environmental and biological factors and their possible interactions determine assemblage composition and their patterns of distribution in space and time along estuaries and adjacent coastal areas remains a difficult task as estuary-

continental shelf interaction processes may be complex and different across different scales (Maes et al. 2004).

In November 2015, the Fundão dam collapse released more than 50 million m³ of iron ore tailings in the Doce river basin (in Southeastern Brazil) and has been considered the world's largest mining disaster (Carmo et al. 2017; Hatje et al. 2017). The tailings traveled to the Doce river and reached the Atlantic Ocean two weeks later (Marta-Almeida et al. 2016; Carmo et al. 2017; Coimbra et al. 2020) and the Abrolhos bank (the largest and richest coral reef system in the South Atlantic Ocean) seven months after the disaster (Francini-Filho et al. 2019; Coimbra et al. 2020). However, the effects are not limited to the immediate mining disaster, as observed in fish and other components of the biota (Fernandes et al. 2016; Carmo et al. 2017), but are expected to persist for many years, which highlight the need for continuous monitoring, including fish assemblages (Hatje et al. 2017). Although three years after the Fundão collapse a monitoring program has initiated in the Doce river and other estuarine and coastal areas indirectly impacted, the lack of baseline data and previous studies describing the ichthyofauna, mainly in the Doce river, makes it difficult to correlate the effects of this huge mining disaster (Condini et al. 2022; Vilar et al. 2022).

In order to improve our ability to predict and understanding the influence of environmental factors on fish assemblages in the coastal zone affected by the world's largest mining disaster, we assessed the influence of environmental variables on the species richness and density of fish assemblages along the southeastern coast of Brazil. We addressed the following questions: (1) How do fish assemblages and environmental variables differ across estuarine-coastal systems and (2) which environmental variables are correlated to fish richness and density variation? We hypothesized that, as some of these systems differ considerably in their geomorphology and hydrographic characteristics, environmental parameters will be most correlated with species richness and density variations at more similar systems. Thus, it is expected that: 1) Environmental effects will be similar in Caravelas and Piraquê-Açu, due to their similar connectivity with marine adjacent areas through exchange via freshwater runoff and saline water intrusion; and 2) Doce river will exhibit most evident correlates with environmental parameters that are most related to environmental

variability in the estuarine areas, mainly due to their geomorphology characteristics, which tend to limit saline water intrusion into estuarine areas.

2. Materials and methods

2.1. Study area and sample design

This study was conducted throughout the coast of Espírito Santo and south of Bahia on the southeastern Brazilian coast (Fig. 1). The study areas are situated within the “Eastern Marine Brazilian Ecoregion” in the Tropical Southwestern Atlantic province (Spalding et al. 2007). Sampling was carried out in the following estuaries and adjacent coastal areas: Doce river (DR; 19°39' S, 39°48' W - area directly impacted by ore tailings), Piraquê-Açu (PA; 19°57' S, 40°08' W), São Mateus (SM; 18°36' S, 39°42' W), and Caravelas (CA; 17°45' S, 39°10' W) (Fig. 1). At each location, fishes were sampled at two sites within the estuarine areas, positioned 2 km and 4 km away from the estuary mouth, and at four sites separated by approximately 2 km on the adjacent coastal areas (Fig. 1).

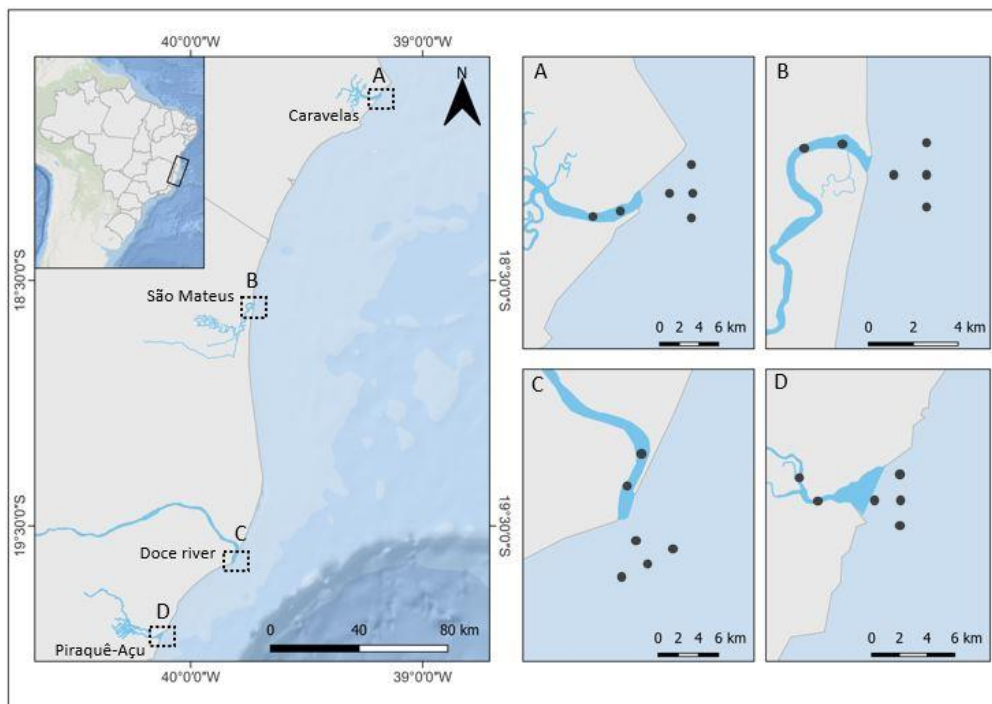


Figure 1. Geographic location of the four Brazilian estuarine-coastal systems. From south to north: Piraquê-Açu, Doce river, São Mateus, and Caravelas.

The Doce river basin extends for 853 km and comprises a drainage area of approximately 84,000 km², which has been subject to multiple impacts (e.g., human occupation, erosion, and sedimentation) (Cupolillo et al. 2022; Fellipe et al. 2016; Pires et al. 2017). The freshwater input contribution in the region varies between seasons (median = 965 m³/s in the rainy season × 368 m³/s in the dry season) and the area is characterized by the occurrence of freshwater vegetation (Bernini et al. 2010). The Doce river is characterized mainly by the absence or very low influence of marine water in its estuarine region, whose salinities approach zero and water levels are controlled mainly by variations in semidiurnal tides (Oliveira and Quaresma 2017; Schentini and Hatje 2020). Its shelf morphology (approximately 50 km wide) is characterized by different contribution levels from sedimentary processes with terrigenous mud and sand deposits along the inner shelf immediately after the estuary mouth (Bastos et al. 2015).

The Piraquê-Açu estuary extends for 50 km with mangrove forests that occupy an area of approximately 12.3 km², mainly consisting of *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, and *Avicennia schaueriana* (Barroso 2004; Servino et al. 2018; Tognella et al. 2021). The estuary has a microtidal regime and semidiurnal tides, and two rivers (Piraquê-Mirim and Piraquê-Açu) contribute to the freshwater discharge into the estuarine zone. The Piraquê-Açu discharge is the main driver influencing water physicochemical parameters in the estuary, in which freshwater and marine water exchange prevails (Barroso 2004; Bernini et al. 2010).

The São Mateus river estuary is predominantly formed by areas of mangroves that comprise an area of 11 km², with banks, sedimentation islands, and floodplains, which are occupied by natural marsh vegetation (Silva et al. 2005). The estuary has a microtidal regime with semidiurnal tides, and its climate is classified as humid tropical (Albino et al. 2016). Its mangrove areas are mainly composed of *R. mangle* and *L. racemosa*, with higher prevalence of *A. schaueriana* seaward (Tognella et al. 2020; Tognella et al. 2021). The physiognomy of these mangroves has been altered by natural and anthropogenic stressors, whose main agents include erosion, silting, deforestation, invasion by stilts, and urbanization (Silva et al. 2005).

Finally, the Caravelas estuarine complex has a 66 km² area and behaves as a typical tidal channel with a predominance of coastal water and tides ranging up to 2 m (Soares et al. 2008). This area has an important mangrove forest along the estuarine channel, with *R. mangle* and *A. schaueriana* dominating areas with high salinity ranges (Soares et al. 2008; Tognella et al. 2021). The continental shelf across this region is marked by the presence of volcanic islands, deep channels, and biogenic structures, such as calcareous algae and coral reefs (Pereira et al. 2010; Schettini and Miranda 2010). Moreover, the region hosts the Abrolhos bank, the largest and richest coral reef system in the South Atlantic Ocean (Ferreira and Maida 2006; Francini-Filho et al. 2019).

2.2 Sampling and processing

Sampling was conducted monthly from October 2018 to September 2019, covering the local rainy (October to March) and dry (April to September) seasons. After each fish sampling, salinity, temperature (°C), pH, dissolved oxygen (mg L⁻¹), and turbidity (NTU) were measured using a Horiba U-52G multiparameter water quality portable meter, and depth (m) was recorded with an echosounder. At each location (in six sites, as described above), three standardized hauls were performed with a wing trawl net (10.25 m of ground rope and 8.37 m of head rope, with a 13 and 5-mm stretched mesh in its body and cod-end, respectively). The net was kept open by two rectangular otter boards (0.70 × 0.42 m and weighing 10 kg each), and trawling occurred at a constant speed of 1.0–2.7 knots (mean = 1.64 knot) for five minutes. Finally, the swept area was calculated according to Barletta et al. (2005).

After each sampling, fish specimens were stored in properly identified plastic bags, placed on ice, and transported to a laboratory in which they were frozen until processing. Then, the individuals were identified to species level, with scientific names following Eschmeyer's Catalog of Fishes (Fricke et al. 2022), counted, measured (total length, TL) to 0.1 cm of precision and weighted (total weight, TW) with 0.01 g to precision.

2.3 Data analysis

2.3.1 Fish assemblages composition and environmental variables

Species dominance patterns along all sampled localities were evaluated based on their frequency of occurrence (%FO) and percent abundance (%N). Species that showed 'High abundance' had $\%N > \text{average } \%N$, whereas those classified as 'low abundance,' $\%N < \text{average } \%N$. In terms of %FO, species were classified as "frequent" when $\%FO > \text{average } \%FO$ and 'rare' when $\%FO < \text{average } \%FO$ (see Garcia et al. 2004, 2006; Conдини et al. 2022). These combinations were used to establish the relative importance (SRI) of each fish species at each locality as follows: SRI-1 — low abundance and rare ($\%N < \text{average } \%N$, $\%FO < \text{average } \%FO$); SRI-2 — low abundance and frequent ($\%N < \text{average } \%N$, $\%FO > \text{average } \%FO$); SRI-3 — high abundance and rare ($\%N > \text{average } \%N$, $\%FO < \text{average } \%FO$), and SRI-4 — high abundance and frequent ($\%N > \text{average } \%N$, $\%FO > \text{average } \%FO$).

Data from four of the six sample sites at each estuarine-coastal system were used to characterize the environmental variables, two outer sites were excluded due to the absence of statistical differences between them and the outmost central sites, thus avoiding overestimation of the environmental variables collected at the greatest depth. This resulted in a sampling design with two sites within estuarine areas and two in their adjacent coastal area along each system. Then, potential statistical differences between estuarine-coastal systems and environmental variables (salinity, temperature, pH, dissolved oxygen, turbidity, and depth) were tested using the nonparametric Kruskal-Wallis analysis of variance and the pairwise Dunn test, using the "pgirmess" package (Giraudoux et al. 2018).

2.3.2 Response and predictor environmental variables

Each haul corresponds to a sample in our analyses. After evaluating fish assemblage composition, the following response variables were defined: (1) rarefied species richness, calculated from a standardized number of individuals (based on 10 individuals by haul to avoid comparison biases due to differences in abundance between samples) (Gotelli and Colwell 2001) and (2) fish species

density, expressed as the total number of collected individuals in each haul divided by the product of the swept area and seine size (m^2) and used as response variables to our modelling. The variation in each response variable between systems was evaluated by one-way ANOVA. When significant differences were observed, the Tukey's multiple comparisons of means test was applied to indicate which pairs of localities were statistically different.

Finally, generalized linear mixed models (GLMMs) were used to investigate relationships between environmental variables and fish species richness and density. These models represent extensions of generalized linear models (GLM), enabling us to handle non-normal data (considering different family distributions for the response variable) and to simultaneously combine linear mixed-model properties (Bolker et al. 2008; Dunn and Smyth 2018; Harrison et al. 2018).

Before model fitting, data were explored to find any potential problems in our dataset (Zuur et al. 2010, 2016). Subsequently, models were separately built for each estuarine-coastal system and for both response variables (rarefied species richness and fish species density). GLMMs were fitted with a gamma distribution and the log link function using the "glmer" function from the "lme4" package (Bates et al. 2015; Guisan et al. 2002; Bolker, et al. 2008; Dunn and Smyth 2018). The following set of continuous predictor variables were standardized and included in the models of each estuarine-coastal system: salinity, temperature, pH, dissolved oxygen, turbidity, and depth. The categorical variables "habitat" (with two levels – estuary and coast) was also included. The random structure of our GLMM analyses was built by adding the categorical variable "month" to account for temporal variability and sample non-independence.

Multicollinearity between continuous environmental variables was evaluated using the "check_collinearity" function from the "performance" package and the variation inflator factor (VIF) (Zuur et al. 2010; James et al. 2013; Lüdecke et al. 2021) with estimated VIFs <5 . Once no collinearity problem was detected, full models (i.e., models comprising all the fixed and random terms) were built for each response variable at each estuarine-coastal system.

2.3.3 Model validation and selection

An automatized model selection was conducted from the full model using the “dredge” function from the “MuMIn” package (Bartón 2018). Subsequently, five models were selected from all combinations of predictor variables and ranked by the lowest Akaike information criterion (AIC) values, related delta (ΔAIC), and Akaike weight (Burnham and Anderson 2002). Finally, Pearson’s residual diagnostics were plotted against fitted values to evaluate the goodness-of-fit of each model and the marginal (R^2_m) and conditional (R^2_c) coefficient of determination (pseudo- R^2 for GLMMs) was estimated using the “r2_nakagawa” function from the “performance” package (Nakagawa and Schielzeth 2013; Nakagawa et al. 2017). All statistical analyses were carried out in the R environment (R Core Team 2022) with a significance level of 0.05.

3 Results

3.1 Environmental variables

All environmental variables showed statistically significant differences across locations ($p < 0.001$, Fig. 2). The Doce river distinguished itself from other estuarine-coastal systems by the lower mean salinity values along the estuarine areas (0.17 ± 0.40 , Supplementary Table S1). In contrast, Piraquê-Açu showed higher mean salinity values in both estuarine and coastal areas (31.13 ± 1.82 , 33.12 ± 0.65 , respectively), with low freshwater influence (minimum salinity of 23.2). The southernmost localities (Doce river and Piraquê-Açu) had significantly lower water temperatures and pH than the northernmost localities (São Mateus and Caravelas) (Fig. 2b, c; Supplementary Table S1). Finally, Piraquê-Açu had the lowest mean values for dissolved oxygen (5.82 ± 1.19) and turbidity (9.92 ± 7.82) in estuarine areas and highest depth (9.8 m) (Fig. 2, Supplementary Table S1). Note that Caravelas showed a lower mean depth in its coastal area than in its estuary (Supplementary Table S1)

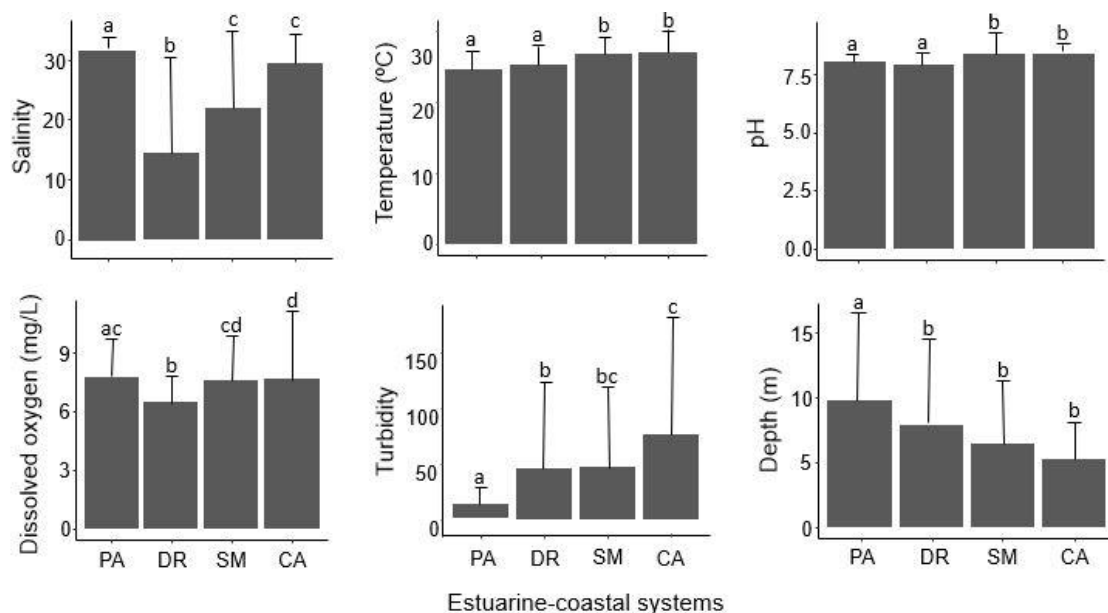


Figure 2. Means and standard error of means ($\pm$ SE) of the environmental variables in the four sampled estuarine-coastal systems: PA = Piraquê-Açu; DR = Doce river; SM = São Mateus; and CA = Caravelas.

3.2 Fish assemblage composition

We caught 192 species belonging to 58 families, along the chosen estuarine-coastal systems (Supplementary Table S2). Piraquê-Açu and Doce river showed the highest abundance of fish (10,756 and 10,211 individuals, respectively). Species richness ranged between 114 to 154 species at Caravelas and Piraquê-Açu, respectively (Supplementary Table S2). Among the 192 sampled fish species, 38 were classified as “high abundance and frequent” (SRI = 4; Table 1) in at least one estuarine-coastal system and seven species (*Anchoa filifera*, *Chirocentron bleekermanus*, *Isopisthus parvipinnis*, *Pellona harroweri*, *Paralonchurus brasiliensis*, *Stellifer brasiliensis*, and *S. rastrifer*) as SRI 4 in all systems (Table 1).

Table 1. Total abundance of fish species classified as high abundance and frequent (SRI = 4) at the four sampled locations.

Family	Species	Piraquê-Açu	Doce River	São Mateus	Caravelas
Achiridae	<i>Achirus lineatus</i>	355		442	
	<i>Trinectes microphthalmus</i>		234	134	148
	<i>Trinectes paulistanus</i>		173		
Ariidae	<i>Aspistor luniscutis</i>				233
	<i>Cathorops spixii</i>		483	232	
	<i>Bagre bagre</i>				87
	<i>Genidens barbatus</i>		858		
Cynoglossidae	<i>Genidens genidens</i>		2,769		
	<i>Symphurus plagusia</i>		291		87
	<i>Symphurus tessellatus</i>	256		119	196
Engraulidae	<i>Anchoa filifera</i>	174	1,112	178	182
	<i>Anchoa januaria</i>	461			
	<i>Anchoviella lepidentostole</i>			214	319
	<i>Anchoa spinifer</i>				515
	<i>Larimus breviceps</i>	435		275	157
	<i>Lycengraulis grossidens</i>			312	329
	<i>Diapterus auratus</i>	188			
Gerreidae	<i>Diapterus rhombeus</i>			86	118
	<i>Eucinostomus argenteus</i>	1,509			
Haemulidae	<i>Conodon nobilis</i>			138	159
	<i>Genyatremus luteus</i>				164
	<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>			121	132
Polynemidae	<i>Polydactylus virginicus</i>				316
Pristigasteridae	<i>Chirocentron bleekermanus</i>	2,455	3,201	1,294	284
	<i>Odontognathus mucronatus</i>	501		523	533
	<i>Pellona harroweri</i>	952	664	835	581
Sciaenidae	<i>Bairdiella ronchus</i>	454			
	<i>Ctenosciaena gracilicirrus</i>	771	1,229		
	<i>Cynoscion jamaicensis</i>				89
	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	294	335	597	1,01
	<i>Macrodon ancylodon</i>			257	176
	<i>Menticirrus americanus</i>				107
	<i>Paralichthys brasiliensis</i>	206	1,027	187	257
	<i>Stellifer brasiliensis</i>	2,598	2,66	582	603
	<i>Stellifer rastrifer</i>	2,258	518	306	655
	<i>Stellifer stellifer</i>	414		168	362
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>	189			
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides testudineus</i>			97	

Dominant species also accounted for the highest abundances across the four estuarine-coastal systems. However, despite only showing predominance in the Doce river, the catfish *Genidens genidens* showed the fifth highest overall abundance of all collected species (Table 1). Caravelas had the greatest number of dominant species (n=26), followed by São Mateus (n=21), Piraquê-Açu (n=18), and the Doce river (n=14) (Table 1). The Sciaenidae family was the most representative (21 species – Table 1) of all estuarine-coastal systems since we concurrently found more than 60% of species in the four study areas. Caravelas showed nine dominant Sciaenidae species, followed by São Mateus, with seven species (Table 1).

3.3 Fish assemblages and environmental correlates

Both rarefied species richness ($F=8.641$, $p\text{-value} < 0.001$ - Fig. 3a) and density ($F=4.902$, $p\text{-value}=0.002$ - Fig. 3b) showed significant differences across estuarine-coastal system. The relation between rarefied species richness and density showed an inverse pattern, i.e., the higher the rarefied species richness in a system, the lower the density, as per the Doce river system, which showed lower rarefied species richness and higher density (Fig. 3) and an inverse pattern to that in the Caravelas system (higher rarefied species richness and lower density; Fig. 3).

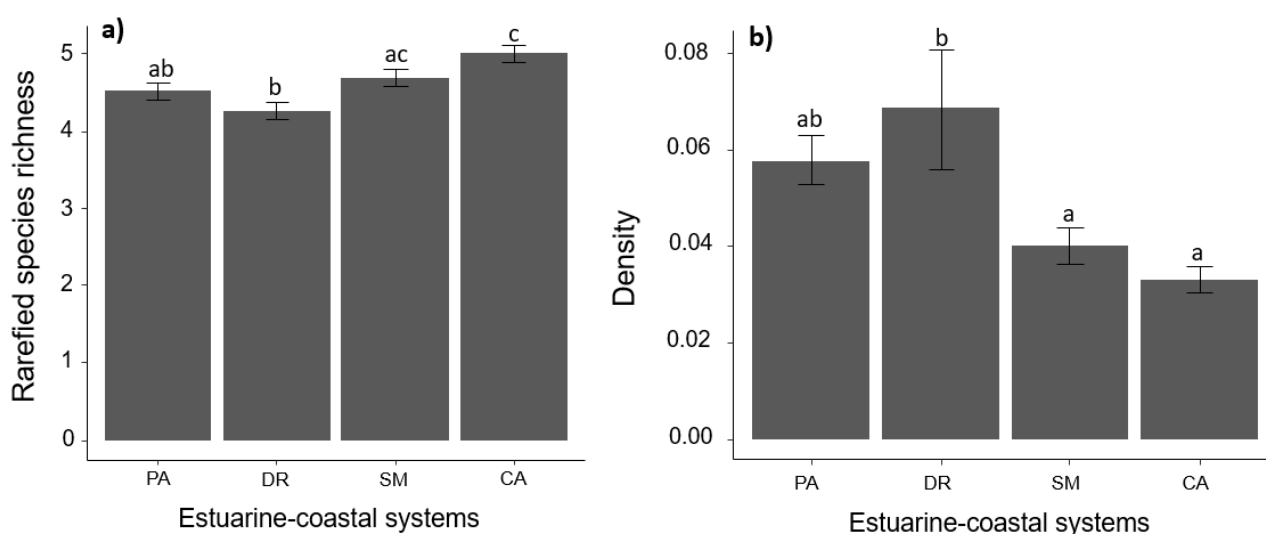


Figure 3. Variation of (a) rarefied species richness and (b) fish species density along all sampled estuarine-coastal systems. Means and standard error of means are shown. Localities: PA = Piraquê-Açu; DR = Doce river; SM = São Mateus; and CA = Caravelas. Results from Tukey's pairwise comparisons are indicated with letters for each locality.

We chose five GLMMs to evaluate the influence of predictor environmental variables on rarefied fish species richness (Supplementary Table S3) and fish density (Supplementary Table S4) for each estuarine-coastal system. However, out of the five models, we only show the results for the models with the smallest AIC (Table 2 and Table 3).

Table 2. Analysis of deviance table for the final generalized linear mixed models (GLMM) on the effects predictors on the rarefied species richness after model selection procedure. The final model was selected from smallest value of Akaike's Information Criteria (AIC). Df= degree of freedom. Slope= slope of continuous variables. (+) positive and (-) negative slope. Signif. codes: 0 '***' ;0.001 '**'; 0.01 '*'; 0.05 '.'.

Locality	Introduced variables	Chisq	Df	P(>Chisq)	Slope
Piraquê-Açu	Depth	28.671	1	0.090	+
	Dissolved oxygen	59.239	1	*	+
	Habitat	48.066	1	*	
	Turbidity	72.970	1	**	+
Doce river	Depth	21.318	1	0.144	-
	Salinity	95.177	1	**	+
	Turbidity	156.753	1	***	+
São Mateus	pH	20.383	1	0.153	+
Caravelas	Depth	33.150	1	0.069	-
	Habitat	46.647	1	*	
	Temperature	36.684	1	0.055	-
	Turbidity	27.960	1	0.094	+

The GLMM fitted for both response variables across estuarine-coastal systems retained different environmental predictors. Regarding rarefied species richness (Table 2), depth and turbidity remained in all final models for each locality, except São Mateus ($R^2_m = 0.04$; $R^2_c = 0.10$), in which pH was the only

variable included in the final model but showed no significant effect. There was a positive and significant effect of turbidity ($p < 0.001$) at Doce river ($R^2_m = 0.19$; $R^2_c = 0.28$) and Piraquê-Açu ($R^2_m = 0.10$; $R^2_c = 0.12$) (Fig. 4). Salinity and dissolved oxygen predictors showed a significant and positive effect at Doce river and Piraquê-Açu, respectively (Fig. 4). Moreover, the final model for Caravelas ($R^2_m = 0.18$; $R^2_c = 0.23$) and Piraquê-Açu included the categorical predictor “habitat” (two levels: estuary and coast) (Table 2), indicating a significant spatial effect on rarefied species richness along the estuarine-coastal system.

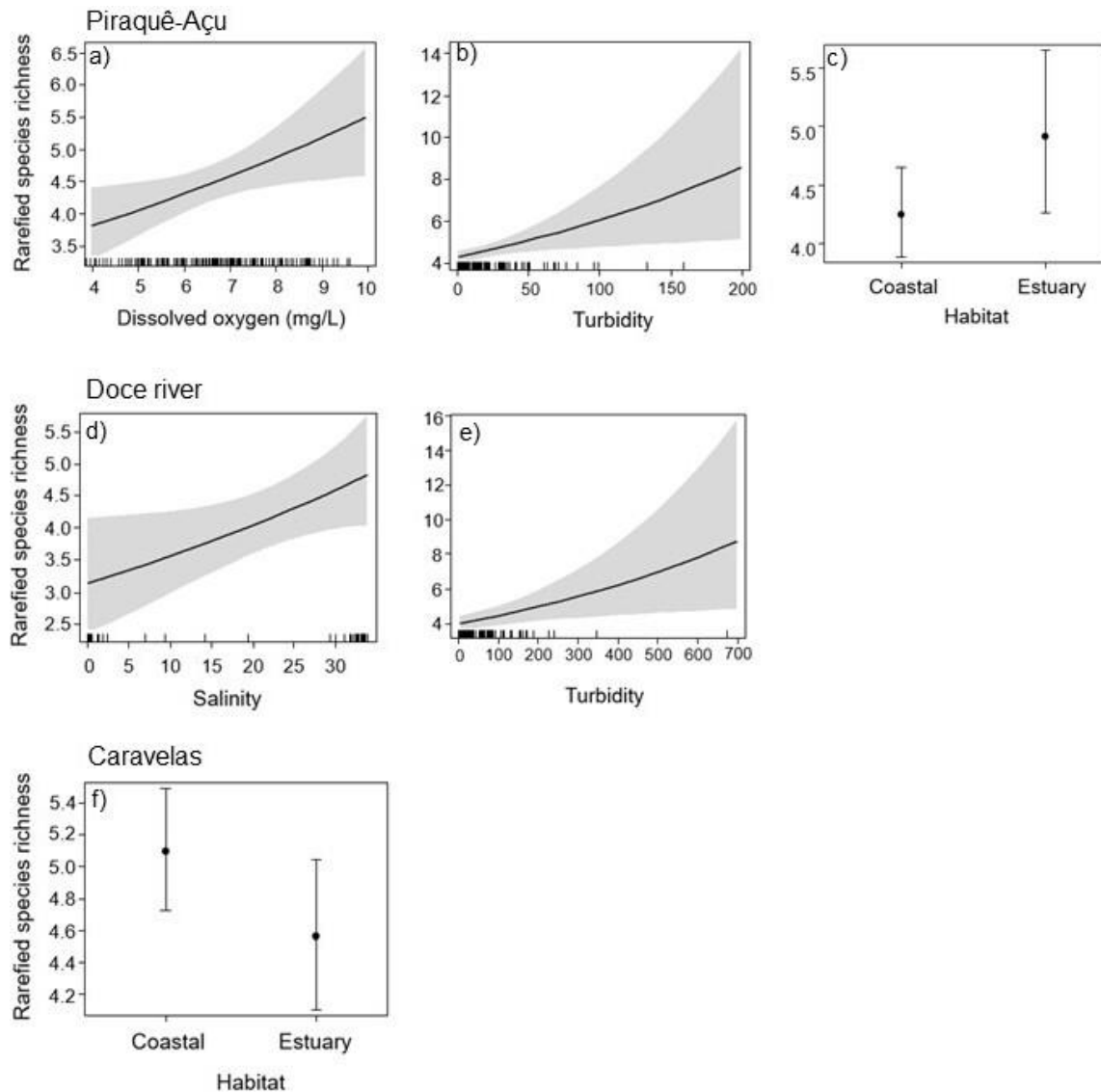


Figure 4. Relationships between the response variable rarefied species richness and predictor variables across all estuarine-coastal systems. Gray bands refer to 95% confidence intervals and the rug plot at the bottom of the graph shows the

observed predictor variable values. Only statistically significant variables (according to Table 4) are shown.

Regarding species density, the final models built for each estuarine-coastal system usually included most predictor variables (Table 3). Depth was the only significant variable ($p < 0.05$) included in the final model for all estuarine-coastal system, whereas dissolved oxygen, salinity, and habitat remained in at least three systems. Depth showed a negative and significant correlation across systems, except for the Doce river ($R^2_m = 0.05$; $R^2_c = 0.33$) (Fig. 5b, e, h, n), in which depth was significantly and positively correlated with variation in species density. Variation in species density at São Mateus was negatively correlated ($R^2_m = 0.22$; $R^2_c = 0.35$) with all predictor variables, except for turbidity, which was not statistically significant (Table 3).

Table 3. Analysis of deviance table for the final generalized linear mixed models (GLMM) on the effects predictors on the fish species' density after model selection procedure. The final model was selected from smallest value of Akaike's Information Criteria (AIC). Df= degree of freedom. Slope= slope of continuous variables. (+) positive and (-) negative slope. Signif. codes: 0 '***' ;0.001 '**'; 0.01 '*' 0.05.

Locality	Introduced variables	Chisq	Df	P(>Chisq)	Slope
Piraquê-Açu	Depth	93.256	1	**	-
	Dissolved oxygen	137.854	1	***	-
	Habitat	315.051	1	***	-
	Salinity	98.136	1	**	-
	Turbidity	55.016	1	*	-
Doce river	Depth	6279.4	1	***	+
	Dissolved oxygen	1174.6	1	***	-
	pH	1206.6	1	***	+
	Salinity	4480.4	1	***	-
São Mateus	Depth	41.591	1	*	-
	Dissolved oxygen	260.554	1	***	-
	Habitat	138.670	1	***	-
	Salinity	89.043	1	**	-
	Temperature	38.365	1	*	-
	Turbidity	30.049	1	0.083	+
Caravelas	Depth	61.758	1	*	-
	Dissolved oxygen	35.295	1	0.06	+

Habitat	23.894	1	0.122	
pH	80.248	1	**	-
Temperature	27.190	1	0.099	-

All predictor variables in the final models for Doce river and Piraquê-Açu ($R^2_m = 0.18$; $R^2_c = 0.28$) were significant ($p < 0.001$) (Table 3). Temperature was included only in the final models for São Mateus and Caravelas. However, this variable showed a statistically significant effect only in São Mateus as it was negatively correlated with fish density variation. Finally, only depth and pH were significantly correlated with fish density in Caravelas.

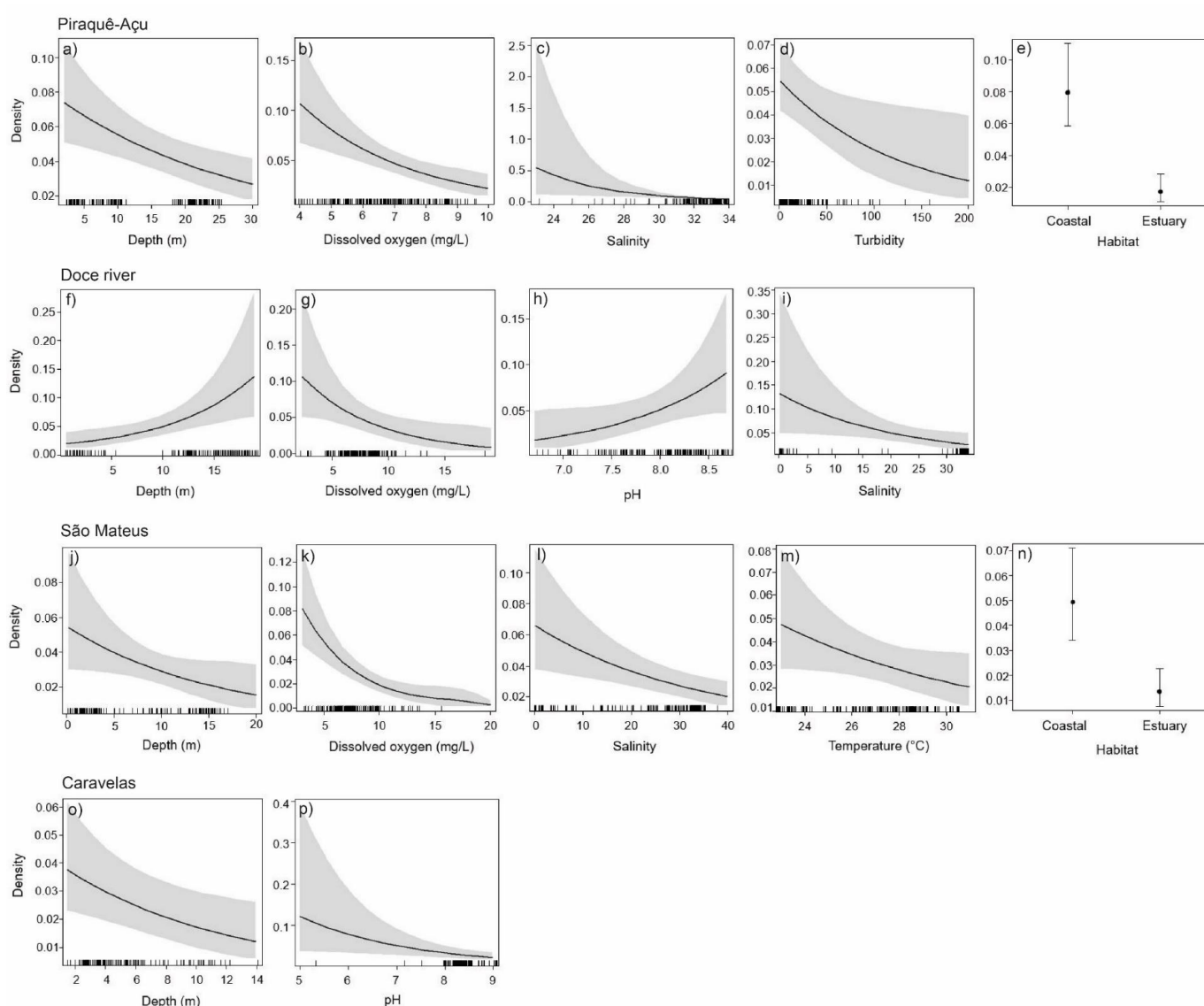


Figure 5. Relationships between the response variable fish species density and predictor variables across all estuarine-coastal systems. Gray bands refer to 95% confidence intervals and the rug plot at the bottom of the graph shows predictor value.

4. Discussion

4.1 Environmental variables

This study showed significant differences in environmental variables between the sampled estuarine-coastal systems, largely due to variations in the chosen estuaries since these ecosystems are more dynamic than the marine ecosystems, which tends to be more conservative (Raimonet and Cloern 2016; Gao et al. 2022). The most evident environmental variations between sampled sites were related to changes in salinity along estuarine zones, temperature in the marine area, and turbidity in both systems.

In terms of salinity variability, the Doce river clearly differs from the other systems, mainly by the lower average salinity of its estuarine area since this location is dominated by a high freshwater inflow (Oliveira and Quaresma 2017) that prevents saltwater from entering its estuarine region, maintaining its salinity close to zero during the entire year. On the other hand, Caravelas shows a tide-dominated estuary that behaves like a typical tidal channel, whereas the Piraquê-Açu estuary also experiences a significant influx of seawater into its estuarine zone. Similarly, Caravelas and Piraquê-Açu show high connectivity between their estuarine and coastal adjacent areas, facilitating the exchange of fresh and seawater (Soares et al. 2008; Silva Junior et al. 2012).

Although the marine environment is more conservative, two distinct temperature patterns have been identified. In the southernmost localities (Doce river and Piraquê-Açu), water temperatures were lower than those in the northernmost sites (São Mateus and Caravelas). The lower temperatures found in the Doce river and Piraquê-Açu regions are probably associated with the proximity of these regions to the Vitória upwelling region (20°30' S, 40°30' W), which pumps cold South Atlantic central water into the ocean surface mostly during spring and summer (Rodrigues and Lorenzzetti 2001; Palóczy et al. 2016).

In a database spanning more than 25 years, Palóczy et al. (2016) found the surface temperatures in the region covering the Vitoria upwelling to be lower than in regions to the north of it.

Higher average turbidity levels were observed in the northern section extending from the Doce River (directly impacted area) through São Mateus to the northernmost region of Caravelas. Conversely, the Piraquê-Açu region, located to the south of the directly impacted area, exhibited lower average turbidity. This difference can likely be attributed to the oceanographic dynamics governing this region, primarily influenced by southerly winds (Magris et al. 2019; Francini-Filho et al. 2019), which drive the sediment plume northward to Caravelas. Furthermore, apart from the plume originating from the Fundão dam, the elevated mean turbidity levels recorded in Caravelas may also be associated with ongoing dredging activities within the estuarine channel, as suggested by Silva Junior et al. (2012). This pattern could potentially introduce an additional factor affecting the variability of turbidity conditions and the input of water and sediment along this estuarine-coastal system.

4.2 Fish assemblage composition

Since Fundão dam collapse, some studies have been conducted across different estuarine and coastal areas surrounding the Doce river. These studies investigate several dimensions of fish population and assemblage structure, as well as spatial and seasonal variability in fish diversity (Condini et al. 2022; Rodrigues et al. 2022, Vilar et al. 2022), fish body condition (Vilar et al. 2023), genetic diversity of marine and estuarine fishes (De Biasi et al. 2023), fish otolith microchemistry as pollution biomarker (Daros et al. 2022), larval fish assemblages (Bonecker et al. 2019), and isotopic niche of estuarine fish species (Andrades et al. 2020), among others. Our results indicate that fish assemblage composition and dominance patterns differ among the four studied estuarine-coastal systems on the Southeast Brazilian coast. This is probably because these coastal areas constantly change due to exposure to significant environmental variability and different levels of connectivity with adjacent ecosystems (Gao et al. 2022). Condini et al. (2022) found a lower similarity in fish assemblages

between these estuarine areas than in the adjacent coastal areas, which showed great fish assemblage homogeneity.

Regarding our fish assemblage results, we highlight the family Sciaenidae, which is highly common in tropical and subtropical Atlantic estuaries (Blaber 2002). The high dominance we observed along all studied estuarine-coastal systems may be due to its capacity to cope with large variations in salinity (Almeida 2015; Cavassani 2019). The species commonly predominate in seabob shrimp bycatch along the Brazilian coast (Cattani et al. 2011; Silva Júnior et al. 2015; Rodrigues-Filho et al. 2020), fishery that employs gear resembling that in this study. We also highlight the family Ariidae not only for being a common species in estuarine and coastal environments, but also for containing several species (e.g., *G. genidens* and *G. barbatus*) that are considered an excellent bioindicator to assess the long-lasting effects of environmental disasters (Dantas et al. 2010; Gabriel et al. 2020; Condini et al. 2022). Moreover, one of the members of this family in the studied area is the critically endangered endemic ariid *Paragenidens grandoculis*, which emphasizes the need to understand its basic ecological knowledge and potential impacts of Fundão dam rupture along areas that harbor this and other threatened species (Marceniuk et al. 2019; Gabriel et al. 2020).

4.3 Environmental correlates on fish assemblages

As mentioned earlier, recent studies have assessed the relationship between fish assemblage ecological descriptors and environmental predictors after Fundão dam collapse, primarily in the Doce river area, which was directly impacted. However, as the iron ore tailing plume has shifted both southward and mostly northward from the Doce river mouth, there are still uninvestigated areas. In our modelling approach, encompassing four estuarine and adjacent coastal areas, GLMMs results showed that environmental predictors were correlated to fish species richness and density in different ways depending on the estuarine-coastal system.

Statistical models establishing correlations between fish and environmental conditions have often been used to assess the impact of environmental and hydrological factors on ecological descriptors, such as

species distribution patterns, occurrence, and abundance (Nicolas et al. 2010; Vasconcelos et al. 2013; França and Cabral 2015). Along Brazilian coast, numerous studies have assessed several environmental drivers that can influence the ecological descriptors of fish assemblages, including physicochemical water parameters, physical and morphological characteristics of the environment, habitat and substrate type, and river flow (e.g., Barletta et al. 2003; Barletta et al. 2008; Vilar et al. 2013; Bolzan et al. 2018; Vilar et al. 2022; Camara et al. 2022).

Overall, our GLMMs results revealed significant effect of the variables salinity, turbidity, dissolved oxygen and habitat on the fish richness, whereas most environmental variables showed significant effect on the fish density at least once. These estuary-specific variations suggest that at a local level the influence of environmental predictors is expected to fluctuate based on the intrinsic physical and hydrological features of each estuary. Such pattern observed for this studied four estuarine-coastal system in the southeastern Brazil has been previously suggested to occur for estuarine systems distributed along the Brazilian coast (Vilar et al. 2013).

Among the physicochemical variables that are commonly used to characterize and distinguish different coastal systems, salinity, temperature, and turbidity are generally considered to be important drivers of fish assemblage composition (Blaber 2000; Barletta et al. 2005; Whitfield 2021). This study found differences in rarefied species richness between estuarine-coastal systems, in which the Doce river system showed lower whereas the Caravelas system, higher values. We found an opposite pattern for the density, with the Doce river system showing a higher density and the Caravelas system, lower values. These variations between estuarine-coastal systems may be related to environmental predictors, such as salinity, turbidity, dissolved oxygen, depth, and habitat.

Regarding salinity, coastal areas were more homogeneous than estuarine areas. For the Doce river, salinity showed a significant and positive correlation with variations in rarefied species richness. This is probably linked to the low salinity in the estuarine area of the Doce river, which remains close to zero during the entire year (Oliveira and Quaresma 2017; Quaresma et al. 2020). It has been established that salinity represents an important variable in affecting fish

assemblage structure in estuarine areas (Barletta et al. 2005). Thus, due to this distinct characteristic, we observed the presence of exclusively freshwater species or species strongly linked to this environment, such as catfish (*Pimelodus maculatus*, *Notarius grandicassis*, and *Paragenidens grandoculis*) and freshwater croaker (*Pachyurus adspersus*).

GLMM results revealed significant positive effect of turbidity on species richness in the Doce river. After the dam collapse in this region, turbidity levels increased up to 50 times in some areas in comparison to the previous period (Bastos et al. 2015; Richard et al. 2020a, b). This turbidity alteration probably stems from the large amount of sediment and other materials released by the dam burst and was carried to the continental shelf by river runoffs. However, this environmental problem predates the disaster. Given the deposit of a large amount of tailing material on the flood plains, riverbanks, and river margins along the whole Doce River, high-energy rain may eventually resuspend it, periodically increasing turbidity and metal contamination again (Hatje et al. 2017). Moreover, fish trawling vessels at the river mouth was also suggested to cause tailing resuspension, thus continuously aggravating contamination throughout the year (Hatje et al. 2017). The increase in turbidity may favor the appearance of species that are uncommon in these environments since turbidity variability in aquatic systems may decrease light penetration and the predation risk of some species, such as planktivorous fish (Robertis et al. 2003).

Regarding density in the Doce river, salinity and dissolved oxygen significantly and negatively correlated to density variation. In total, five species strongly linked to the estuarine environment (*Chirocentrodon bleekarianus*, *Genidens genidens*, *Ctenosciaena gracilicirrus*, *Anchoa filifera*, and *Paralonchurus brasiliensis*) account for almost 50% of fish abundance (9.338 of 18.713) in the Doce river, which is consistent with the dominance of the families Sciaenidae and Pristigasteridae, the biomass along the central Brazilian inner shelf, and the high abundance of the Ariidae family in estuarine areas (Pinheiro et al. 2011; Condini et al. 2021; Vilar et al. 2022).

At Piraquê-Açu, turbidity and dissolved oxygen showed a significant and positive correlation with rarefied species richness and habitat, which may indicate a spatial influence on species richness variation along this estuarine-coastal

system. The link between estuarine and coastal adjacent areas may indicate favorable conditions for the use of these areas by many marine species (Ray 2005; Henriques et al. 2016; Favero et al. 2019). In the case of Piraquê-Açu, the strong influence of marine water along estuarine areas in association with other environmental variables (such as depth) may favor the sporadic occurrence of some species, as indicated by the 26 species that occur exclusively at Piraquê-Açu. Among them, eight (*Chilomycterus reticulatus*, *Citharichthys dinoceros*, *Epinephelus morio*, *Fistularia tabacaria*, *Mycteroperca bonaci*, *Orthopristis ruber*, *Scorpaena calcarata*, and *Symphurus diomedeanus*) occurred only once during sampling.

Regarding density variation, salinity and dissolved oxygen showed a significant and negative correlation in Piraquê-Açu. Dissolved oxygen represents an important environmental variable for estuarine and adjacent coastal ecosystems worldwide that has changed substantially (Diaz 2001). Dissolved oxygen variability may be related to stratification, exchange processes with oxygen from the bottom to the oxygen-rich water surface, and anthropogenic interference. Moreover, changes in dissolved oxygen can directly affect fish habitat use, in which low values represent a robust indicator of poor water quality. (Diaz 2001; Eby and Crowder 2002; Costa et al. 2018).

For São Mateus, pH was the only variable retained in the final model. However, we found no significant correlation with rarefied species richness. Thus, other variables that were not evaluated in the present study may have influenced species richness. In contrast, considering the response variable density, pH was the only variable that was not included in the final model, whereas the variables that were kept in the model, such as depth, dissolved oxygen, salinity, and temperature, showed significant and negative correlations. The estuarine and adjacent coastal areas of São Mateus have suffered numerous human-induced interferences that may have changed its physicochemical environment, such as mangrove loss, erosion, and silting (Silva et al. 2005). Moreover, low pH values may represent a risk factor because they indicate habitat conditions that are likely to be more susceptible to pollutant inputs, such as sewage (Ringwood and Keppler 2002). Notably, in all estuarine-coastal systems, temperature showed a significant effect on density variation only in São Mateus. Additionally, we should

highlight the low depth found in its inner area ($< 3\text{m}$), indicating silting in its mouth area. The São Mateus estuary has the smallest area of all sampled estuaries (but a similar coastal marine environment), which may explain its lower fish density (7,294).

Finally, in the Caravelas estuarine-coastal system, only the variable habitat showed significant differences in rarefied species richness variation. This estuary is under environmental alterations due to dredging (Silva Júnior et al. 2012), one of the main problems in coastal ecosystems worldwide. These human-induced alterations may directly affect depth, turbidity, bottom topography, and sediment composition. If these activities disturb benthic compartments, they potentially influence benthic community structures (Wilber et al. 2001; Silva Junior et al. 2012; Sousa et al. 2016). Reid and collaborators (2022) evaluated the influence of dredging on estuarine hydrodynamics in the Santos estuarine system in Brazil and highlighted important changes caused by deepening the Santos channel, such as variations in estuarine circulation parameters and thus in water and material transport dynamics. Of all estuarine-coastal systems, sample sites along estuarine areas showed shallower depths than those in the adjacent coastal areas. However, the estuarine areas in Caravelas showed an opposite pattern, mainly due to the constant dredging of its main channel, which deepens the channel and may lead to a relative homogeneity in fish assemblage composition in this area.

The present study represents the first attempt to describe the influence of environmental variables on fish assemblage along four estuaries and their adjacent coastal areas after the world's largest mining disaster, providing a baseline for future long-term monitoring. Although our results suggest the contribution of some predictor variables in all estuarine-coastal systems, the set of environmental variables used in our modelling approach are mainly relate to water characteristics. In this context, our knowledge about the drivers influencing changes in fish assemblages across these areas are still limited. Thus, future research should focus on incorporating other predictor variables that were not considered in the present study but could also potentially affect fish assemblage structure, such as features intrinsic to estuarine and coastal morphology (e.g.,

estuary mouth width, estuarine area, and substrate types) and hydrological dynamics (e.g., freshwater discharge and tidal variability).

Unfortunately, owing to the absence of pre-disaster data concerning the local ichthyofauna, it was not possible to establish direct connection between the disaster and alterations in the Ichthyofauna composition. In this sense, understanding the basic characteristics of the fish assemblage and its environmental drivers is an essential step, especially along these areas where there is limited or no previous information on estuarine and marine ichthyofauna. Additionally, as the area under the influence of the mining disaster impact remains poorly studied even eight years after this huge mining disaster, it is important to continue with a regular and standardized long-term monitoring to describe how ore tailing affect the fish assemblages and their ecological interaction dynamics over time.

Acknowledgments

This research was developed under the Aquatic Biodiversity Monitoring Program, Environmental Area I, established by the Technical Scientific Cooperation Agreement no. 30/2018 between the Espírito Santo Foundation of Technology (FEST) and the Renova Foundation, published in Brazilian Official Gazette (Diário Oficial da União). The main author thanks FAPES for the scholarship (FAPES N°13/2019-PROCAP 2020). A Garcia thanks research fellowship provided by CNPq (Proc.313008/2021-3). M Hostim-Silva thanks research fellowship provided by CNPq (Proc.310661/2022-2).

References

- Albino, J., N.C. Neto, and T.C.A. Oliveira. 2016. The beaches of Espírito Santo. In: *Brazilian beach systems*, eds. A. Short, and A.H.F. Klein, 349-377. Springer, Boca Raton (FL).
- Andrades, R., H.C. Guabiroba, M.S.C. Hora, R.F. Martins, V.L.A. Rodrigues, C.C. Vilar, T. Giarrizzo, and Joyeux, J.C. 2020. Early evidences of niche shifts in estuarine fishes following one of the world's largest mining dam disasters. *Marine Pollution Bulletin* 154:111073.
- Barletta, M., A. Barletta-Bergan, U. Saint-Paul, and G. Huboldt. 2003. Seasonal changes in density, biomass, and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caeté Estuary (Northern Brazilian coast, East Amazon). *Marine Ecology Progress Series* 256: 217-228.
- Barletta, M., A. Barletta-Bergan, U. Saint-Paul, and G. Huboldt. 2005. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of Fish Biology* 66, 45-72.
- Barletta, M., C.S. Amaral, M.FM. Corrêa, F. Guebert, D.V. Dantas, L. Lorenzi, and U. Saint-Paul. 2008. Factors affecting seasonal variations in demersal fish assemblages at an ecocline in a tropical-subtropical estuary. *Journal of Fish Biology* 73: 1314–1336.
- Barroso, G.F. 2004. Development of an evaluation framework for sustainable bivalve aquaculture: a strategic plan approach in Espírito Santo. Ph.D. Thesis, Geography. University of Victoria, Canada, unpublished.
- Barton, K. 2018. Mu-MIn: Multi-model inference. R Package. https://r-forge.r-project.org/R/?group_id=346
- Bastos, A.C., V.S. Quaresma, M.B. Marangoni, D.P. D'Agostini, S.N. Bourguignon, P.H. Cetto, A.E. Silva, G.M. Amado-Filho, R.L. Moura, and M. Collins. 2015. Shelf morphology as an indicator of sedimentary regimes: a synthesis from a mixed siliciclastic carbonate shelf on the eastern Brazilian margin. *Journal of South American Earth Sciences* 63,125–136.
- Bates, D., M. Mächler, B. Bolker, S. Walker. 2015. "Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4." *Journal of Statistical Software* 1:1–48.
- Bellard, C., C. Bertelsmeier, P. Leadley, W. Thuiller, and F. Courchamp. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letter* 15, 365-377.
- Bernini, E., M.A.B da Silva, T.M.S do Carmo, and G.R.F Cuzzuol. 2010. Spatial and temporal variation of the nutrients in the sediment and leaves of two Brazilian mangrove species and their role in the retention of environmental heavy metals. *Brazilian Journal of Plant Physiology* 3:177–187.

- Bevitório, L.Z., N.G. da Silva, J.C.M. Pirovani, J.A. Marques, C.E.D Vieira, Y.D. Zebral, E.M. Damasceno, L.L.R. Lopes, L.P. de Sant'Ana, L.C. Marube, S.R. da Costa, C.M.G. Martins, J.Z. Sandrini, M.M Souza, A. Bianchini, and M. do Vale-Oliveira. 2022. Impacts of tailings of Fundão dam (Brazil) rupture on marine fish: Metals bioaccumulation and physiological responses. *Marine Pollution Bulletin* 177:113511.
- Blaber, S.J.M. 2000. *Tropical estuarine fishes. Ecology, exploitation and conservation*. Fish and aquatic resources series 7. Blackwell Science, Oxford.
- Blaber, S.J.M. 2002. "Fish in hot water": the challenges facing fish and fisheries research in tropical estuaries. *Journal of Fish Biology* 6:1-20.
- Bolker, B., M.E. Brooks, C.J. Clark, S.W. Geange, J.R. Poulsen, M.H.H. Stevens, and J.S.S. White. 2009. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution* 24:27-135.
- Bolzan, M.C., R. Andrades, H.L. Spach, and M. Hostim-Silva. 2019. The influence of selected environmental parameters and habitat mosaics on fish assemblages in a South American estuary. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 99:249-257.
- Bonecker, A.C.T., M.S. Castro, C.D. Dias, F. Sá, G.N. Mill, R.D. Ghisolfi, and S.L.C. Bonecker. 2022. Monitoring of ichthyoplanktonic community at the Doce River mouth and adjacent marine region in Southeast Brazil after Fundão dam collapse. *Journal of Sea Research* 189:102284.
- Burnham, K.P., D.R. Anderson. 2002. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. 2nd ed. New York, Springer-Verlag.
- Camara, E.M., M.F. Andrade-Tubino, T.P. Franco, et al. 2022. Multiscale mechanisms underpin the ecological uniqueness of local fish assemblages in tropical coastal seascapes. *Marine Biology* 169, 17.
- Cardoso, O.R., A.P. Cattani, L.O. Santos, R.F. Contente, and H.L. Spach. 2023. Environmental factors in the spatial variability of demersal fish in a subtropical estuary and adjacent continental shelf. *Latin American Journal of Aquatic Research* 1:117-132.
- Carmo, F.F., L.H.Y. Kamino, R.T. Junior, I.C. Campos, G. Silvino, K.J. Castro, M.L. Mauro, N. Rodrigues, M. Miranda, and C.E.F. Pinto. 2017. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. *Perspective in Ecology and Conservation* 15:145–151.
- Cattani, A.P., L.O. Santos, H.L. Spach, B.R Budel, and J.H.D.G. Guanais. 2011. Avaliação da fauna acompanhante da pesca do camarão sete-barbas do município de Pontal do Paraná, litoral do Paraná, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca* 37:247-260.

- Cloern, J.E., A.D. Jassby, T.S. Schraga, E. Nejad, and C. Martin. 2017. Ecosystem variability along the estuarine salinity gradient: examples from long-term study of San Francisco Bay. *Limnology and Oceanography* 62:1-21.
- Coimbra, K.T.O., Alcântara, E., Souza-Filho, C.R., 2020. Possible contamination of the Abrolhos reefs by Fundão dam tailings, Brazil-New constraints based on satellite data. *Science of the Total Environment* 733:138101.
- Condini, M.V., Pichler, H.A., Oliveira-Filho, R.R., Cattani, A.P., Andrades, R., Villar, C.C., Joyeux, J.C., Soeth, M., Biasi, J.B., Eggertsen, L., Dias, R., Hackrad, C.W., Félix-Hackrad, F.C., Chiquieri, J., Garcia, A.M., Hostim-Silva, M., 2022. Marine fish assemblages of Eastern Brazil: An update after the world's largest mining disaster and suggestions of functional groups for biomonitoring long-lasting effects. *Science of The Total Environment*. 807:150987.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farberk, S., Grasso, M., Hannon, B. et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253–260.
- Costa, C.R., Costa, M.F., Dantas, D.V., Barletta, M., 2018. Interannual and Seasonal Variations in Estuarine Water Quality. *Frontiers in Marine Science* 5:1-12.
- Cupolillo, F., Abreu, M.L., Vianello, R.L. 2022. Climatologia da Bacia do Rio Doce e sua relação com a topografia local. *Revista Geografias* 4:45–60.
- Dantas, DV., Barletta, M., Costa, M.F., Barbosa-Cintra, S.C.T., Possatto, F.E., Ramos, J.A.A., Lima, A.R.A., Saint-Paul, U., 2010. Movement patterns of catfishes (Ariidae) in a tropical semi-arid estuary. *Journal of Fish Biology* 76: 2540–2557.
- De Biasi, J.B., Ricardo Marques Dias, R.M., Santos, V.C., Mantellato, A.M.B., A.P.C., Hostim-Silva, M., Hackrad, C.W., Félix-Hackrad, F.C. 2023. The effect of a mining dam failure on the genetic diversity and population resilience of marine fishes along the eastern Brazilian coast. *Regional Studies in Marine Science* 68: 103239
- Diaz, R.J., 2001. Overview of hypoxia around the world. *Journal of Environmental Quality* 30:275-281.
- Eby, L.A., Crowder, L.B., 2002. Hypoxia-based habitat compression in the Neuse River Estuary: context-dependent shifts in behavioral avoidance thresholds. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 952–965.
- Elliott, M., Quintino, V. 2007. The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin* 54: 640–645.

- Elliott, M., Whitfield, A.K., 2011. Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 4: 306-314.
- Elliott, M., Whitfield, A.K., Potter, I.C., Blaber, S.J.M., Cyrus, D.P., Nordlie, F.G., Harrison, T.V., 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* 3:241-268.
- Favero, J.M., Araújo, I.M.S., Severi, W., 2019. Structure of the fish assemblage and functional guilds in the Estuary of Maracáipe, Northeast Coast of Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca* 45: 1-14.
- Felippe, M.F., Junior, A.P.M., Mendes, L.C., Cota, G.E.M., Carneiro, P.S., Gontijo, B.M., 2016. Conexões geo-históricas e contemporâneas entre ocupação territorial, degradação ambiental e rarefação hídrica na Bacia do Rio Doce. *Geografias* 203–222.
- Fernandes, G.W., Goulart, F.F., Ranieri, B.D., Coelho, M.S., Dales, K., Boesche, N., Soares-Filho, B., et al., 2016. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. *Natureza & Conservação* 14: 35–45.
- Fernandes, L.F.L., Paiva, T.R.M., Longhini, C.M., Pereira, J.B., Ghisolfi, R.D., Lázaro, G.C.S., Demoner, L.E., Laino, P.S., da Conceição, L.R., Sá, F., Rodrigues-Neto, R., Junior, C.D., Lemos, K.N., Quaresma, V.S., Oliveira, K.S., Grilo, C.F., Rocha, G.M., 2020. Marine zooplankton dynamics after a major mining dam rupture in the Doce River, southeastern Brazil: Rapid response to a changing environment, *Science of The Total Environment* 736: 139621.
- França, S., Cabral, H.N., 2015. Predicting fish species richness in estuaries: Which modelling technique to use? *Environmental Modelling & Software* 66: 17–26.
- França, S., Costa, M.J., Cabral, H.N., 2011. Inter- and intra-estuarine fish assemblage variability patterns along the Portuguese coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 91: 262-271.
- Francini-Filho, R.B., Cordeiro, M.C., Omachi, C.Y., Rocha, A.M., Bahiense, L., Garcia, G.D., Tschoeke, D., de Almeida, M.G., Rangel, TP., de Oliveira, B.C.V., de Almeida, D.Q.R., Menezes, R., Mazzei, E.F., Joyeux, J.C., Rezende, C.E., Thomson, C.C., Thompson, F.L., 2019. Remote sensing, isotopic composition and metagenomics analyses revealed Doce River ore plume reached the southern Abrolhos Bank Reefs. *Science of the Total Environment* 697:134038.
- Fricke, R., Eschmeyer, W.N., Van der Laan, R., 2022. Eschmeyer's Catalog of Fishes: Genera, Species, References Electronic version accessed 03/31/2023.
- Gabriel, F.A., Hauser-Davis, R.A., Soares, L., Mazzuco, A.C.A., Rocha, R.C.C., Saint Pierre, T.D., Saggiaro, E., Correia, F.V., Ferreira, T.O., Bernardino,

- A.F. 2020. Contamination and oxidative stress biomarkers in estuarine fish following a mine tailing disaster. *PeerJ* 8: 1–25.
- Gao, S., Yu, W., Li, Z., Zhang, S., Fu, K., Wang, N., Gu, J., 2022. Research progress on habitat connectivity in coastal waters: A review. *Ecohydrology* 16:1-11.
- Garcia, A.M., Bemvenuti, M.A., Vieira, J.P., Marques, D.M., Burns, M.D., Moresco, A., Condini, M.V., 2006. Checklist comparison and dominance patterns of the fish fauna at Taim wetland South Brazil. *Neotropical Ichthyology* 4: 261–268.
- Garcia, A.M., Vieira, J.P., Winemiller, K.O., Grimm, A.M., 2004. Comparison of 1982–1983 and 1997–1998 El Niño effects on the shallow-water fish assemblage of the Patos lagoon estuary (Brazil). *Estuaries* 27: 905–914.
- Gotelli, N.G., Colwell, R.K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379–391.
- Guisan, A., Edwards, T.C., Hastie, T., 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* 157:89-100.
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R.W.R., 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319: 948e952.
- Hargreaves, D., Buckland, A., Sheaves, M., 2017. Trophic guild concept: factors affecting within-guild consistency for tropical estuarine fish. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 564:175-186.
- Harrison, X.A., Donaldson, L., Correa-Cano, M.E., Evans, J., Fisher, D.N., Goodwin, C.E.D., Robinson, B.S., Hodgson, D.J., Inger, R. 2018. A brief introduction to mixed effects modelling and multi-model inference in ecology. *PeerJ* 6: e4794.
- Hatje, V., Pedreira, R.M.A., De Rezende, C.E., Schettini, C.A.F., De Souza, G.C., Marin, D.C., Hackspacher, P.C., 2017. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. *Scientific Reports*. 7: 1–13.
- Hothorn, T., Bretz, F., Westfall, P., 2008. “Simultaneous Inference in General Parametric Models”. *Biometrical Journal* 50: 346–363.
- Kennish, M.J. 2002. Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental Conservation* 29: 78-107.

- Lima, C.S.S., Badú, M.L.A.S., Pessanha, A.L.M., 2020. Response of estuarine fish assemblages to an atypical climatic event in northeastern Brazil. *Regional Studies in Marine Science*. 35:101121.
- Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R.G., Kay, M.C., Kidwell, S.M., Kirby, M.X., Peterson, C.H., Jackson, J.B., 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, 312: 1806-1809.
- Lüdecke, D., Ben-Shachar, M., Patil, I., Waggoner, P., Makowski, D., 2021. performance: An R Package for Assessment, Comparison and Testing of Statistical Models. *Journal of Open-Source Software* 6:3139.
- Maes, J., Van Damme, S., Meire, P., Ollevier, F., 2004. Statistical modelling of seasonal and environmental influences on the population dynamics of an estuarine fish community. *Marine Biology* 145: 1033-1042.
- Magris, R.A., Ban, N.C., 2019. A meta-analysis reveals global patterns of sediment effects on marine biodiversity. *Global Ecology and Biogeography*. 28: 1879–1898.
- Marceniuk, A.P., Ingenito, L.F.S., Lima, F.C.T., Gasparini, J.L.R., Oliveira, C., 2019. Systematics, biogeography and conservation of *Paragenidens grandoculis* n. Gen. and n. Comb. (Siluriformes; Ariidae), a critically endangered species from southeastern Brazil. *Zootaxa* 4586: 425–444.
- Marta-Almeida, M., Mendes, R., Amorim, F.N., Cirano, M., Dias, J.M., 2016. Fundão Dam collapse: oceanic dispersion of River Doce after the greatest Brazilian environmental accident. *Marine Pollution Bulletin* 112: 359–364.
- Nakagawa, S., Johnson, P.C.D., Schielzeth, H., 2017. The coefficient of determination R^2 and intra-class correlation coefficient from generalized linear mixed-effects models revisited and expanded. *Journal of the Royal Society Interface* 14: 0213.
- Nakagawa, S., Schielzeth, H., 2013. A general and simple method for obtaining R^2 from Generalized Linear Mixed-effects Models. *Methods in Ecology and Evolution* 4:133-142.
- Nascimento, R.L., Alves, P.A., Di Domenico, M., Braga, A.A., Paiva, P.C., Orlando, M.T.D., Cavichini, A.S., Longhini, C.M., Martins, C.C., Neto, R.R., Grilo, C.F., Oliveira, K.S.S., Quaresma, V.S., Costa, E.S., Cagnin, R.C., da Silva, C.A., Sá, F., Longo, L.L., 2022. The Fundão dam failure: Iron ore tailing impact on marine benthic macrofauna. *Science of The Total Environment*. 3:156205.
- Nicolas, D., Lobry, J., Lepage, M., Sautour, B., Le Pape, O., Cabral, H., Uriarte, A., Boët, P., 2010. Fish under influence: A macroecological analysis of relations between fish species richness and environmental gradients among European tidal estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 86: 137-147.

- Oliveira, K.S.S., Quaresma, V.S., 2017. Temporal variability in the suspended sediment load and streamflow of the Doce River. *Journal of South American Earth Sciences*. 78: 101-115.
- Oliveira, R. L., Condini, M. V., de Oliveira-Filho, R. R., Pichler, H. A., Cattani, A. P., Andrades, R., Vilar, C. C., Joyeux, J.-C., Hostim-Silva, M., 2022. Length-weight relationship of four fish species at southeastern Brazilian coast. *Journal of Applied Ichthyology* 38: 340–343.
- Palóczy, A., Brink, K.H., Silveira, I.C.A., Arruda, W.Z., Martins, R.P. 2016. Pathways and mechanisms of offshore water intrusions on the Espírito Santo Basin shelf (18°S–22°S, Brazil). *Journal of Geophysical Research* 121: 5134-5163.
- Pinheiro, H.T., Martins, A.S., Araújo, J.N., 2011. Demersal fish communities may indicate priority areas for marine resources conservation. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 6: 210–221.
- Pires, A.P.F., Rezende, C.L., Assad, E.D., Loyola, R., Scarano, F.R., 2017. Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. *Perspectives in Ecology and Conservation* 15: 187–193.
- Potter, I.C., Tweedley, J.R., Elliott, M., Whitfield, A.K. 2015. The ways in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach. *Fish and Fisheries* 2: 230-239.
- Quaresma, V.S., Bastos, A.C., Leite, M.D., Costa, A., Cagnin, R.C., Grilo, C., Zogheib, L., Oliveira, K.S., 2020. The effects of a tailing dam failure on the sedimentation of the eastern Brazilian inner shelf. *Continental Shelf Research* 205: 104172.
- R Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.
- Raimonet, M., Cloern, J.E., 2016. Estuary-Ocean connectivity: fast physics, slow biology. *Global Change Biology* 23: 2345-2357.
- Ray, G.C., 2005. Connectivities of estuarine fishes to the coastal realm. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64:18-32.
- Reid, J., Seiler, L., Siegle, E., 2022. The influence of dredging on estuarine hydrodynamics: Historical evolution of the Santos estuarine system, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf* 279: 108-131.
- Richard, E. C., Aguiar, Duarte, H., Calderucio, Duque. Estrada, G, et al., 2020b. Influence of Fundão tailings dam breach on water quality in the Doce River watershed. *Integrated Environmental Assessment and Management* 16: 583–595.
- Richard, E.C., Estrada, G.C.D., Bechtold, J.P et al., 2020a. Water and sediment quality in the coastal zone around the mouth of Doce River after the Fundão

tailings dam failure. *Integrated Environmental Assessment and Management* 16: 643–654.

Ricklefs, R., Releya, R., 2013. Ecology: The Economy of Nature. W.H. Freeman, New York. 656 pp.

Ringwood, A.H., Keppler, C.J., 2002. Water quality variation and clam growth: Is pH really a non-issue in estuaries? *Estuaries* 25:901–907.

Robertis, A., Ryer, C.H., Veloza, A., Brodeur, R.D., 2003. Differential effects of turbidity on prey consumption of piscivorous and planktivorous fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 12: 1433–1436.

Rodrigues Filho, J.L., Dolbeth, M., Bernardes Jr, J.J., Ogashawara, I., Branco, J.O., 2020. Using an integrative approach to evaluate shrimp bycatch from subtropical data-poor fisheries. *Fisheries Research* 230: 105587

Rodrigues, R.R., Lorenzzetti J. A., 2001. A numerical study of the effects of bottom topography and coastline geometry on the Southeast Brazilian coastal upwelling. *Continental Shelf Research* 21: 371–349.

Rodrigues, V.L.A., Guabiroba, H.C., Vilar, C.C., Andrades, R., Villela, A., Hostim-Silva, Joyeux, J.C., 2022. Fish biodiversity of a tropical estuary under severe anthropic pressure (Doce River, Brazil). *Neotropical Ichthyology* 3: 1-15.

Santos, C., Schwarz-Júnior, R., Pichler, H. A., Cardoso, O. R., Lamour, M.R., Spach, H.L., 2020. Ichthyofauna in the inner continental shelf next to the Paranaguá estuarine complex, southern Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca* 4: e603.

Schetini, C.A.F., Hatje V., 2020. The Suspended Sediment and Metals Load from the Mariana's Tailing Dam Failure to the Coastal Sea. *Integrated Environmental Assessment and Management* 16: 661-668.

Schettini, C.A.F., Miranda, L. B., 2010. Circulation and suspended particulate matter transport in a tidally dominated estuary: Caravelas Estuary, Bahia, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography* 58: 1-11.

Servino, R.N., Gomes, L.E.O., Bernardino, A.F., 2018. Extreme weather impacts on tropical mangrove forests in the Eastern Brazil Marine Ecoregion. *Science of the Total Environment* 628: 233-240.

Sheaves, M., 2016. Simple processes drive unpredictable differences in estuarine fish assemblages: Baselines for understanding site-specific ecological and anthropogenic impacts. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 170: 61-69.

Silva, M.A.B., Bernini, E., Carmo. T.M.S., 2005. Características estruturais de bosques de mangue do estuário do rio São Mateus, ES, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19: 465-471.

- Silva-Junior, C.A.B., Viana, A.P., Frédou, F.L., Frédou, T., 2015. Aspects of the reproductive biology and characterization of Sciaenidae captured as bycatch in the prawn trawling in the northeastern Brazil. *Acta Scientiarum Biological Science* 37: 1-8.
- Silva-Junior, D.R., Santos, S.R., Travassos, M., Vianna, M., 2012. Impact on a fish assemblage of the maintenance dredging of a navigation channel in a tropical coastal ecosystem. *Brazilian Journal of Oceanography* 60: 25-32.
- Soares, N.L.G., Chaves, F.O., Estrada, G.C.D., Cavalcanti, V.F., Portugal, A.M.M., Barbosa, B., 2008. Caracterização das florestas de mangue do complexo estuarino de Caravelas (Bahia-Brasil). *Boletim Técnico-científico do CEPENE* 5: 23-41.
- Sosa-Lopez, A., Mouillot, D., 2007. Spatiotemporal segregation regulates species richness along biomass gradients in estuarine fish assemblages. *Marine Ecology Progress Series* 342: 217-226.
- Spalding, M.D., Fox, H.E., Allen, G.R., Davidsson, N., Ferdaña, Z.A., Finlayson, M., Halpern, B.S., Jorge, M.A., Lombana, A., Lourie, S.A., Martin, K.D., McManus, E., Molnar, J., Recchia, C.A., Robertson, J., 2007. Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience* 7: 573–583.
- Teixeira-Neves, T.P., Neves, L.M., Araújo, F.G., 2015. Hierarchizing biological, physical and anthropogenic factors influencing the structure of fish assemblages along tropical rocky shores in Brazil. *Environmental Biology of Fishes* 98: 1645–1657.
- Tognella M.M.P., Leopoldo, R.V.S., Oliveira, C.P., Pascoalini, S.S., Silva, E.D., 2020. Diversidade estrutural das florestas de mangue da costa central e norte do Espírito Santo: contribuições para entendimento de funções ecossistêmicas. *Enciclopédia Biosfera* 17: 178–193.
- Tognella, M.M.P., Falqueto, A.R., Espinoza, H.D.C.F., Gontijo, I., Gontijo, A.B.P.L., Fernandes, A.A., Schmildt, E.R., Soares, M.L.G., Chaves, F.O., Schmidt, A.J., Lopes, D.M.S., Barcelos, U.D., D'Addazio, V., Lima, K.O.O., Pascoalini, S.S., Paris, J.O., Brites Júnior, N.V., Porto, L.A., Almeida Filho, E., Oliveira, C.P., Leopoldo, R.V.D.S., Leite, S., Berribilli, M.P., Vieiras, S.F.R., Rosa, M.B.D., Sá, F., Neto, R.R., Ghisolfi, R.D., Castro, M.S.M, Rigo, D., Tosta, V.C., Albino, J., 2021. Mangroves as traps for environmental damage to metals: The case study of the Fundão Dam. *Science of the Total Environment* 4: 150452.
- Vasconcelos, P., Le Pape, O., Costa, M.J., Cabral, H.N., 2013. Predicting estuarine use patterns of juvenile fish with Generalized Linear Models. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 120: 64-74.
- Vergès, L. H. M. C., Contente, R. F., Marion, C., Castillo, C. P. C. del ., Spach, H. L., Cattani, A. P., Fávaro, L. F., 2022. Relationship between fish

assemblage structure and predictors related to estuarine productivity in shallow habitats of a Neotropical estuary. *Neotropical Ichthyology* 20: 1-20.

- Vieira, C.E.D., Marques, J.A., da Silva, N.G., Bevitório, L.Z., Zebral, Y.D., Maraschi, A.C., Costa, S.R., Costa, P.G., Damasceno, E.M., Pirovani, J.C.M., Vale-Oliveira, M., Souza, M.M., Martins, C.M.G., Bianchini, A., Sandrini, J.Z., 2022. Ecotoxicological impacts of the Fundão dam failure in freshwater fish community: Metal bioaccumulation, biochemical, genetic and histopathological effects. *Science of The Total Environment* 832: 154878.
- Vilar, C.C., Andrades, R., Guabiroba H.C., Oliveira-Filho., R.R, Condini, M.V., Hostim-Silva, M., Joyeux, J.C. 2023. Impacts of mining pollution on coastal ecosystems: is fish body condition a reliable indicator? *Marine Environmental Research* 190: 106070.
- Vilar, C.C., Andrades, R., Szablak, FT., Guabiroba, H.C., Pichler, H.A., Bastos, K.V., de Lima, L.R.S., Bastos, P.G.P., Martins, R.F., Rodrigues, V.L.A., Hostim-Silva, M., Joyeux, J.C., 2022. Variability in nearshore fish biodiversity indicators after a mining disaster in eastern Brazil. *Marine Environmental Research* 175:105565.
- Vilar, C.C., Joyeux, J.C., Giarrizzo, T., Spach, H.L., Vieira, J.P., Vaske-Junior, T., 2013. Local and regional ecological drivers of fish assemblages in Brazilian estuaries. *Marine Ecology Progress Series* 485: 181–197.
- Whitfield, A.K., 2020. Fish species in estuaries – from partial association to complete dependency. *Journal of Fish Biology* 4: 1–3.
- Whitfield, A.K., 2021. Estuaries – how challenging are these constantly changing aquatic environments for associated fish species? *Environmental Biology of Fishes* 104: 517–528.
- Whitfield, A.K., Able, K.W., Blaber, S.J.M., Elliott, M., Franco, A., Harrison, T.D., Potter, I.C., Tweedley, J.R., 2022. Fish assemblages and functional groups. In: Whitfield BAK, Able KW, Blaber SJM, Elliott M (eds) Fish and fisheries in estuaries: a global perspective, vol I. Wiley, West Sussex, pp 16–59.
- Whitfield, A.K., Able, K.W., Barletta, M., Blaber, S.J., Harrison, T.D., 2023. Life-history guilds of fishes associated with estuaries: opportunism versus dependency. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 108456.
- Wilber, D.H., Clarke, D. G., 2001. Biological Effects of Suspended Sediments: A Review of Suspended Sediment Impacts on Fish and Shellfish with Relation to Dredging Activities in Estuaries. *North American Journal of Fisheries Management* 21: 855-875.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Elphick, C. S., 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods Ecology Evolution* 1: 3-14.

Supplementary Table 1. Summary of environmental variables (mean $\pm$ standard deviation) measured along the estuarine-coastal systems between October 2018 and September 2019.

Locality	Ecosystems	Salinity	Temperature	pH	Dissolved oxygen	Turbidity	Depth
Piraquê-Açu	Estuary	31.13 $\pm$ 1.82	26.23 $\pm$ 2.39	7.85 $\pm$ 0.32	5.82 $\pm$ 1.19	9.92 $\pm$ 7.82	5.15 $\pm$ 2.36
	Coastal	33.12 $\pm$ 0.65	23.10 $\pm$ 1.43	8.17 $\pm$ 0.20	7.09 $\pm$ 1.07	17.45 $\pm$ 20.45	14.49 $\pm$ 6.34
Doce river	Estuary	0.17 $\pm$ 0.40	26.46 $\pm$ 3.14	7.45 $\pm$ 0.35	8.04 $\pm$ 1.31	21.48 $\pm$ 26.15	1.73 $\pm$ 1.11
	Coastal	29.39 $\pm$ 8.81	23.98 $\pm$ 1.54	8.34 $\pm$ 0.23	7.31 $\pm$ 2.51	71.99 $\pm$ 101.72	14.20 $\pm$ 2.81
São Mateus	Estuary	14.11 $\pm$ 12.67	26.97 $\pm$ 2.38	8.18 $\pm$ 1.14	7.42 $\pm$ 2.85	56.02 $\pm$ 89.69	2.12 $\pm$ 1.06
	Coastal	30.38 $\pm$ 5.73	26.71 $\pm$ 2.30	8.52 $\pm$ 0.63	7.63 $\pm$ 1.53	39.07 $\pm$ 46.99	10.69 $\pm$ 3.22
Caravelas	Estuary	29.62 $\pm$ 3.85	26.87 $\pm$ 3.10	8.39 $\pm$ 0.32	7.77 $\pm$ 4.15	69.26 $\pm$ 125.83	7.02 $\pm$ 3.18
	Coastal	29.34 $\pm$ 5.77	27.41 $\pm$ 2.74	8.37 $\pm$ 0.49	7.47 $\pm$ 2.77	82.78 $\pm$ 85.46	3.74 $\pm$ 0.95

Supplementary Table 2. Species Relative Importance (SRI) of fishes captured in the four estuarine-coastal systems along study area based on their frequency of occurrence (%FO) and percent abundance (%N). SRI classification: SRI-1 (box white), low abundance and rare; SRI-2 (box light grey), low abundance and frequent; SRI-3 (box dark grey), high abundance and rare; and SRI-4 (box black), high abundance and frequent. See “Materials and Methods” for further details of these classifications.

Family	Species	Piraquê-Açu	Doce river	São Mateus	Caravelas
Acanthuridae	<i>Acanthurus chirurgus</i>		1		
Achiridae	<i>Achirus declivis</i>	1	1	1	1
	<i>Achirus lineatus</i>	4	1	4	1
	<i>Catathyridium garmani</i>		2	1	1
	<i>Gymnachirus nudus</i>	1			
	<i>Trinectes microphthalmus</i>	1	4	4	4
	<i>Trinectes paulistanus</i>	1	4	2	2
Antennariidae	<i>Antennarius striatus</i>		1		
Arhynchobatidae	<i>Atlantoraja platana</i>	1			
Ariidae	<i>Aspistor luniscutis</i>	1	2	1	4
	<i>Aspistor quadriscutis</i>				1
	<i>Bagre bagre</i>	1	1	1	4
	<i>Bagre marinus</i>		1	1	1
	<i>Cathorops arenatus</i>	1	1		
	<i>Cathorops spixii</i>	1	4	4	2
	<i>Genidens barbatus</i>	1	4		
	<i>Genidens genidens</i>		4	3	
	<i>Notarius grandicassis</i>		1		
	<i>Notarius parmocassis</i>	1	1	1	1
	<i>Paragenidens grandoculis</i>		1		
Auchenipteridae	<i>Pseudauchenipterus affinis</i>		1	3	
Batrachoididae	<i>Porichthys porosissimus</i>	1		1	
Bothidae	<i>Bothus ocellatus</i>	1	1		
	<i>Bothus robinsi</i>	1		1	1
Carangidae	<i>Caranx hippos</i>		1		
	<i>Caranx latus</i>	1	1	1	1
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	1	1	2	2
	<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i>			1	1
	<i>Oligoplites saliens</i>				1
	<i>Selene brownii</i>				1
	<i>Selene setapinnis</i>			1	
	<i>Selene vomer</i>	1	1	1	1
Centropomidae	<i>Centropomus mexicanus</i>		1		
	<i>Centropomus parallelus</i>	1	1	1	
	<i>Centropomus undecimalis</i>		1	1	
Chaetodontidae	<i>Chaetodon sedentarius</i>	1	1		
Clupeidae	<i>Harengula clupeola</i>				1
	<i>Lile piquitinga</i>				1

	<i>Opisthonema oglinum</i>	1	1	1	1
	<i>Platanichthys platana</i>			1	
	<i>Sardinella brasiliensis</i>		1	1	
Cynoglossidae	<i>Symphurus diomedeanus</i>	1			
	<i>Symphurus jenynsi</i>				1
	<i>Symphurus plagusia</i>	2	4		4
	<i>Symphurus tessellatus</i>	4	2	4	4
Dactylopteridae	<i>Dactylopterus volitans</i>	1	1	1	1
Dactyloscopidae	<i>Dactyloscopus crossotus</i>				1
	<i>Dactyloscopus foraminosus</i>	1			
	<i>Dactyloscopus tridigitatus</i>	1			
Dasyatidae	<i>Hypanus guttatus</i>	1	1	1	1
Diodontidae	<i>Chilomycterus reticulatus</i>	1			
	<i>Chilomycterus spinosus</i>	1			1
Echeneidae	<i>Echeneis naucrates</i>		1		
Eleotridae	<i>Butis koilomatodon</i>	1			1
	<i>Dormitator maculatus</i>	1			1
Engraulidae	<i>Anchoa filifera</i>	4	4	4	4
	<i>Anchoa januaria</i>	4	1	2	1
	<i>Anchoa lyolepis</i>	1	3	1	1
	<i>Anchoa marinii</i>				1
	<i>Anchoa spinifer</i>	1	2	2	4
	<i>Anchoa tricolor</i>	1	1	1	1
	<i>Anchovia clupeioides</i>	1	1	1	1
	<i>Anchoviella brevirostris</i>		1	1	1
	<i>Anchoviella lepidentostole</i>	1	1	4	4
	<i>Cetengraulis edentulus</i>	1	1	1	1
	<i>Engraulis anchoita</i>	1		1	1
	<i>Lycengraulis grossidens</i>	1	2	4	4
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i>	2		1	2
Fistulariidae	<i>Fistularia petimba</i>	1			
	<i>Fistularia tabacaria</i>	1			
Gerreidae	<i>Diapterus auratus</i>	4	1	2	1
	<i>Diapterus rhombeus</i>	2	1	4	4
	<i>Eucinostomus argenteus</i>	4	2	1	1
	<i>Eucinostomus gula</i>	1		1	1
	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	1	2	1	1
	<i>Eugerres brasilianus</i>	1	1	1	1
Gobiidae	<i>Awaous tajasica</i>		1		
	<i>Bathygobius soporator</i>				1
	<i>Ctenogobius boleosoma</i>	1	1		1
	<i>Ctenogobius stigmaticus</i>				1
	<i>Gobionellus oceanicus</i>		1	1	
	<i>Microgobius meeki</i>	2	1	1	1
	<i>Parrella macropteryx</i>	1			

Gymnuridae	<i>Gymnura altavela</i>	1			
	<i>Gymnura micrura</i>			1	
Haemulidae	<i>Conodon nobilis</i>	1	1	4	4
	<i>Genyatremus luteus</i>	1		1	4
	<i>Haemulon aurolineatum</i>			1	
	<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	1	1	4	4
	<i>Orthopristis ruber</i>	1			
	<i>Pomadasys ramosus</i>		1	1	
Hemiramphidae	<i>Hyporhamphus roberti</i>		1		
Labrisomidae	<i>Paraclinus nigripinnis</i>			1	
Lutjanidae	<i>Lutjanus alexandrei</i>				1
	<i>Lutjanus jocu</i>		1	1	
	<i>Lutjanus synagris</i>	2	1	1	1
Monacanthidae	<i>Stephanolepis hispidus</i>				1
Mugilidae	<i>Mugil brevirostris</i>				1
	<i>Mugil curema</i>		1		
	<i>Mugil liza</i>		1		
	<i>Mulloidichthys martinicus</i>		1		
	<i>Pseudupeneus maculatus</i>		2		
	<i>Upeneus parvus</i>	1	1	1	
Muraenidae	<i>Gymnothorax ocellatus</i>	2		1	1
Narcinidae	<i>Narcine bancroftii</i>				1
	<i>Narcine brasiliensis</i>	1	1		1
Ogcocephalidae	<i>Ogcocephalus vespertilio</i>	2		1	
Ophichthidae	<i>Ophichthus cylindroideus</i>	1	1		
	<i>Ophichthus gomesii</i>	1	1		1
Ophidiidae	<i>Raneya brasiliensis</i>	1			
Ostraciidae	<i>Acanthostracion quadricornis</i>			1	
Paralichthyidae	<i>Citharichthys arenaceus</i>	2	2	1	1
	<i>Citharichthys dinoceros</i>	1			
	<i>Citharichthys macrops</i>	2	1	2	1
	<i>Citharichthys spilopterus</i>	1	1	1	1
	<i>Etropus crossotus</i>	2	1	2	2
	<i>Etropus longimanus</i>	1			
	<i>Paralichthys brasiliensis</i>	2		1	
	<i>Paralichthys orbignyanus</i>				1
	<i>Syacium micrurum</i>	1		1	1
	<i>Syacium papillosum</i>	2	1	2	1
	<i>Xystreureys rasile</i>	1			
Pimelodidae	<i>Pimelodus maculatus</i>		2		
Polynemidae	<i>Polydactylus oligodon</i>	1	1		
	<i>Polydactylus virginicus</i>	1	1	1	4
Priacanthidae	<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>	1	1	1	
	<i>Priacanthus arenatus</i>	1	1		
Pristigasteridae	<i>Chirocentrodon bleekermanus</i>	4	4	4	4

	<i>Odontognathus mucronatus</i>	4	2	4	4
	<i>Pellona harroweri</i>	4	4	4	4
Prochilodontidae	<i>Prochilodus argenteus</i>			1	
Rhinobatidae	<i>Pseudobatos percellens</i>	1		1	1
Scaridae	<i>Nicholsina usta</i>			1	
Sciaenidae	<i>Bairdiella ronchus</i>	4	1	1	
	<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	4	4	2	3
	<i>Cynoscion jamaicensis</i>	1	1	2	4
	<i>Cynoscion leiarchus</i>	1		1	1
	<i>Cynoscion microlepidotus</i>	1	1	1	1
	<i>Cynoscion virescens</i>	1	1	1	1
	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	4	4	4	4
	<i>Larimus breviceps</i>	4	2	4	4
	<i>Macrodon ancylodon</i>	1	2	4	4
	<i>Macrodon atricauda</i>	1	2		
	<i>Menticirrhus americanus</i>	2	1	2	4
	<i>Menticirrhus littoralis</i>	1			1
	<i>Micropogonias furnieri</i>	1	1	2	1
	<i>Nebris microps</i>	2	2	1	2
	<i>Ophioscion punctatissimus</i>	1	1		
	<i>Pachyurus adspersus</i>		3		
	<i>Paralonchurus brasiliensis</i>		4	4	4
	<i>Pareques acuminatus</i>			1	
	<i>Stellifer brasiliensis</i>	4	4	4	4
	<i>Stellifer rastrifer</i>	4	4	4	4
	<i>Stellifer stellifer</i>	4	2	4	4
Scorpaenidae	<i>Scorpaena brasiliensis</i>	1		1	
	<i>Scorpaena calcarata</i>	1			
	<i>Scorpaena isthmensis</i>	1	1		
	<i>Scorpaena plumieri</i>	1	1	1	
Serranidae	<i>Alphestes afer</i>	1			
	<i>Diplectrum bivittatum</i>	1			
	<i>Diplectrum formosum</i>	1		2	
	<i>Diplectrum radiale</i>		1		1
	<i>Epinephelus morio</i>	1			
	<i>Mycteroperca bonaci</i>	1			
	<i>Rypticus randalli</i>	2		1	1
	<i>Serranus atrobranchus</i>	1	1		
	<i>Serranus flaviventris</i>	1	1		
Serrasalminae	<i>Pygocentrus nattereri</i>			1	
Sparidae	<i>Archosargus probatocephalus</i>	1			
Sphyraenidae	<i>Sphyraena guachancho</i>		1	1	1
Stromateidae	<i>Peprilus paru</i>	1	1	1	1
Syngnathidae	<i>Bryx dunckeri</i>			1	
	<i>Hippocampus erectus</i>			1	

	<i>Hippocampus reidi</i>	1			
	<i>Microphis lineatus</i>	1	1	1	
	<i>Pseudophallus mindii</i>	1	1		
	<i>Syngnathus folletti</i>			1	
	<i>Syngnathus pelagicus</i>			1	
	<i>Saurida brasiliensis</i>	2	1	1	1
	<i>Synodus foetens</i>	2	1	2	1
	<i>Synodus poeyi</i>	1			
	<i>Synodus synodus</i>	1			
	<i>Trachinocephalus myops</i>	1			
Tetraodontidae	<i>Lagocephalus laevigatus</i>	1	1	1	1
	<i>Sphoeroides dorsalis</i>				1
	<i>Sphoeroides greeleyi</i>	2	1	1	1
	<i>Sphoeroides spengleri</i>	1	1	1	
	<i>Sphoeroides testudineus</i>	2	2	4	2
	<i>Sphoeroides tyleri</i>		1	1	1
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>	4	1	1	1
Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i>	2	2	2	1
Trygonorrhinidae	<i>Zapteryx brevirostris</i>	1			
Uranoscopidae	<i>Astroscopus y-graecum</i>			1	

Supplementary Table 3. Model selection table of predictor variables selected by generalized linear mixed models (GLMM). Models ranked by AIC. Response variable: rarefied species richness; Predictor variables: sal=salinity (PPT); temp=temperature (°C); pH; DO=Dissolved oxygen (mg/L); turb=turbidity (NTU); dep=depth (m). Df= residual degree of freedom. logLik= log-likelihood.

Locality	Introduced Variables	Intercept	Df	logLik	AIC	ΔAIC	Weight
Piraquê-Açu	dep+DO+habitat+turb	1.539	7	-347.825	709.6	0.00	0.188
	DO+turb	1.603	5	-350.202	710.4	0.75	0.129
	DO+habitat+turb	1.602	6	-349.232	710.5	0.81	0.125
	DO+sal+turb	1.735	6	-349.297	710.6	0.94	0.117
	dep+DO+habitat+sal+turb	1.624	8	-347.547	711.1	1.44	0.091
Doce river	dep+sal+turb	1.497	6	-280.493	573.0	0.00	0.138
	sal+turb	1.454	5	-281.556	573.1	0.13	0.130
	pH+sal+turb	1.461	6	-280.701	573.4	0.42	0.112
	pH+turb	1.462	5	-281.744	573.5	0.50	0.107
	dep+pH+sal+turb	1.502	7	-279.746	573.5	0.51	0.107
São Mateus	pH	1.520	4	-266.435	540.9	0.00	0.170
	Null	1.526	3	-267.449	540.9	0.03	0.167
	pH+turb	1.516	5	-265.627	541.3	0.38	0.140
	turb	1.524	4	-266.976	542.0	1.08	0.099
	sal	1.532	4	-267.167	542.3	1.46	0.082
Caravelas	dep+habitat+temp+turb	1.551	7	-247.903	509.8	0.00	0.173
	dep+habitat+sal+temp+turb	1.534	8	-247.262	510.5	0.72	0.123
	dep+habitat+temp	1.564	6	-249.265	510.5	0.72	0.120
	dep+habitat+turb	1.514	6	-249.450	510.9	1.09	0.100
	dep+habitat+sal+temp	1.544	7	-248.450	510.9	1.09	0.100

Supplementary Table 4. Model selection table of predictor variables selected by generalized linear mixed models (GLMM). Models ranked by AIC. Response variable: fish species' density; Predictor variables: sal=salinity (PPT); temp=temperature (°C); pH; DO=Dissolved oxygen (mg/L); turb=turbidity (NTU); dep=depth (m). Df= residual degree of freedom. logLik=log-likelihood.

Locality	Introduced Variables	Intercept	Df	logLik	AIC	ΔAIC	Weight
Piraquê-Açu	dep+DO+habitat+sal+turb	-1.364	8	426.581	-837.2	0.00	0.418
	dep+DO+habitat+pH+sal+turb	-1.352	9	426.605	-835.2	1.95	0.158
	dep+DO+habitat+sal+temp+turb	-1.365	9	426.585	-835.2	1.99	0.154
	dep+DO+habitat+pH+sal+temp+turb	-1.222	7	424.182	-834.4	2.80	0.103
		-1.351	10	426.608	-833.2	3.95	0.058
Doce river	dep+DO+pH+sal	-3.355	7	410.399	-806.8	0.00	0.268
	dep+DO+pH+sal+temp+turb	-3.353	8	410.723	-805.4	1.35	0.136
	dep+DO+habitat+pH+sal	-3.486	8	410.626	-805.3	1.54	0.124
	dep+DO+habitat+pH+sal+temp	-3.306	8	410.575	-805.2	1.65	0.118
	dep+DO+habitat+pH+sal+turb	-3.571	9	411.298	-804.6	2.20	0.089
São Mateus	dep+DO+habitat+sal+temp+turb	-2.955	9	483.308	-948.6	0.00	0.237
	dep+DO+habitat+sal+turb	-3.098	8	481.726	-947.5	1.16	0.132
	dep+DO+habitat+pH+sal+temp+turb	-2.978	10	483.659	-947.3	1.30	0.124
	dep+DO+habitat+sal+temp	-2.933	8	481.564	-947.2	1.43	0.116
	dep+DO+habitat+pH+sal+turb	-3.120	9	482.204	-946.4	2.21	0.079
Caravelas	dep+DO+habitat+pH+temp	-3.687	8	489.447	-962.9	0.00	0.178
	dep+DO+pH+temp	-3.974	7	488.308	-962.6	0.28	0.155
	dep+pH+temp	-3.910	6	486.936	-961.9	1.02	0.107
	dep+DO+pH	-4.143	6	486.866	-961.7	1.16	0.100
	dep+habitat+pH+temp	-3.677	7	487.710	-961.4	1.47	0.085

Ecological uniqueness of fish assemblages in tropical estuarine and coastal systems: assessing environmental and spatial drivers ²

² Artigo em revisão no periódico *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.
(Fator de impacto: 2.8/ Qualis-CAPES A2).

Ecological uniqueness of fish assemblages in tropical estuarine and coastal systems: assessing environmental and spatial drivers

Rafael Lima Oliveira^{1,2}, Ellen Martins Camara³, Mario Vinicius Condini^{1,4},
Ronaldo R. Oliveira-Filho¹, Helen A. Pichler¹, Ryan Andrades⁵, Ciro C. Vilar⁵,
Henry L. Spach⁶, Jean-Christophe Joyeux⁵, Mauricio Hostim-Silva^{1,2,4}

¹ Laboratório de Ecologia de Peixes Marinhos (LEPMAR), Departamento de Ciências Agrárias e Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo, BR-101, km 60 - Litorâneo, CEP: 29932-540, São Mateus - ES, Brazil.

² Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Animal - PPGBAN), Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brazil.

³ Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Departamento de Biologia Animal, Laboratório de Ecologia de Peixes, 23897-030, Seropédica, RJ, Brazil.

⁴ Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental (PPGOAM), Universidade Federal do Espírito Santo, Av. Fernando Ferrari, 514, Goiabeiras, CEP: 29055-460, Vitória, ES, Brazil.

⁵ Laboratório de Ictiologia, Departamento de Oceanografia e Ecologia, Universidade Federal do Espírito Santo, Av. Fernando Ferrari, 514, Goiabeiras, CEP: 29055-460, Vitória, ES, Brazil.

⁶ Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, Av. Beira-mar s/n, CEP: 83255-000, Pontal do Paraná, PR, Brazil.

Corresponding author: oliveirarl.uesb@gmail.com

Highlights

- Estuaries exhibited higher local contributions to total beta diversity.
- Highest SCBD values were supported primarily by common and dominant species.
- The LCBD was a primary result of local environmental conditions.
- Sites with higher species diversity and lower dominance had higher LCBD.
- Environmental and spatial effects on LCBD reinforced the importance of multiscale assessments.

Abstract

We assessed the local and species contributions to beta diversity, as well as its relationships with environmental and spatial drivers along the eastern Brazilian coast. Using abundance-based indices, total beta diversity was partitioned into “Local Contribution to Beta Diversity” (LCBD) and “Species Contribution to Beta Diversity” (SCBD) components at two levels (estuarine-coastal systems; estuarine and coastal areas). Furthermore, we evaluated the relationships between LCBD values and local environmental conditions and spatial structures, in addition to fish assemblage metrics. Our results indicated that LCBD values were higher in the estuarine areas compared to their adjacent coastal areas and primarily associated with lower salinity and depth, and higher temperatures. Spatial effects were indicative of higher local uniqueness related to unmeasured large-scale processes. Sites with higher species diversity and lower dominance had higher LCBD, while species richness had slight positive influence on LCBD at both levels. The contributions of species varied within and between levels, but the highest SCBD values were supported primarily by common and dominant species. Our study highlights the importance of the environmental conditions provided by estuarine areas for the overall variation of fish assemblages.

Key-words: beta diversity, environmental drivers, estuaries, ichthyofauna, LCBD.

1. Introduction

Biodiversity is a multifaceted concept that encompasses different dimensions of taxonomic, phylogenetic and functional diversities and its measurement has been considered a key challenge in community ecology (Magurran, 2004; Dornelas et al., 2023). To understand the reasons and mechanisms behind the community structure, it is crucial to quantify differences in species distribution, their biotic and abiotic drivers (Bellard et al., 2012),

considering a variety of processes that capture distinct aspects of community assembly (Magurran, 2004; Moreno et al., 2018).

According to Whittaker (1960), diversity can be partitioned into three components: alpha diversity (i.e., local diversity), accessed typically by species richness; beta diversity (i.e., spatial differentiation in community composition) and gamma diversity (i.e., regional diversity). Beta diversity represents an important link between alpha and gamma diversity, and stands out as a key tool to understanding of how communities are structured (Anderson et al., 2011; Camara et al., 2022). Several methods have been proposed to quantify beta diversity, with a large effort devoted to partition it into explanatory components related to contributions of different ecological processes to spatial changes between sites (Baselga, 2010; Podani and Schmera, 2011; Legendre and De Cáceres, 2013).

Mechanisms supporting beta diversity can be assessed, for example, by quantifying the contributions of locations (sampling units) and species to overall variation in community composition at different spatial and temporal scales, which may generate important insights for biodiversity management and conservation (Legendre and De Cáceres, 2013; Socolar et al., 2016; Magurran et al., 2019). The temporal beta diversity is also an informative tool to assess the results of gradual or abrupt changes in environmental conditions, including anthropogenic impacts (Legendre and Salvat, 2015; Lindholm et al., 2020). Therefore, beta diversity assessment may guide conservation and management actions by highlighting locations with temporally stable communities and, on the other hand, locations where the loss of species is causing a potential decline of biodiversity (Shimadzu et al., 2015; Legendre, 2019; Magurran et al., 2019).

In naturally dynamic environments, such as estuaries, fish species are adapted to cope with high variability in environmental conditions. For example, salinity variation represents an important drive that influence fish species composition, and may restrict fish habitat use by specific salinity range tolerances and preferences (Barletta et al., 2005; Whitfield et al., 2006; Elliott and Quintino, 2007). The distribution of fish species that occur in estuarine areas are dependent on their movements and relationships with spatial heterogeneity, as estuarine and coastal habitats have important roles as nursery areas for fish by provision

of food, refuge and as migration routes (Beck et al., 2001; Reis et al., 2016; Whitfield, 2021). The variety of forms, life strategies, and consequently, habitat occupancy make fish species good indicators of environmental changes (Whitfield and Elliot, 2002), especially in areas increasingly subjected to anthropogenic impacts (Kennish 2002; Lotze et al., 2006; Blaber and Barletta, 2016). However, efforts aiming to protect these environments are directly related to our comprehension of the fish assemblage composition within estuaries, seasonal and spatial variation in abundance, and the utilization of estuarine resources (Harrison and Whitfield, 2021; Barletta et al., 2023).

The fish fauna knowledge at the spatial extent of the present study has been explored, emphasizing many ecological aspects at population and community levels, such as potential environmental and spatial predictors of fish diversity (Condini et al., 2022; Rodrigues et al., 2022, Vilar et al., 2022). These studies were driven mainly by the need to understand the dynamics of ichthyofauna in the context of the world's largest mining disaster that occurred in the Doce river basin at southeastern Brazil in November 2015 (Carmo et al., 2017), the Fundão Dam collapse. The impacts from dam collapse were related to the more than 50 million m³ of iron ore tailings released in the Doce river basin (Hatje et al., 2017). In addition, the mud reached the Atlantic Ocean (Marta-Almeida et al., 2016; Coimbra et al., 2020) and spread out along the continental shelf and others marine environments such as the Abrolhos bank (the largest and richest coral reef system in the South Atlantic Ocean) (Francini-Filho et al., 2019). Local biota, including the fish fauna, have been impacted not only to the immediate disaster, but also over subsequent years (Fernandes et al., 2016; Carmo et al., 2017), which has motivated a collective effort to assess the potential impacts on fish assemblage composition and its environments (e.g., Andrades et al., 2020; Bonecker et al., 2022; De Biase et al., 2023; Vilar et al., 2023; de Carvalho et al., 2024).

In this context, the present study aimed to assess the local and species contributions to overall beta diversity in estuarine-coastal systems along the eastern Brazilian coastline. We considered that environmental gradients and multiscale spatial structures resulting from unmeasured ecological processes (e.g., disturbances and dispersal) may produce spatial patterns (Dray et al.,

2006). By considering the components of beta diversity, at two levels (i.e., individual estuarine systems; estuarine and coastal areas), we addressed the following questions: (1) Is the ecological singularity of sites a primary result of local environmental conditions or spatial structures? (2) How does fish assemblage structure influence the contributions of sites to beta diversity? (3) Do different species contribute more to beta diversity at different levels? We hypothesized that differences in fish assemblage structure and local contribution to beta diversity across different estuarine-coastal systems are related to environmental and spatial drivers.

2. Materials and methods

Study area

The study was conducted throughout four estuarine systems and their adjacent coastal areas in eastern Brazilian coast (Fig. 1): Caravelas (CA; 17°45'S, 39°10' W), São Mateus (SM; 18°36' S, 39°42' W), Doce river (DO; 19°39' S, 39°48' W) and Piraquê-Açu (PA; 19°57' S, 40°08' W).

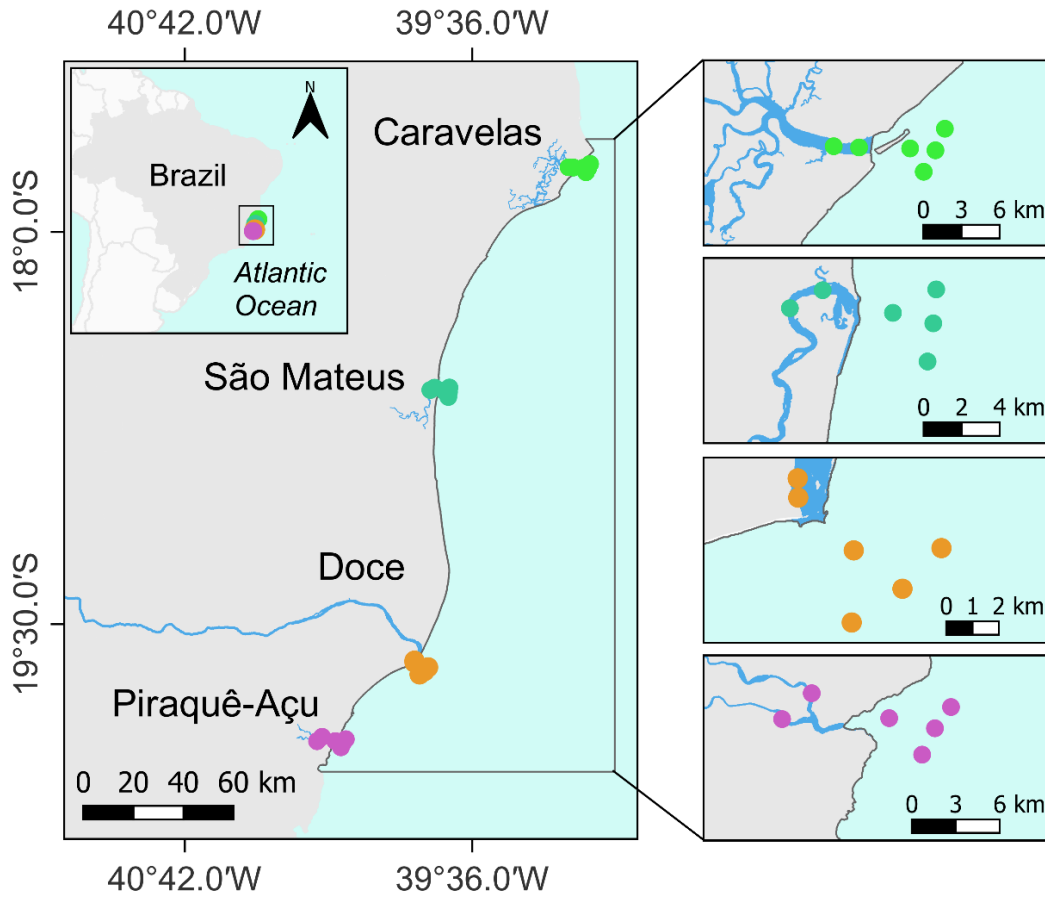


Figure 1. Geographical location of the study area and sampling sites across four estuarine-coastal systems in eastern Brazil.

Caravelas estuarine complex covers 66 km² and comprises a typical tidal-dominated system with tides ranging up to 2 m (Soares et al., 2008). This area has an important mangrove forest, with *Rhizophora mangle* and *Avicennia schaueriana* dominating the bordering regions (Soares et al., 2008; Tognella et al., 2021). The São Mateus River estuary harbors 11 km² of mangroves, with flats, creeks and floodplains, which are occupied by natural marsh vegetation (Silva et al., 2005). The region has a microtidal regime with semidiurnal tides, and the climate is humid tropical (Albino et al., 2016). The mangrove areas are mainly composed of *R. mangle* and *Laguncularia racemosa*, with higher prevalence of *A. schaueriana* seaward (Tognella et al., 2020; Tognella et al., 2021).

In the southernmost localities, the Doce river extends for 853 km and its basin drains approximately 86,000 km². This region has been subject to multiple

impacts (e.g., human occupation, erosion, and sedimentation), and a significant portion of its main channel was affected by the Fundão dam rupture (Fellipe et al., 2016; Pires et al., 2017). The Doce river is characterized mainly by the absence or very low influence of marine water in its estuarine region, whose salinities approach zero along the year and water levels are controlled mainly by variations in semidiurnal tides (Oliveira and Quaresma 2017; Schentini and Hatje, 2020). The estuarine area of the Doce river is bordered by freshwater vegetation. The Piraquê-Açu estuary extends for 50 km with mangrove forests that occupy an area of approximately 12.3 km², mainly consisting of *R. mangle*, *L. racemosa*, and *A. schaueriana* (Barroso 2004; Servino et al., 2018; Tognella et al., 2021). The estuary has a microtidal regime and semidiurnal tides, and two rivers (Piraquê-Mirim and Piraquê-Açu) contribute to the freshwater discharge into the estuarine zone (Barroso 2004).

Sampling design and processing

Fish were monthly sampled at two sites within the estuarine areas and at four sites on their adjacent coastal areas (Fig. 1) from October 2018 to September 2019. At each site, three 5-minutes hauls were performed using a wing trawl net measuring 10.25 m in ground rope and 8.37 m in head rope, with 13 and 5-mm stretched mesh in the body and the cod-end, respectively. The fishing gear used is similar to that used by fishers in the study area. Subsequently to each haul, salinity (PPT), temperature (°C), pH, dissolved oxygen (mg L⁻¹) and turbidity (NTU) were measured at bottom using a Horiba U-52G multi-parameter, and the depth (m) was recorded every minute during each haul using an echosounder.

Fish specimens were placed on ice, and transported to the laboratory where they were kept frozen (-20°) until processing. The individuals were identified and scientific names followed the Eschmeyer's Catalog of Fishes (Fricke et al., 2022).

Local environmental variables

In order to summarize and assess the predominant spatial patterns of local environmental variables, we performed a Principal Component Analysis (PCA) using the “prcomp” function in the R environment (R Core Team, 2023). Afterward, we retained PCA axes to include in the modelling as new

environmental predictors. The PCA was conducted based on a correlation matrix of the centered and standardized environmental data (Legendre and Legendre, 2012), and the most relevant axes (i.e., meaningful physico-chemical gradients) were selected based on the proportion of explained variance using the broken-stick criterion (Peres-Neto et al., 2003).

To interpret information from each selected axis we extracted PCA loadings for each local environmental variable. Only variables with loadings larger than 0.40, i.e., the square root of 1 (sum of all squared loadings in each principal component) divided by 6 (number of environmental variables used to perform PCA), were used.

Spatial predictors

For assessing potential spatial predictors, we performed a Principal Coordinates of Neighbor Matrices Analysis (PCNM) based on latitude and longitude of sampling sites using the “pcnm” function in R environment (“vegan” package, Oksanen et al., 2022; R Core Team, 2023). Significant PCNM axis were used as spatial variables, and arbitrarily classified into three groups representative of spatial dimensions throughout the extent of study area: (1) large scale (PCNM 1 to 3), (2) intermediate scale (PCNM 4 to 6), and (3) fine scale (PCNM 7 to 9) (Borcard and Legendre, 2002). Spatial variables explaining the local contribution to beta diversity in further analyses represented spatial structures expressing the strength of the ecological similarity between closer localities due to unmeasured processes of fish assemblages (e.g., biotic interactions and dispersion) (Borcard et al., 2004; Dray et al., 2006).

Local and species contributions to beta diversity

In this study, each sampling unit (hauls) by each site were grouped. Afterward, beta diversity metrics were calculated separately at two different spatial scales, as follows: (1) locality level, i.e., each estuarine-coastal system; and (2) habitat level, i.e., estuaries or its adjacent coastal areas. Abundance data were used to compute beta diversity indices following the method described by Legendre and De Cáceres (2013). First, the species-by-site abundance matrix was Hellinger-transformed and subsequently was computed the total beta

diversity (BD_{Total} , i.e., total variance of community composition) using the "beta.div" function in R ("adespatial" package, Dray et al., 2023; R Core Team, 2023). The BD_{Total} index values vary between 0 and 1, where a value of 1 indicates maximum differentiation (i.e., all sites have completely distinct composition). On the other hand, a value of 0 indicates complete similarity among sites in terms of species composition.

After computing estimates of the total variance of the community data, total beta diversity was partitioned into "Local Contribution to Beta Diversity" (LCBD) and "Species Contribution to Beta Diversity" (SCBD) components (Legendre and De Cáceres, 2013). LCBD is a comparative indicator of the ecological uniqueness and represent the relative contribution of a specific site to BD_{Total} . Conversely, SCBD represents the relative importance of each species to overall beta diversity patterns across sites. LCBD indices were tested to significance by permutations, evaluating whether species are distributed randomly and independently among the sites (Legendre and De Cáceres, 2013).

Fish assemblage characterization

Metrics representative of local assemblage structure included species richness, relative abundance, and complementary measures of diversity represented by Simpson's reciprocal index and Simpson's evenness index. Species richness (S) was calculated as the number of species per site and the relative abundance expressed the number of individuals at a given site by the total number of individuals in the study area.

Simpson's reciprocal index ($1/D$) is the inverse of Simpson's dominance index (D), which expresses the probability that two individuals randomly chosen from a site belong to the same species. Therefore, Simpson's reciprocal index expresses the effective number of equally abundant species that would support the observed dominance, varying from 1 (no diversity; maximum dominance) to the maximum number of species observed (maximum diversity; no dominance). Simpson's evenness, in turn, describes the pattern of relative species abundances, and is calculated as the effective number of equally abundant species divided by the species richness ($1/DS$), varying from 0 (uneven community) to 1 (perfectly even community). Simpson's index was used as it

provides unbiased estimates of variance in species abundance distribution across different sample sizes, and its evenness measure is mathematically independent of species richness (Smith and Wilson, 1996; Lande et al., 2000).

2.1 Modeling procedures

Different approaches were performed to select predictor variables, and then modeling LCBD values as response variables. All analyses were performed in R environment (R Core Team, 2023). Initially, spatial effects on LCBD were assessed using “lmer” function in “lme4” package (Bates et al., 2015). For each hierarchical level (i.e., localities represented by estuarine-coastal systems and habitat type), spatial variables (i.e., PCNM axes) were included as fixed effects in a linear mixed model with random effects for both locality and habitat. The total variance explained by each predictor independent of other predictors (inclusive R^2) was obtained using “partR2” package (Stoffel et al., 2021). The inclusive R^2 values were then visually assessed using the “forestplot” function, and only spatial predictors with inclusive R^2 values >0 were selected (Fig. S1, S2).

In subsequent modeling procedures, Beta distribution was specified for the response variable since it incorporates heteroskedasticity and skewness, often observed in variables taking values from 0 to 1, as the case of LCBD values (Cribari-Neto and Zeileis, 2010). Afterward, beta regressions including all spatial (i.e., selected PCNM axes), environmental (i.e., PCA axes) and habitat quality (i.e., distances from alternative habitats) variables were evaluated for multicollinearity based on the variation inflator factor (VIF) using the “check_collinearity” function from the “performance” package (Lüdtke et al., 2021). These models were built using “betareg” package (Cribari-Neto and Zeileis, 2010), and only variables with low collinearity ($VIF < 2$) were selected.

Subsequently, we performed model selection procedures using “MuMIn” package (Bartoń, 2023). In all cases, the corrected Akaike information criterion (AICc) was used to compare sets of alternative models (Burnham and Anderson, 2002). The selection of the best model was based on less information loss and simpler structure (lower AICc) and stronger support (higher Akaike weight), and all models with $\Delta AICc$ (i.e., the difference in AIC value between the best model

and the model being compared) <4 were considered for interpretation (Burnham and Anderson, 2002; Wagenmakers and Farrel, 2004).

For each hierarchical level, to select random effects, models including all low collinearity variables were compared to generalized linear mixed models (GLMMs) including also locality as random effect at locality level and habitat as random effect at habitat level. GLMMs with Beta distribution and “logit” link function were fitted using “glmmTMB” package (Brooks et al., 2017). Models were ranked based on the Akaike weights and AICc values using “model.sel” function. The goodness-of-fit of the models with best random structure ($\Delta\text{AICc} <4$) was evaluated using the marginal and conditional R^2 values, which estimate the variance explained by fixed effects and both fixed and random effects, respectively, using the function “r.squaredGLMM”.

For each selected model, an automated model selection was performed using “dredge” function to obtain submodels with parsimonious combinations of fixed effects. All models with $\Delta\text{AICc} <4$ were included in a model averaging approach that calculates averaged parameter estimates and its associated confidence intervals (Burnham and Anderson, 2002). Model averaging was performed using “model.avg” function and confidence intervals were obtained using “confint” function. Parameters with 95% confidence intervals not including the value of zero were considered informative. In addition, the relative variable importance (RVI) for the average model was assessed using “sw” function.

The relationships between LCBD values and assemblage descriptors were also investigated at the locality and habitat levels. In this step, LCBD was modeled separately in relation to species richness, relative abundance, and Simpson’s indices of diversity and evenness using beta regressions. Models were ranked and compared based on AICc, as previously described.

3. Results

Local environmental variables

All environmental predictors and fish assemblage metrics used in the subsequent modeling procedures are presented in Tables S1 and S2. The two first PCA axes (hereafter named LOC1 and LOC2) explained 76.8 % of the total

variance (Fig. S3) and were selected to represent physico-chemical gradients (Table 1). LOC1 distinguished sites characterized by greater depth and salinity, and lower temperature (negative scores), which primarily represent coastal areas, from sites with the opposite gradient (positive scores) located mainly in estuarine areas (Tables 1, and S1, Fig. S3). Conversely, LOC2 separated sites characterized by differences in pH and turbidity, highlighting mainly different estuarine systems (Table 1, Fig. S3). Caravelas and São Mateus had higher pH and turbidity (positive scores) compared with the other estuaries. Doce river was more similar to Piraquê-Açu and were associated with higher depth and salinity values, mostly in coastal areas.

Table 1. Results of the Principal Component Analysis (PCA) of the environmental variables representing local environmental gradients across all estuarine-coastal systems. The loadings for each variable on the first two selected axes (76.8% var. explained) are presented. Larger loadings (> 0.40) are highlighted in bold.

Environmental variables	LOC1	LOC2
pH	-0.212	0.662
Salinity	-0.499	0.315
Temperature	0.459	0.205
Dissolved oxygen	0.317	0.295
Depth	-0.543	0.127
Turbidity	0.316	0.566

Local contributions to beta diversity

In each estuarine-coastal system (locality level), LCBD values were higher in estuarine areas compared to their adjacent coastal areas, where no site showed significant local uniqueness (Fig. 2 left panel, Table S4). Within estuarine areas, most sites exhibited significant local contribution. Piraquê-Açu showed the higher total beta diversity values ($BD_{Total} = 0.533$), evidencing larger differences between their estuarine and coastal sites, followed by São Mateus ($BD_{Total} = 0.497$), Doce river ($BD_{Total} = 0.496$), and Caravelas ($BD_{Total} = 0.208$) (Table S3).

At habitat level, total beta diversity was higher across all estuarine areas ($BD_{Total} = 0.601$) than coastal areas ($BD_{Total} = 0.267$), indicating a higher level of differentiation among estuarine areas compared to coastal areas. The mean local contribution to overall beta diversity was 0.125 (ranged from 0.085 to 0.150) in estuarine areas, and 0.063 (ranged from 0.044 to 0.118) in coastal areas (Fig. 2, right panel, Table S5). However, no site showed significant LCBD in estuarine areas, whereas in coastal areas, only one site associated with Piraquê-Açu exhibited higher and significant local uniqueness (LCBD = 0.118).

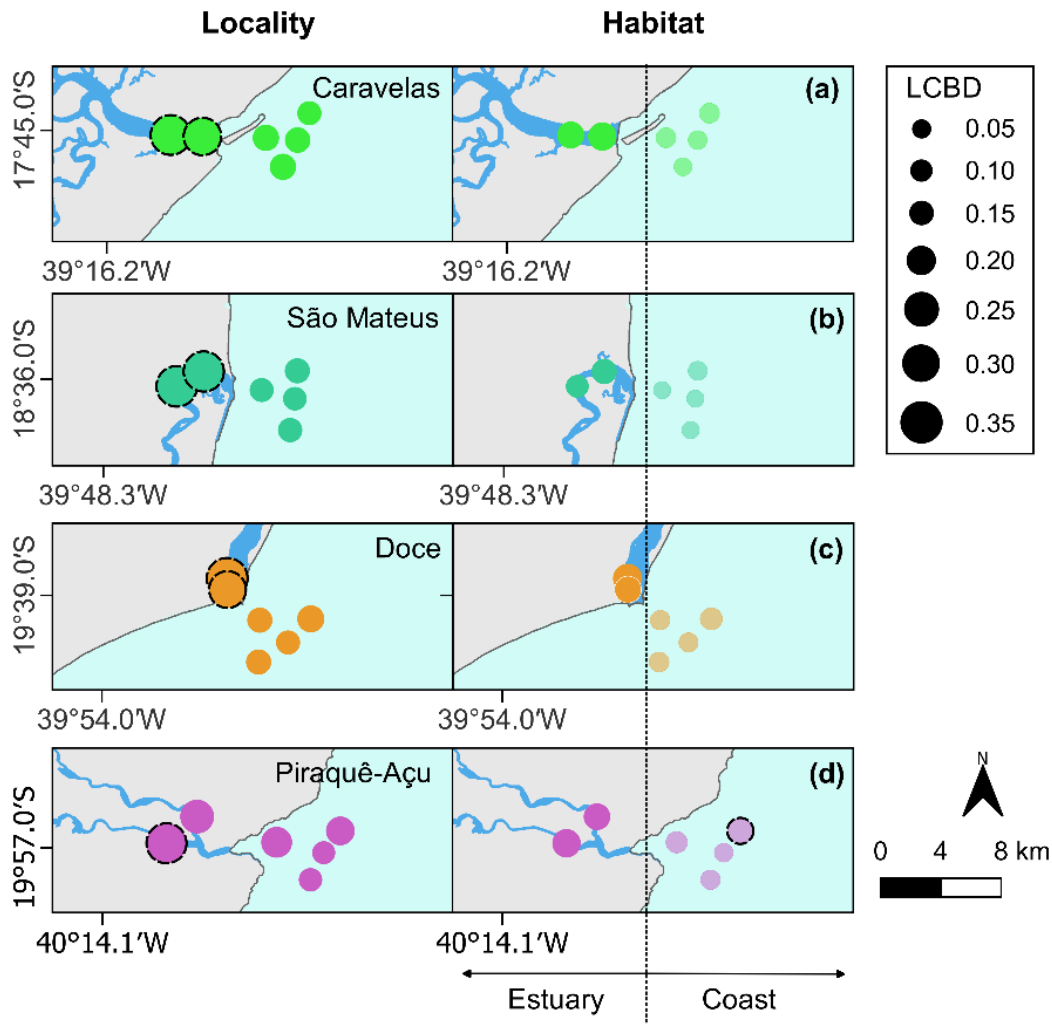


Figure 2. Local contribution to beta diversity (LCBD) based on abundance data per locality (left panel) and habitat (right panel) of sampling sites along estuarine-coastal systems in eastern Brazilian coast. Circles with a dashed rim indicate significant LCBD values at the 0.05 level.

Species contributions to beta diversity

We caught 192 fish species belonging to 58 families along all estuarine-coastal systems (Table S2). In terms of SCBD, the relative importance of species to beta diversity varied at both locality and habitat levels. Across estuarine-coastal systems (Table S6), Caravelas exhibited 105 species, 29 of which contributed above the mean, with the highest contribution of *Genyatremus luteus* (0.080). In São Mateus, 114 species were recorded (24 species above the mean), whereas in Piraquê-Açu 134 species (23 species above the mean), and in both localities *Chirocentrodon bleekermanus* exhibited the highest SCBD values (0.122 and 0.177, respectively). For Doce river, 108 species were recorded among which 22 presented SCBD values above the mean. The catfish *Genidens genidens* (0.237), had the highest SCBD in the Doce river. Finally, only the species *C. bleekermanus*, *Isopisthus parvipinnis*, *Paralichthys brasiliensis*, *Pellona harroweri*, and *Stellifer rastrifer* co-occurred in all areas and also exhibited SCBD values above the mean.

At habitat level, 154 fish species were recorded for coastal areas, among which 37 species presented SCBD values higher than the mean (0.006, Table S7). The species *C. bleekermanus* (0.132), was the species that most contributed to beta diversity along coastal areas. Regarding estuarine areas, 130 fish species were recorded, of which 29 species had SCBD values above the mean (0.008, Table S6). The estuarine catfish *G. genidens* exhibited the highest SCBD value (0.145) in estuarine areas. In addition, 13 species with SCBD values above the mean co-occurred in estuarine and coastal areas (Table S6).

Influence of environmental and spatial predictors on LCBD

Spatial predictors related to LCBD at locality level evidenced spatial structure at different spatial scales (i.e., large - PCNM 2; intermediate - PCNM 4 and 5; fine -PCNM 8 and 9) (Table 2, Fig. S1). Similar effects were observed at habitat level, but more spatial variables representative of unmeasured larger scale processes (PCNM 1 to 3) were selected (Table 2, Fig. S2).

Table 2. Selected models at local and habitat scale account for spatial and environmental predictors on LCBD values. Best models are highlighted in bold; R²m, total variation explained by fixed effects; R²c, total variation explained by fixed and random effects; K, number of factors; LL, Log Likelihood; ΔAICc, difference between the AICc of each model and the AICc of the best model; AICc *wi*, AICc weight.

Dependent variable	Model	Effects		Pseudo R ²	R ² m	R ² c	K	LL	AICc	Δ AICc	AICc <i>wi</i>
		Fixed	Random								
LCBD per locality	m1	LOC1, LOC2, PCNM2, PCNM4, PCNM5, PCNM8, PCNM9		0.61			9	39.61	-48.36		0.93
	m2	LOC1, LOC2, PCNM2, PCNM4, PCNM5, PCNM8, PCNM9	Locality		0.68	0.92	10	40.07	-43.22	5.14	0.07
LCBD per habitat	m1	LOC1, PCNM1, PCNM2, PCNM3, PCNM4, PCNM6, PCNM7, PCNM8	Habitat		0.13	0.93	11	66.24	-88.47		0.85
	m2	LOC1, PCNM1, PCNM2, PCNM3, PCNM4, PCNM6, PCNM7, PCNM8		0.58			10	61.00	-85.08	3.39	0.15

Overall, at locality level, fixed effects that better explained the LCBd values, were LOC2 (negatively), and LOC1 (positively) (Table 3). Higher LCBd was primarily related to lower pH and turbidity, observed mainly at sites in Doce river and Piraquê-Açu. However, lower salinity and depth, and higher temperatures favored LCBd. Spatial effects on LCBd, in turn, were not informative at locality level (Tables 3 and S8). Conversely, at habitat scale, considering alternative models including habitat as random effect, LCBd was more influenced by spatial variables (PCNM 1 and 2), with positive effects indicating higher local uniqueness related to unmeasured large-scale processes.

In alternative models including only fixed effects, LCBd variation was primarily influenced by PCNM6 (positively), and to a lesser extent PCNM1 (positively), PCNM8 (negatively), and LOC1 (positively) (Table 3). This result indicates a strong redundancy between habitat type (random effect) and the environmental gradient in LOC1, as well as finer scale spatial structures. Moreover, the positive effect of LOC1 reinforced the importance of differences in salinity, depth, and temperature to determine higher ecological uniqueness at estuarine sites.

Table 3. Parameter estimates, confidence intervals (CI 95%) and relative variables importance (RVI) based on average of the generalized linear mixed models selected ($\Delta AICc < 4$) for relationships between LCBd and local and spatial variables at local and habitat level. Estimates with CI that do not overlap zero are highlighted in bold.

Model parameter	Estimate	RVI
<i>LCBD per locality</i>		
Intercept	-1.654 (-1.826, -1.483)	
LOC1	0.167 (0.066, 0.267)	1.00 (n = 8)
LOC2	-0.173 (-0.292, -0.054)	1.00 (n = 8)
PCNM2	-0.199 (-1.382, 0.210)	0.34 (n = 3)
PCNM3	0.004 (-0.905, 0.785)	0.06 (n = 1)
PCNM5	-0.126 (-1.292, 0.254)	0.24 (n = 2)
PCNM8	-0.040 (-1.366, 0.698)	0.12 (n = 2)
PCNM9	-0.002 (-0.885, 0.838)	0.06 (n = 1)
<i>LCBD per habitat</i>		
Intercept	<i>Random effect: Habitat</i>	
	-2.328 (-2.931, -1.725)	

LOC1	-0.001 (-0.082, 0.044)	0.05 (n = 1)
PCNM1	0.585 (0.168, 1.003)	1.00 (n = 11)
PCNM2	0.308 (0.017, 0.907)	0.67 (n = 7)
PCNM3	0.022 (-0.239, 0.614)	0.12 (n = 2)
PCNM4	0.001 (-0.374, 0.425)	0.05 (n = 1)
PCNM6	0.039 (-0.279, 0.834)	0.14 (n = 2)
PCNM7	0.002 (-0.349, 0.415)	0.05 (n = 1)
PCNM8	0.043 (-0.246, 0.804)	0.15 (n = 2)
<i>LCBD per habitat</i>		
Intercept	-2.446 (-2.586, -2.306)	
LOC1	0.070 (0.033, 0.253)	0.49 (n = 10)
PCNM1	0.771 (0.121, 1.837)	0.79 (n = 16)
PCNM2	-0.004 (-0.755, 0.557)	0.04 (n = 2)
PCNM3	0.032 (-0.350, 0.973)	0.10 (n = 3)
PCNM4	-0.052 (-1.018, 0.282)	0.14 (n = 4)
PCNM6	1.087 (0.382, 2.041)	0.90 (n = 17)
PCNM7	0.228 (-0.094, 1.362)	0.36 (n = 8)
PCNM8	-0.602 (-1.682, -0.215)	0.63 (n = 13)

Metrics representative of local fish assemblage structure

Species richness decreased from Caravelas to Doce river, but higher values were observed in the Piraquê-Açu system (Table S2). Simpson's diversity showed a similar gradient decreasing from Caravelas to Piraquê-Açu system, but evenness supported diversity values much lower than species richness (Table S2). Relative abundance, in turn, showed an opposite gradient characterized by a slight increase and higher values observed in Doce river and Piraquê-Açu systems (Table S2).

Overall, fish assemblage descriptors had stronger effects on LCBD at locality level, but similar patterns were observed at both levels (Table 4). At both locality and habitat levels, LCBD variation was primarily influenced by Simpson's diversity ($R^2 = 0.45$ and $R^2 = 0.28$, respectively), showing higher local contribution at sites with higher diversity and lower dominance (Table 4, Fig. S4, S5). Evenness influenced LCBD primarily at habitat level, but more informative effects compared to species richness reinforced the higher influence of dominance patterns on LCBD variation at both levels (Table 4, Fig. S4, S5). Species richness and relative abundance had only slight effects,

but higher local contributions observed at species-rich sites with lower relative abundance supported their influences at both levels (Table 4, Fig. S4, S5).

Table 4. Models explaining LCBD relationships with fish assemblage descriptors. Selected models ($\Delta\text{AICc} < 4$) are highlighted in bold. K, number of factors; LL, Log Likelihood; ΔAICc , difference between the AICc of each model and the AICc of the best model; AICc weight.

Model	Intercept	Estimate	R ²	K	LL	AICc	ΔAICc	AICc <i>wi</i>
<i>LCBD per locality</i>								
Simpson's diversity	-2.566	0.098	0.45	3	36.44	-65.68		0.91
Simpson's evenness	-2.528	5.208	0.34	3	34.12	-61.04	4.64	0.09
Species richness	-2.822	0.022	0.13	3	29.74	-52.28	13.40	0.00
Relative abundance	-1.323	-6.923	0.08	3	29.33	-51.46	14.22	0.00
<i>LCBD per habitat</i>								
Simpson's diversity	-2.919	0.054	0.28	3	52.69	-98.18		0.67
Simpson's evenness	-2.884	2.801	0.19	3	51.48	-95.75	2.43	0.20
Relative abundance	-2.076	-7.956	0.16	3	50.62	-94.05	4.14	0.09
Species richness	-3.280	0.159	0.12	3	49.95	-92.69	5.49	0.04

4. Discussion

In this study, we examined the contributions of sampling sites and species to beta diversity patterns, and unraveled potential associations with environmental, spatial and assemblage-based predictors. Our findings provided an assessment of beta diversity within and between estuarine-coastal systems by highlighting: (1) the important role of estuarine areas in maintaining the variation in fish assemblage composition and abundance, as estuaries exhibited higher local contributions to total beta diversity than their adjacent coastal areas; (2) local environmental predictors, indicative of estuarine and marine influences (i.e., salinity, depth and temperature), and large-scale spatial structures as the primary drivers of LCBD, showing the importance of differences between habitat types (estuaries and coast); and (3) patterns of species diversity and dominance governing the ecological uniqueness of local assemblages, with high-diversity and low-dominance fish assemblages making the highest contributions to beta diversity.

The assessment of LCBD and SCBD portray a crucial step to our understanding of the spatial variation in species composition and abundance (Legendre and De Cáceres, 2013). Some studies have investigated the contributions of sites and species to beta diversity in fish communities across different aquatic environments, including freshwater (Leão et al., 2020; Duarte et al., 2022), estuarine (Chin et al., 2018) and marine ecosystems (Camara et al., 2022; Cionek et al., 2022). Our results supported higher LCBD in estuarine areas as a result of more variable fish assemblage composition (e.g., spatial replacement of species) compared to coastal adjacent areas. In this sense, the availability of more complex habitats supporting species-rich assemblages and differences between estuarine systems produce stronger environmental filtering which may partially explain the higher LCBD in estuarine areas (Camara et al., 2022; Cionek et al., 2022).

The composition of the ichthyofauna highlighted the dominance of species from the Sciaenidae and Pristigasteridae family, which are commonly found in tropical and subtropical Atlantic coastal areas (Blaber, 2002). Some of these species (e.g., *Stellifer brasiliensis*, *S. rastrifer*, *C. gracilicirrhus*, *P. brasiliensis*, *C. bleekermanus* and *P. harroweri*) also showed high contributions to beta diversity, mainly in coastal areas, and are commonly caught in bottom trawls during seabob shrimp bycatch along the Brazilian coast (Silva-Júnior et al., 2015; Rodrigues-Filho et al., 2020; Cionek et al., 2022). The high frequency and abundance of these species can also be justified by their r-strategist traits, including rapid growth, extended reproductive periods, and high fecundity, which confer resilience (Sedrez et al., 2013).

Species that co-occurred in both estuarine and coastal areas also exhibited high SCBD. Fish that use estuarine areas are mostly represented by marine species of different functional groups (Favero et al., 2018; Ferreira et al., 2019), which are adapted to estuarine conditions and present substantial levels of dependence and association with these areas (Able, 2005; Whitfield et al., 2023). The species that most contributed to beta diversity in estuarine areas was the catfish *G. genidens*, found primarily in the Doce river. The dominance of *G. genidens* in internal areas of the Doce river, as well as other benthic/demersal species (e.g., *G. barbus*, *Cathorops spixii*, *Trinectes microphthalmus*), may be attributed to its adaptations to freshwater-

dominated estuaries (Carlos-Júnior et al., 2019). Moreover, common species are typically more abundant in stressed environments, and the significant contribution to beta diversity of highly abundant and widely distributed species in these impacted areas of the Doce river, may serve as good indicators of anthropogenic impacts and be suitable for monitoring long-lasting effects of the Fundão mining disaster (Condini et al., 2022).

In general, beta diversity patterns have been linked to physical and environmental variables (Rolls et al., 2023). In coastal seascapes, some fish species use multiple habitats and may respond differently to specific environmental conditions variation (da Silva et al., 2022; Bradley et al., 2024). In estuarine systems, the fluctuating environment, driven mainly by direct interaction of climate variables in terrestrial and adjacent coastal areas, promotes significant variation in physicochemical water parameters (Elliot and Quintino 2007; Raimonet and Cloern 2016). The estuarine-coastal systems studied herein differ considerably in their geomorphological and hydrographic characteristics, particularly between estuarine areas. Our study revealed that the most evident environmental variations in salinity, depth and temperature distinguished sites in estuarine areas from sites in coastal areas, while pH and turbidity characterized differences between individual estuarine-coastal systems. Therefore, according to the requirements of the fish species, local environmental conditions may promote variations in fish assemblage composition depending on both estuary-specific variability and differences between estuarine and coastal areas (Vilar et al., 2013; Cadotte and Tucker, 2017).

Besides the importance of environmental effects on beta diversity (Lima et al., 2024), explore the spatial influence represents an important step to our comprehension of metacommunity processes that modulate fish assemblage variation (Leibold et al., 2004; Chin et al., 2018). In our study, the random variation related to habitat type was strongly redundant with environmental effects, but intermediate to fine-scale spatial influenced on LCBD, when the effect of the habitat was not considered, evidenced how much the contributions of closer sites are similar or differ due to unmeasured processes. This suggests the importance of incorporating additional unmeasured descriptors at habitat level, such as substrate type and other features at landscape

scale, such as estuarine and coastal morphology (e.g., estuary mouth width, estuarine area, and continental shelf width), that can also affect fish assemblages (França et al., 2011; Pasquaud et al., 2015). Furthermore, large-scale spatial influences on LCBD at habitat level evidenced that unmeasured processes operating at geographically closer sites (e.g., disturbances, dispersal, and other random events promoting fluctuations in species abundances) also produce patterns of site contributions to beta diversity (Dray et al., 2006; Carlos-Júnior et al., 2019).

The connectivity between estuarine and adjacent coastal habitats promotes high resource availability, representing an important factor for estuarine-associated fish species, either dependent or obligate users (Whitfield, 2020; da Silva et al., 2022; Bradley et al., 2024). Estuaries have been recognized as environments with a greater diversity of associated habitat, either from their main channel or surrounding intertidal habitats (Sheaves et al., 2015; Whitfield, 2017). Among the studied systems, Piraquê-Açu and Caravelas rivers show more evident structural connectivity between estuarine and adjacent coastal areas, with strong influence of marine waters intrusion along the estuary. On the other hand, São Mateus estuary shows a marked seasonal variability, with estuarine areas experiencing fluctuations in salinity values among seasons, mainly due to freshwater input in the rainy season. In contrast to the other estuarine areas, the Doce river shows the most evident differences in its internal area, with lower salinities values along the entire year (Oliveira and Quaresma, 2017). In the context of changes in environmental characteristics, it is expected that different sets of species would increase or decrease in abundance depending on their ecological niches (Heino et al., 2015; Holt, 2020). Thus, higher LCBD observed in estuarine areas may be linked to the intrinsic physical and hydrological features of each estuarine system, which have singular influences on local fish assemblage dynamics, as already suggested to occur for estuarine systems distributed along the Brazilian coast (Vilar et al., 2013).

Our results highlighted the well-established relevance of estuarine areas to fish species composition, abundance and life cycles. However, our understanding of processes shaping assemblage structure is constrained by the absence of pre-disaster information, above all, in the Doce river. All four estuarine-coastal systems were subjected to anthropogenic impacts, including the mining disaster which have the

potential to alter environmental conditions at different spatial and temporal scales. Considering that all studied systems were hit in a gradient, it is crucial to compile basic ecological information regarding local and species contributions to fish beta diversity in these areas.

Finally, our study highlighted the ecological singularity of sites as a primary result of local environmental conditions at locality level, evidencing the importance of differences between individual estuarine-coastal systems, and between their estuarine and coastal areas. Environmental and spatial effects on LCBD at habitat level, in turn, reinforced the role of marine-estuarine gradients and evidenced the importance of multiscale assessments. Higher LCBD related to higher species diversity and lower dominance supported the influences of fish assemblage structure on local uniqueness at both levels considered in the study. To a lesser extent, species-richer assemblages with lower relative abundance also supported higher levels of local singularity. These results evidenced that conservation actions must focus on the maintenance of high-diversity fish assemblages, a need also supported by significant contributions of different species to beta diversity at locality and habitat levels. Moreover, even eight years after the mining disaster, the continuity of regular long-term monitoring remains essential for a better understanding of potential temporal and spatial variations in site and species contributions to beta diversity of the coastal fish assemblages. Exploring this approach may help to identify areas that should be prioritized or included for conservation, especially impacted and stressed environments. Future investigations considering the functional counterparts of the observed relationships, and the identification of larger scale and landscape processes producing fish diversity patterns may provide key information in this sense.

Acknowledgments

This research was developed under the Aquatic Biodiversity Monitoring Program, Environmental Area I, established by the Technical Scientific Cooperation Agreement no. 30/2018 between the Fundação Espírito-Santense de Tecnologia (FEST) and the Renova Foundation, published in Brazilian Official Gazette (Diário Oficial da União). The main author thanks Fundação de Amparo à Pesquisa do Espírito Santo (FAPES) for the scholarship (FAPES N° 13/2019-PROCAP 2020). A M Hostim-Silva thanks research fellowship provided by CNPq (Proc. 310661/2022-2). Grants for EMC were provided by the Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro – FAPERJ (PDR10 E-26/201.929/2020 and E-26/201.930/2020).

References

- Able, K.W., 2005. A reexamination of fish estuarine dependence: evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 64, 5-17.
- Albino, J., N.C. Neto, and T.C.A. Oliveira., 2016. The beaches of Espírito Santo, In: A. Short, A., Klein, A.H.F., (Eds), *Brazilian beach systems*. Springer, pp. 349-377.
- Anderson, M.J., Crist, T.O., Chase, J.M., Vellend, M., Inouye, B.D., Freestone, A.L., et al., 2011. Navigating the multiple meanings of beta diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters* 14, 19–28.
- Andrades, R., H.C. Guabiroba, M.S.C. Hora, R.F. Martins, V.L.A. Rodrigues, C.C. Vilar, T. Giarrizzo, and Joyeux, J.C., 2020. Early evidences of niche shifts in estuarine fishes following one of the world's largest mining dam disasters. *Marine Pollution Bulletin* 154,111073.
- Barletta, M., A. Barletta, M., Melo, R.C.B., Whitfield, A.K., 2023. Past and present conservation of south American estuaries. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 295, 108542
- Barletta-Bergan, U., Saint-Paul, G., Huboldt., 2005. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of Fish Biology* 66, 45-72.
- Barroso, G.F., 2004. Development of an evaluation framework for sustainable bivalve aquaculture: a strategic plan approach in Espírito Santo. Ph.D. Thesis, Geography. University of Victoria, Canada, unpublished.
- Bartoń, K., 2023. Mu-MIn: Multi-model inference. R package version 1.47.5. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.
- Baselga, A., 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19, 134–143.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015. Fitting linear mixed effects models using lme4. *Journal of Statistical Software* 67, 1–48.
- Beck, M.W., Heck, K.L., Able, K.W., Childers, D.L., Eggleston, D.B., Gillanders, B.M., Weinstein, M.P., 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience* 51, 633–641.

- Bellard, C., C. Bertelsmeier, P. Leadley, W. Thuiller, and F. Courchamp., 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letter* 15, 365–377.
- Blaber, S.J.M., 2002., "Fish in hot water": the challenges facing fish and fisheries research in tropical estuaries. *Journal of Fish Biology* 6, 1-20.
- Blaber, S.J.M., Barletta, M., 2016. A review of estuarine fish research in South America: what has been achieved and what is the future for sustainability and conservation? *Journal of Fish Biology*. 89, 537–568.
- Bonecker, A.C.T., M.S. Castro, C.D. Dias, F. Sá, G.N. Mill, R.D. Ghisolfi, and S.L.C. Bonecker., 2022. Monitoring of ichthyoplanktonic community at the Doce River mouth and adjacent marine region in Southeast Brazil after Fundão dam collapse. *Journal of Sea Research* 189,102284.
- Borcard, D., Legendre, P., 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling* 153, 51–68.
- Borcard, D., Legendre, P., Avois-Jacquet, C. Tuomisto, H., 2004. Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales. *Ecology* 85, 1826–1832.
- Bradley, M., Dubuc, A., Piggott, C. V. H., Sambrook, K., Hoey, A. S., Depczynski, M., Langlois, T. J., Gagliano, M., Wilson, S. K., Cure, K., Holmes, T. H., Moore, G. I., Travers, M., Baker, R., Nagelkerken, I., Sheaves, M., 2024. The fish–mangrove link is context dependent: Tidal regime and reef proximity determine the ecological role of tropical mangroves. *Fish and Fisheries* 1–19.
- Brooks, M. E., Kristensen, K., van Benthem, K. J., Magnusson, A., Berg, C.W., Nielsen, A., Skaug, H.J., Mächler, M., Bolker, B.M., 2017. glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. *The R Journal* 2, 378–400.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach, second ed. Springer-Verlag, New York.
- Cadotte, M.W., Tucker, C.M., 2017. Should environmental filtering be abandoned? *Trends in Ecology and Evolution* 32, 429e437.
- Camara, E.M., Andrade-Tubino, M.F., Franco, T.P., Neves, L.M., Santos, L.N., Araújo, F.G., 2022. Multiscale mechanisms underpin the ecological uniqueness of local fish assemblages in tropical coastal seascapes. *Marine Biology*, 169.

- Carlos-Júnior, L.A., Spencer, M., Neves, D.M., Moulton, T.P., de Oliveira Pires, D., e Castro, C.B., et al., 2019. Rarity and beta diversity assessment as tools for guiding conservation strategies in marine tropical subtidal communities. *Diversity and Distributions* 25, 743–757.
- Carmo, F.F., L.H.Y. Kamino, R.T. Junior, I.C. Campos, G. Silvino, K.J. Castro, M.L. Mauro, N. Rodrigues, M. Miranda, and C.E.F. Pinto., 2017. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. *Perspective in Ecology and Conservation* 15,145–151.
- Chin, A. T. M., Linke, J., Boudreau, M., Thériault, M.-H., Courtenay, S. C., Cormier, R., Fortin, M. J., 2018. Beta diversity changes in estuarine fish communities due to environmental change. *Marine Ecology Progress Series* 603, 161–173.
- Cionek, V.M., Rodrigues-Filho, J.L., Petsch, D.K., Branco, J.O., 2022. Ecological uniqueness and species Contribution to beta diversity differ between fishes and crustaceans' bycatch in subtropical shallow marine ecosystems. *Aquatic Sciences* 84:41.
- Coimbra, K.T.O., Alcântara, E., Souza-Filho, C.R., 2020. Possible contamination of the Abrolhos reefs by Fundão dam tailings, Brazil-New constraints based on satellite data. *Science of the Total Environment* 733,138101.
- Condini, M.V., Pichler, H.A., Oliveira-Filho, R.R., Cattani, A.P., Andrades, R., Villar, C.C., Joyeux, J.C., Soeth, M., Biasi, J.B., Eggertsen, L., Dias, R., Hackrad, C.W., Félix-Hackrad, F.C., Chiquieri, J., Garcia, A.M., Hostim-Silva, M., 2022. Marine fish assemblages of Eastern Brazil: An update after the world's largest mining disaster and suggestions of functional groups for biomonitoring long-lasting effects. *Science of The Total Environment* 807, 150987.
- Cribari-Neto, F., Zeileis, A., 2010. Beta regression in R. *Journal of Statistical Software* 2, 1–24.
- da Silva, V.E.L., de Assis, I.O., Campos-Silva, J.V., Paulino, G.V.B., Fabré, N.N., 2022. Relative importance of habitat mosaics for fish guilds in the northeastern coast of Brazil. *Regional Studies in Marine Science* 50, 102145.
- de Biasi, J.B., Ricardo Marques Dias, R.M., Santos, V.C., Mantellato, A.M.B., A.P.C., Hostim-Silva, M., Hackrad, C.W., Félix-Hackrad, F.C., 2023. The effect of a mining dam failure on the genetic diversity and population resilience of marine fishes along the eastern Brazilian coast. *Regional Studies in Marine Science* 68, 103239.

- de Carvalho, D.R., Ferreira, F.F., Dergam, J.A., Moreira, M.Z., Pompeu, P.S., 2024. Food web structure of fish communities of Doce River, 5 years after the Fundação dam failure. *Environmental Monitoring and Assessment*. 3, 300.
- Dornelas, M., et al., 2023. Looking back on biodiversity change: lessons for the road ahead. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 378: 20220199.
- Dray, S., Bauman D, Blanchet G, Borcard , D, Clappe S, Guénard G, Jombart T, Larocque G, Legendre P, Madi N, Wagner H.H., 2023. *adespatial: Multivariate Multiscale Spatial Analysis*. R package version 0.3-20, <https://CRAN.R-project.org/package=adespatial>
- Dray, S., Legendre, P., Peres-Neto, P.R., 2006. Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecological Modelling*, 196, 483–493.
- Duarte, C., Farago, T. L. B., dos Anjos, C. S., dos Santos, N. R., do Nascimento, L. M., Cella-Ribeiro, A., de Deus, C. P., 2022. Spatial and seasonal variation of benthic fish assemblages in whitewater rivers of Central Amazon. *Biota Neotropica* 22(4).
- Elliott, M., Quintino, M., 2007. The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin* 54, 640–645.
- Favero, F., Araújo, I., Severi, W., 2019. Structure of the fish assemblage and functional guilds in the estuary of Maracaípe, Northeastern coast of Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca* 45, 417.
- Felippe, M.F., Junior, A.P.M., Mendes, L.C., Cota, G.E.M., Carneiro, P.S., Gontijo, B.M., 2016. Conexões geo-históricas e contemporâneas entre ocupação territorial, degradação ambiental e rarefação hídrica na Bacia do Rio Doce. *Geografias* 203–222.
- Fernandes, G.W., Goulart, F.F., Ranieri, B.D., Coelho, M.S., Dales, K., Boesche, N., Soares-Filho, B., et al., 2016. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. *Natureza & Conservação* 14: 35–45.
- Ferreira, V., Le Loc'h, F., Ménard, F., Frédou, T., Frédou, F.L., 2019. Composition of the fish fauna in a tropical estuary: The ecological guild approach. *Scientia Marina* 83, 133.

- França, S., Costa, M.J., Cabral, H.N., 2011. Inter- and intra-estuarine fish assemblage variability patterns along the Portuguese coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 91, 262-271.
- Francini-Filho, R.B, Cordeiro, M.C., Omachi, C.Y., Rocha, A.M., Bahiense, L., Garcia, G.D., Tschoeke, D., de Almeida, M.G., Rangel, TP., de Oliveira, B.C.V., de Almeida, D.Q.R., Menezes, R., Mazzei, E.F., Joyeux, J.C., Rezende, C.E., Thomson, C.C., Thompson, F.L., 2019. Remote sensing, isotopic composition and metagenomics analyses revealed Doce River ore plume reached the southern Abrolhos Bank Reefs. *Science of the Total Environment* 697,134038.
- Fricke, R., Eschmeyer, W.N., Van der Laan, R., 2022. Eschmeyer's Catalog of Fishes: Genera, Species, References Electronic version accessed 05/06/2024.
- Harrison, T.D., Whitfield, A.K., 2021. A global assessment of fish estuary associations: A numerical approach to assessing estuary-associated fish functional guilds. *Fish and Fisheries* 22,874–898.
- Hatje, V., Pedreira, R.M.A., De Rezende, C.E., Schettini, C.A.F., De Souza, G.C., Marin, D.C., Hackspacher, P.C., 2017. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. *Scientific Reports* 7, 1–13.
- Heino, J., Melo, A. S., Siqueira, T., Soininen, J., Valanko, S., & Bini, L. M., 2015. Metacommunity organization, spatial extent and dispersal in aquatic systems: Patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology* 60, 845–869.
- Holt, R. D., 2020. Reflections on niches and numbers. *Ecography* 3, 387-390.
- Kennish, M.J., 2002. Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental Conservation* 29, 78-107.
- Lande, R., DeVries, P.J. and Walla, T.R., 2000. When species accumulation curves intersect: implications for ranking diversity using small samples. *Oikos* 89, 601-605.
- Leão, H., Siqueira, T., Torres, N. R., Montag, L.F.A., 2020. Ecological uniqueness of fish communities from streams in modified landscapes of Eastern Amazonia. *Ecological Indicators* 111, 106039.
- Legendre, P. and M. De Cáceres., 2013. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters* 16: 951-963.

- Legendre, P., 2014. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 11, 1324–1334.
- Legendre, P., 2019. A temporal beta-diversity index to identify sites that have changed in exceptional ways in space-time surveys. *Ecology and Evolution* 6, 3500–3514.
- Legendre, P., Legendre, L., 2012. Ordination in reduced space. *Developments in Environmental Modelling* 24, 425–520.
- Legendre, P., Salvat, B., 2015. Thirty-year recovery of mollusc communities after nuclear experimentations on Fangataufa atoll (Tuamotu, French Polynesia). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 282, 20150750.
- Leibold, M.A., Holyoak, M., Mouquet, N. et al., 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* 7, 601–613.
- Lima, L.B., Oliveira, F.J.M., Júnior, P.M., Lima-Junior, D.P., 2024. Local environmental variables are the best beta diversity predictors for fish communities from the Brazilian Cerrado streams. *Aquatic Sciences* 86, 19.
- Lindholm, M., Alahuhta, J., Heino, J., Toivonen., 2020. Temporal beta Diversity of lake plants is determined by concomitant changes in environmental factors across decades. *Journal of Ecology* 109, 819–832.
- Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R.G., Kay, M.C., Kidwell, S.M, Kirby, M.X., Peterson, C.H., Jackson, J.B., 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science* 312, 1806-1809.
- Lüdecke, D., Ben-Shacha, M., Patil, I., Waggoner, P., Makowski, D., 2021. performance: An R Package for Assessment, Comparison and Testing of Statistical Models. *Journal of Open-Source Software* 6, 3139.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Malden, MA: Black-well Science.
- Magurran, A.E., Dornelas, M., Moyes, F., Henderson, P.A., 2019. Temporal β diversity: a macroecological perspective. *Global Ecology and Biogeography* 28,1949–1960.
- Marta-Almeida, M., Mendes, R., Amorim, F.N., Cirano, M., Dias, J.M., 2016. Fundão Dam collapse: oceanic dispersion of River Doce after the greatest Brazilian environmental accident. *Marine Pollution Bulletin* 112, 359–364.

- Moreno, C.E., Calderón-Patrón, J.M., Martín-Regalado, N.M., Martínez-Falcón, A.P., Ortega-Martínez, I.J., Ríos-Díaz, C.L., Rosas, F., 2018. Measuring species Diversity in the tropics: a review of methodological approaches and framework for future studies. *Biotropica* 6:929-641.
- Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P, McGlinn, D., et al., 2019. Vegan: community ecology package. R package version 2.5–6. <https://CRAN.Rproject.org/package=vegan>.
- Oliveira, K.S.S., Quaresma, V.S., 2017. Temporal variability in the suspended sediment load and streamflow of the Doce River. *Journal of South American Earth Sciences* 78, 101-115.
- Pasquaud, S, Vasconcelos, RP, França S, Henriques, S, Costa, MJ, Cabral, H., 2015. Worldwide patterns of fish biodiversity in estuaries: effect of global vs. local factors. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 154, 122–128.
- Peres-Neto, P.R., Jackson, D.A., Somers, K.M., 2003. Giving meaningful interpretation to ordination axes: assessing loading significance in principal component analysis. *Ecology* 9, 2347–2363.
- Pires, A.P.F., Rezende, C.L., Assad, E.D., Loyola, R., Scarano, F.R., 2017. Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. *Perspectives in Ecology and Conservation* 15, 187–193
- Podani, J., Schmera, D., 2011. A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence-absence data. *Oikos* 120, 1625-1638.
- R Core Team, 2023. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Raimonet, M., Cloern, J.E., 2016. Estuary-Ocean connectivity: fast physics, slow biology. *Global Change Biology* 23, 2345-2357.
- Reis, R.E., Albert, J.S., Dario, F.D., Mincarones, M.M., Petry, P., Rocha, L.A., 2016. Fish biodiversity and conservation in South America. *Journal of Fish Biology* 89, 12–47.
- Rodrigues Filho, J.L., Dolbeth, M., Bernardes Jr, J.J., Ogashawara, I., Branco, J.O., 2020. Using an integrative approach to evaluate shrimp bycatch from subtropical data-poor fisheries. *Fisheries Research* 230, 105587.

- Rodrigues, V.L.A., Guabiroba, H.C., Vilar, C.C., Andrades, R., Villela, A., Hostim-Silva, Joyeux, J.C., 2022. Fish biodiversity of a tropical estuary under severe anthropic pressure (Doce River, Brazil). *Neotropical Ichthyology* 3,1-15.
- Rolls, R.J., Deane, D.C., Jonhson, S.E., Heino, J., Anderson, M. J., Ellingsen, K. E., 2023. Biotic homogenisation and differentiation as directional change in beta diversity: synthesising driver–response relationships to develop conceptual models across ecosystems. *Biological Reviews* 98, 1388–1423.
- Schetini, C.A.F., Hatje V., 2020. The Suspended Sediment and Metals Load from the Mariana's Tailing Dam Failure to the Coastal Sea. *Integrated Environmental Assessment and Management* 16, 661-668.
- Servino, R.N., Gomes, L.E.O., Bernardino, A.F., 2018. Extreme weather impacts on tropical mangrove forests in the Eastern Brazil Marine Ecoregion. *Science of the Total Environment* 628, 233-240
- Sheaves, M., Baker, R., Nagelkerken, I., Connolly, R.M., 2015. True value of estuarine and coastal nurseries for fish: incorporating complexity and dynamics. *Estuaries and Coasts* 38, 401–414.
- Shimadzu, H., Dornelas, M., Henderson, P.A., Magurran, A. E., 2017. Diversity is maintained by seasonal variation in species abundance. *BMC Biology* 11, 98.
- Silva, M.A.B., Bernini, E., Carmo. T.M.S., 2005. Características estruturais de bosques de mangue do estuário do rio São Mateus, ES, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19, 465-471.
- Silva-Junior, C.A.B., Viana, A.P., Frédou, F.L., Frédou, T., 2015. Aspects of the reproductive biology and characterization of Sciaenidae captured as bycatch in the prawn trawling in the northeastern Brazil. *Acta Scientiarum Biological Science* 37, 1-8.
- Smith, B., Wilson, J. B., 1996. A consumer's guide to evenness indices. *Oikos* 76, 70–82.
- Soares, N.L.G., Chaves, F.O., Estrada, G.C.D., Cavalcanti, V.F., Portugal, A.M.M., Barbosa, B., 2008. Caracterização das florestas de mangue do complexo estuarino de Caravelas (Bahia-Brasil). *Boletim Técnico-científico do CEPENE* 5, 23-41.
- Socolar, J.B, Gilroy, J.J, Kunin W,E., Edwards, D.P., 2016. How should beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends in Ecology and Evolution* 31:67–80.

- Stoffel, M. A., Nakagawa, S., Schielzeth, H., 2021. partR²: Partitioning R² in generalized linear mixed models. *PeerJ* 9, e11414.
- Tognella M.M.P., Leopoldo, R.V.S., Oliveira, C.P., Pascoalini, S.S., Silva, E.D., 2020. Diversidade estrutural das florestas de mangue da costa central e norte do Espírito Santo: contribuições para entendimento de funções ecossistêmicas. *Enciclopédia Biosfera* 17, 178–193.
- Tognella, M.M.P., Falqueto, A.R., Espinoza, H.D.C.F., Gontijo, I., Gontijo, A.B.P.L., Fernandes, A.A., Schmildt, E.R., Soares, M.L.G., Chaves, F.O., Schmidt, A.J., Lopes, D.M.S., Barcelos, U.D., D'Addazio, V., Lima, K.O.O., Pascoalini, S.S., Paris, J.O., Brites Júnior, N.V., Porto, L.A., Almeida Filho, E., Oliveira, C.P., Leopoldo, R.V.D.S., Leite, S., Berribilli, M.P., Vieiras, S.F.R., Rosa, M.B.D., Sá, F., Neto, R.R., Ghisolfi, R.D., Castro, M.S.M, Rigo, D., Tosta, V.C., Albino, J., 2021. Mangroves as traps for environmental damage to metals: The case study of the Fundão Dam. *Science of the Total Environment* 4, 150452.
- Vilar, C.C., Andrades, R., Guabiroba, H.C., Oliveira-Filho, R.R, Condini, M.V., Hostim-Silva, M., Joyeux, J.C., 2023. Impact of mining pollution on coastal ecosystems: is fish body condition a reliable indicator? *Marine Environmental Research* 190, 106070.
- Vilar, C.C., Andrades, R., Szablak, FT., Guabiroba, H.C., Pichler, H.A., Bastos, K.V., de Lima, L.R.S., Bastos, P.G.P., Martins, R.F., Rodrigues, V.L.A., Hostim-Silva, M., Joyeux, J.C., 2022. Variability in nearshore fish biodiversity indicators after a mining disaster in eastern Brazil. *Marine Environmental Research* 175, 105565.
- Vilar, C.C., Joyeux, J.C., Giarrizzo, T., Spach, H.L., Vieira, J.P., Vaske-Junior, T., 2013. Local and regional ecological drivers of fish assemblages in Brazilian estuaries. *Marine Ecology Progress Series* 485, 181–197.
- Wagenmakers, E.J, Farrell, S., 2004. AIC model selection using Akaike weights. *Psychonomic Bulletin & Review* 11, 192–196.
- Whitfield, A. K., Taylor, R. H., Fox, C., & Cyrus, D. P., 2006. Fishes and salinities in the St Lucia estuarine system—a review. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 1, 1–20.
- Whitfield, A.K., 2017. The role of seagrass meadows, mangrove forests, salt marshes and reed beds as nursery areas and food sources for fishes in estuaries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 1, 75–110.

- Whitfield, A.K., 2020. Fish species in estuaries – from partial association to complete dependency. *Journal of Fish Biology* 4, 1–3.
- Whitfield, A.K., 2021. Estuaries – how challenging are these constantly changing aquatic environments for associated fish species? *Environmental Biology of Fishes* 104: 517–528.
- Whitfield, A.K., Able, K.W., Barletta, M. et al., 2023. Life-history guilds of fishes associated with estuaries: opportunism versus dependency. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 292, 108456.
- Whittaker, R.H., 1960. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30, 279–338.

Table S1. Summary of environmental variables (mean $\pm$ standard deviation) measured along the estuarine-coastal systems between October 2018 and September 2019 in eastern Brazil.

Locality	Ecosystems	Salinity (ppt)	Temperature (°C)	pH	Dissolved oxygen (mg/L)	Turbidity (NTU)	Depth (m)
Piraquê-Açu	Estuary	31.13 $\pm$ 1.82	26.23 $\pm$ 2.39	7.85 $\pm$ 0.32	5.82 $\pm$ 1.19	9.92 $\pm$ 7.82	5.15 $\pm$ 2.36
	Coastal	33.12 $\pm$ 0.65	23.10 $\pm$ 1.43	8.17 $\pm$ 0.20	7.09 $\pm$ 1.07	17.45 $\pm$ 20.45	14.49 $\pm$ 6.34
Doce river	Estuary	0.17 $\pm$ 0.40	26.46 $\pm$ 3.14	7.45 $\pm$ 0.35	8.04 $\pm$ 1.31	21.48 $\pm$ 26.15	1.73 $\pm$ 1.11
	Coastal	29.39 $\pm$ 8.81	23.98 $\pm$ 1.54	8.34 $\pm$ 0.23	7.31 $\pm$ 2.51	71.99 $\pm$ 101.72	14.20 $\pm$ 2.81
São Mateus	Estuary	14.11 $\pm$ 12.67	26.97 $\pm$ 2.38	8.18 $\pm$ 1.14	7.42 $\pm$ 2.85	56.02 $\pm$ 89.69	2.12 $\pm$ 1.06
	Coastal	30.38 $\pm$ 5.73	26.71 $\pm$ 2.30	8.52 $\pm$ 0.63	7.63 $\pm$ 1.53	39.07 $\pm$ 46.99	10.69 $\pm$ 3.22
Caravelas	Estuary	29.62 $\pm$ 3.85	26.87 $\pm$ 3.10	8.39 $\pm$ 0.32	7.77 $\pm$ 4.15	69.26 $\pm$ 125.83	7.02 $\pm$ 3.18
	Coastal	29.34 $\pm$ 5.77	27.41 $\pm$ 2.74	8.37 $\pm$ 0.49	7.47 $\pm$ 2.77	82.78 $\pm$ 85.46	3.74 $\pm$ 0.95

Table S2. Summary of environmental and assemblage-based predictors used in modeling of local contributions to beta diversity. Measures (mean $\pm$ standard deviation) obtained between October 2008 and September 2019 in four systems (estuaries and adjacent coastal areas).

Variable	Code	Estuarine-coastal system			
		Caravelas	São Mateus	Doce river	Piraquê-Açu
Environmental gradients					
Principal component 1	LOC1	0.842 ± 0.372	0.599 ± 1.185	0.153 ± 2.440	-1.594 ± 0.704
Principal component 2	LOC2	1.177 ± 0.230	0.746 ± 0.769	-0.820 ± 1.632	-1.103 ± 0.966
Assemblage metrics					
Species richness		58.5 ± 2.7	54.8 ± 3.4	45.5 ± 7.0	61.3 ± 5.3
Relative abundance		0.03 ± 0.01	0.03 ± 0.01	0.05 ± 0.03	0.06 ± 0.02
Simpson's indices					
Dominance		0.07 ± 0.01	0.11 ± 0.02	0.17 ± 0.06	0.21 ± 0.09
Diversity		15.35 ± 1.73	9.43 ± 1.76	6.60 ± 2.04	5.50 ± 1.74
Evenness		0.26 ± 0.04	0.17 ± 0.03	0.15 ± 0.04	0.09 ± 0.03

Table S3. Abundance of fish species captured along estuarine and coastal areas in eastern Brazil. Locations: CA, Caravelas; SM, São Mateus; DR, Doce River; PA, Piraquê-Açu.

Family	Species	Estuary				Coast			
		CA	SM	DR	PA	CA	SM	DR	PA
Acanthuridae	<i>Acanthurus chirurgus</i>							2	
Achiridae	<i>Achirus declivis</i>		26	2	23	1		2	
	<i>Achirus lineatus</i>	2	438	14	343	9	4	2	12
	<i>Catathyridium garmani</i>		1	55		2			
	<i>Gymnachirus nudus</i>								2
	<i>Trinectes microphthalmus</i>	25	110	230	3	123	24	8	8
	<i>Trinectes paulistanus</i>		21	62	4	27	11	91	12
	<i>Antennarius scaber</i>							4	
Arhynchobatidae	<i>Atlantoraja platana</i>								1
Ariidae	<i>Notarius luniscutis</i>	57	14		1	176	26	17	2
	<i>Aspistor quadriscutis</i>	2							
	<i>Bagre bagre</i>	1				86	13	11	14
	<i>Bagre marinus</i>					16	2	2	
	<i>Cathorops arenatus</i>			5				9	1
	<i>Cathorops spixii</i>	21	212	379		56	20	123	15
	<i>Genidens barbus</i>			858					3
	<i>Genidens genidens</i>		92	2769				2	
	<i>Notarius parmocassis</i>	3					6	5	3
	<i>Paragenidens grandoculis</i>			8					
	<i>Pseudauchenipterus affinis</i>		310	85					
	<i>Porichthys porosissimus</i>						1	2	3
	<i>Bothus ocellatus</i>								1

	<i>Bothus robinsi</i>					2	7		2
Carangidae	<i>Caranx hippos</i>								
	<i>Caranx latus</i>			1					
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	11	57		20	34	12	e	8
	<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i>					4	2		
	<i>Oligoplites saliens</i>					1			
	<i>Selene brownii</i>					1			
	<i>Selene setapinnis</i>						1		
	<i>Selene vomer</i>	3	2		7	6	5	2	
Centropomidae	<i>Centropomus mexicanus</i>			1					
	<i>Centropomus parallelus</i>		2	1	1				
	<i>Centropomus undecimalis</i>		2	3					
Chaetodontidae	<i>Chaetodon sedentarius</i>								1
Clupeidae	<i>Harengula clupeola</i>					3			
	<i>Lile piquitinga</i>					1			
	<i>Opisthonema oglinum</i>	1					11	5	2
	<i>Platanichthys platana</i>		10						
	<i>Sardinella brasiliensis</i>		6					8	
Cynoglossidae	<i>Symphurus diomedeanus</i>				1				
	<i>Symphurus jenynsi</i>					5			
	<i>Symphurus plagusia</i>	31			3	53		363	18
	<i>Symphurus tessellatus</i>	36	8	1	115	163	111	64	141
Dactylopteridae	<i>Dactylopterus volitans</i>	1				4	14	8	9
Dactyloscopidae	<i>Dactyloscopus crossotus</i>	1							
	<i>Dactyloscopus foraminosus</i>								1
	<i>Dactyloscopus tridigitatus</i>								2
Dasyatidae	<i>Hypanus guttatus</i>	5			3	10	7	6	3

Diodontidae	<i>Chilomycterus reticulatus</i>								1
	<i>Chilomycterus spinosus</i>				1	1			
Echeneidae	<i>Echeneis naucrates</i>			1					
Eleotridae	<i>Butis koilomatodon</i>	2			4				
	<i>Dormitator maculatus</i>	1							
Engraulidae	<i>Anchoa filifera</i>	27			17	155	178	904	157
	<i>Anchoa januaria</i>	1	65	8	458	13	11	2	3
	<i>Anchoa lyolepis</i>	1	1		2	1	3	178	5
	<i>Anchoa marinii</i>					16			
	<i>Anchoa spinifer</i>	165		1	2	350	52	161	6
	<i>Anchoa tricolor</i>	8	3	2	89	1	3		1
	<i>Anchovia clupeoides</i>	22	9	15	5	6	4	13	1
	<i>Anchoviella brevirostris</i>	37	36			1			
	<i>Anchoviella lepidentostole</i>	121	214	127	117	198			1
	<i>Cetengraulis edentulus</i>	3	31	1		12			2
	<i>Engraulis anchoita</i>					2	4		7
	<i>Lycengraulis grossidens</i>	87	298	42	5	242	14	12	5
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i>	42	1		15	9	12		8
Fistulariidae	<i>Fistularia petimba</i>				1				1
	<i>Fistularia tabacaria</i>				1				
Gerreidae	<i>Diapterus auratus</i>	1	27	20	188				
	<i>Diapterus rhombeus</i>	82	87	17	72	36			
	<i>Eucinostomus argenteus</i>	15	9	58	1462	15	3	1	47
	<i>Eucinostomus gula</i>		1		13	63			1
	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	4	14	94	1				
	<i>Eugerres brasiliensis</i>	1	8	11	10	1			
Gobiidae	<i>Awaous tajasica</i>			1					

	<i>Bathygobius soporator</i>	1							
	<i>Ctenogobius boleosoma</i>	3		7	9				2
	<i>Ctenogobius stigmaticus</i>	3				2			
	<i>Gobionellus oceanicus</i>			9			6		
	<i>Microgobius meeki</i>			2	53	5	1	1	10
	<i>Parrella macropteryx</i>								7
Gymnuridae	<i>Gymnura altavela</i>								3
	<i>Gymnura micrura</i>						1		
Haemulidae	<i>Conodon nobilis</i>	6	2			153	136	6	22
	<i>Genyatremus luteus</i>	151			3	13	5		
	<i>Haemulon aurolineatum</i>		1				4		
	<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	41	3	2	8	91	118		4
	<i>Orthopristis ruber</i>								1
	<i>Pomadasys ramosus</i>		4	7					
Labrisomidae	<i>Paraclinus nigripinnis</i>						1		
Lutjanidae	<i>Lutjanus alexandrei</i>	2							
	<i>Lutjanus jocu</i>		7	5					
	<i>Lutjanus synagris</i>	2	5	12	101	2	49	6	2
Monacanthidae	<i>Stephanolepis hispidus</i>					1			
Mugilidae	<i>Mugil brevirostris</i>	1							
	<i>Mugil curema</i>			3					
	<i>Mugil liza</i>			1					
Mullidae	<i>Mulloidichthys martinicus</i>							9	
	<i>Pseudupeneus maculatus</i>							110	4
	<i>Upeneus parvus</i>						4	5	31
Muraenidae	<i>Gymnothorax ocellatus</i>	1			10		4		10
	<i>Gymnothorax vicinus</i>							1	

Narcinidae	<i>Narcine bancroftii</i>	2							
	<i>Narcine brasiliensis</i>	3					1	1	
Ogcocephalidae	<i>Ogcocephalus vespertilio</i>				35		7		6
Ophichthidae	<i>Ophichthus cylindroideus</i>							2	3
	<i>Ophichthus gomesii</i>					1		1	1
Ophidiidae	<i>Raneya brasiliensis</i>								16
Ostraciidae	<i>Acanthostracion quadricornis</i>						2		
Paralichthyidae	<i>Citharichthys arenaceus</i>	2	4	29	9		1		9
	<i>Citharichthys dinoceros</i>				1				
	<i>Citharichthys macrops</i>		6	5	3	4	17	6	23
	<i>Citharichthys spilopterus</i>	2	5	1		2			1
	<i>Etropus crossotus</i>	3	18		56	33	29		11
	<i>Etropus longimanus</i>				8				
	<i>Paralichthys brasiliensis</i>		5		19				
	<i>Paralichthys orbignyanus</i>	3							
	<i>Syacium micrurum</i>		1		1	2	1		7
	<i>Syacium papillosum</i>	1				3	53	3	85
	<i>Xystreureys rasile</i>								7
Pimelodidae	<i>Pimelodus maculatus</i>			103					
Polynemidae	<i>Polydactylus oligodon</i>			3	3				3
	<i>Polydactylus virginicus</i>	30		4	3	286	29		6
Priacanthidae	<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>						10	2	12
	<i>Priacanthus arenatus</i>								1
Pristigasteridae	<i>Chirocentrodon bleekermanus</i>	18			13	266	1294	483	2442
	<i>Odontognathus mucronatus</i>	23	1	2		510	522	81	501
	<i>Pellona harroweri</i>	73				508	835	694	952
Prochilodontidae	<i>Prochilodus argenteus</i>		1						

Rhinobatidae	<i>Pseudobatos percellens</i>					1	1		3
Scaridae	<i>Nicholsina usta</i>						7		
Sciaenidae	<i>Bairdiella ronchus</i>		5	14	442		13	64	12
	<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>					145	67	363	771
	<i>Cynoscion jamaicensis</i>	10	1			79	58	1	59
	<i>Cynoscion leiarchus</i>	7			12	10	7		
	<i>Cynoscion microlepidotus</i>	11		1		8	1	7	111
	<i>Cynoscion virescens</i>					7	4	6	2
	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	83				927	597	337	294
	<i>Larimus breviceps</i>	19		4	1	138	275	34	434
	<i>Macrodon ancylodon</i>	4				172	257	209	1
	<i>Macrodon atricauda</i>							99	48
	<i>Menticirrhus americanus</i>	8	12	1	1	99	31	8	40
	<i>Menticirrhus littoralis</i>					13			2
	<i>Micropogonias furnieri</i>		34	6	8	1			
	<i>Nebris microps</i>					43	14	242	36
	<i>Ophioscion punctatissimus</i>			2	15				18
	<i>Pachyurus adspersus</i>			546					
	<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	21	2			236	185	997	206
	<i>Pareques acuminatus</i>						2		
	<i>Stellifer brasiliensis</i>	21	235	666	9	582	345	2201	2589
	<i>Stellifer rastrifer</i>	192		28	635	463	343	492	1623
	<i>Stellifer stellifer</i>	27	1	9	1	335	130	144	413
Scorpaenidae	<i>Scorpaena brasiliensis</i>				1		9		
	<i>Scorpaena calcarata</i>								2
	<i>Scorpaena isthmensis</i>							7	8
	<i>Scorpaena plumieri</i>				3		1		

Serranidae	<i>Alphestes afer</i>							1
	<i>Diplectrum bivittatum</i>							12
	<i>Diplectrum formosum</i>					65		12
	<i>Diplectrum radiale</i>	1			5	1	1	7
	<i>Epinephelus morio</i>				1			
	<i>Mycteroperca bonaci</i>				1			
	<i>Rypticus randalli</i>	6	1		26	2		
	<i>Serranus atrobranchus</i>							3
	<i>Serranus flaviventris</i>						2	7
Serrasalminae	<i>Pygocentrus nattereri</i>		1					
Sparidae	<i>Archosargus</i>							
	<i>probatoccephalus</i>				8			
Sphyraenidae	<i>Sphyraena guachancho</i>					2	1	2
Stromateidae	<i>Peprilus paru</i>					6	1	31
Syngnathidae	<i>Bryx dunckeri</i>						1	
	<i>Hippocampus erectus</i>						3	
	<i>Hippocampus reidi</i>				6			
	<i>Microphis lineatus</i>		1	7				1
	<i>Pseudophallus mindii</i>							
	<i>Syngnathus folletti</i>						2	
	<i>Syngnathus pelagicus</i>		1					
	<i>Saurida brasiliensis</i>		3			1	10	65
	<i>Synodus foetens</i>	2	13	1	12	1	16	46
	<i>Synodus poeyi</i>							21
Synodontidae	<i>Synodus synodus</i>				2			9
	<i>Trachinocephalus myops</i>							3
	<i>Lagocephalus laevigatus</i>	2	1	1	1		2	5
	<i>Sphoeroides dorsalis</i>	1				3		
Tetraodontidae								

	<i>Sphoeroides greeleyi</i>	19	1		48	1		1	3
	<i>Sphoeroides spengleri</i>				21		23	1	
	<i>Sphoeroides testudineus</i>	31	92	42	83	5	5	3	4
	<i>Sphoeroides tyleri</i>	4				6	6		
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>	5			11	12	13	45	178
Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i>	6	4		26	9	26	37	82
Trygonorrhinidae	<i>Zapteryx brevirostris</i>								10
Uranoscopidae	<i>Astroscopus y-graecum</i>		3				1		

Table S4. Local contribution to beta diversity (LCBD) of each sampling sites within each estuarine-coastal system. Sites numbered 1 to 2 represent estuarine areas; Sites numbered 3 to 6 represent coastal areas. Significant LCBDs ($p < 0.05$) are highlighted in bold. Sites are named as in Table S3.

Habitat	Site	LCBD	p-value
Estuary	CA1	0.297	0.001
	CA2	0.261	0.007
	CA3	0.119	0.918
Coast	CA4	0.110	0.956
	CA5	0.096	0.995
	CA6	0.117	0.935
Estuary	SM1	0.308	0.001
	SM2	0.301	0.001
	SM3	0.095	0.988
Coast	SM4	0.092	0.995
	SM5	0.106	0.966
	SM6	0.099	0.989
Estuary	DR1	0.311	0.002
	DR2	0.250	0.025
	DR3	0.107	0.970
Coast	DR4	0.097	0.993
	DR5	0.127	0.866
	DR6	0.108	0.974
Estuary	PA1	0.299	0.001
	PA2	0.207	0.156
	PA3	0.170	0.408
Coast	PA4	0.087	0.998
	PA5	0.146	0.672
	PA6	0.091	0.995

Table S5. Local contribution to beta diversity (LCBD) within each habitat (estuary and coast). Sites numbered 1 to 2 represent estuarine areas; Sites numbered 3 to 6 represent coastal areas. Significant LCBDs ($p < 0.05$) are highlighted in bold. Sites are named as in Table S3.

Habitat	Site	LCBD	p-value
Estuarine	CA1	0.126	0.453
	CA2	0.141	0.150
	SM1	0.085	0.996
	SM2	0.108	0.847
	DR1	0.150	0.094
	DR2	0.125	0.493
	PA1	0.141	0.167
	PA2	0.123	0.517
Coastal	CA3	0.064	0.379
	CA4	0.055	0.630
	CA5	0.065	0.372
	CA6	0.049	0.819
	SM3	0.044	0.916
	SM4	0.044	0.933
	SM5	0.057	0.617
	SM6	0.045	0.936
	DR3	0.062	0.496
	DR4	0.060	0.568
	DR5	0.082	0.102
	DR6	0.065	0.433
	PA3	0.076	0.169
	PA4	0.055	0.725
	PA5	0.118	0.001
	PA6	0.061	0.512

Table S6. Species contribution to beta diversity (SCBD) across each estuarine-coastal system in eastern Brazil. SCBD values indicate species contributing greater than the mean SCBD: Caravelas (mean = 0.010); São Mateus (mean = 0.009); Doce river (mean = 0.009) and Piraquê-Açu (mean = 0.007).

Species	SCBD			
	Caravelas	São Mateus	Doce river	Piraquê-Açu
<i>Achirus lineatus</i>			0.030	0.080
<i>Anchoviella brevirostris</i>	0.024			
<i>Anchovia clupeioides</i>	0.015			
<i>Anchoa filifera</i>	0.018	0.086		0.025
<i>Anchoa januaria</i>			0.046	0.009
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	0.025		0.012	0.042
<i>Anchoa lyolepis</i>		0.025		
<i>Anchoa spinifer</i>	0.036	0.019		
<i>Anchoa tricolor</i>	0.010		0.011	
<i>Bagre bagre</i>	0.014			
<i>Bairdiella goeldi</i>			0.043	
<i>Cathorops spixii</i>		0.015		0.043
<i>Chaetodipterus faber</i>	0.041			
<i>Chirocentron bleekermani</i>	0.023	0.031	0.177	0.122
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>				0.013
<i>Conodon nobilis</i>	0.020			0.009
<i>Ctenosciaena gracilicirrus</i>	0.048	0.024	0.045	
<i>Cynoscion microlepidotus</i>			0.007	
<i>Diapterus auratus</i>			0.022	
<i>Diapterus rhombeus</i>	0.036		0.009	0.023
<i>Diplectrum formosum</i>				0.009
<i>Eucinostomus argenteus</i>		0.011	0.147	
<i>Eucinostomus gula</i>	0.021			
<i>Eucinostomus melanopterus</i>		0.012		
<i>Genidens barbus</i>		0.065		
<i>Genidens genidens</i>		0.237		0.018
<i>Genyatremus luteus</i>	0.080			
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	0.026			
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	0.042	0.021	0.014	0.054
<i>Larimus breviceps</i>			0.017	0.026
<i>Lutjanus synagris</i>			0.010	
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0.014			0.049
<i>Macrodon ancylodon</i>	0.014	0.023		0.023
<i>Nebris microps</i>		0.017		
<i>Odontognathus mucronatus</i>	0.031		0.039	0.042
<i>Pachyurus adspersus</i>		0.042		
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	0.016	0.067	0.009	0.013
<i>Pellona harroweri</i>	0.026	0.055	0.039	0.081
<i>Pimelodus maculatus</i>		0.012		
<i>Polydactylus virginicus</i>	0.015			

<i>Pseudauchenipterus affinis</i>		0.011		0.085
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	0.020			
<i>Sphoeroides testudineus</i>	0.014		0.007	0.017
<i>Stellifer brasiliensis</i>	0.055	0.036	0.101	
<i>Stellifer rastrifer</i>	0.052	0.026	0.070	0.031
<i>Stellifer stellifer</i>	0.017		0.019	0.010
<i>Syacium papillosum</i>			0.011	
<i>Symphurus plagusia</i>		0.024		
<i>Symphurus tessellatus</i>	0.015			0.013
<i>Trichiurus lepturus</i>			0.007	
<i>Trinectes microphthalmus</i>	0.028	0.030		0.014

Table S7. Species contribution to beta diversity (SCBD) across each habitat (estuary and coast) in eastern Brazil. SCBD values indicate species contributing greater than the mean SCBD: Estuary (mean = 0.008) and coast (mean = 0.006).

Species	SCBD	
	Estuary	Coast
<i>Achirus lineatus</i>		0.047
<i>Anchoviella brevirostris</i>		0.009
<i>Anchoa filifera</i>	0.057	
<i>Anchoa januaria</i>		0.030
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	0.021	0.022
<i>Anchoa lyolepis</i>	0.017	
<i>Anchoa spinifer</i>	0.032	0.029
<i>Anchoa tricolor</i>		0.008
<i>Aspistor luniscutis</i>	0.017	0.011
<i>Bagre bagre</i>	0.006	
<i>Bairdiella goeldi</i>	0.007	0.030
<i>Cathorops spixii</i>	0.012	0.027
<i>Chaetodipterus faber</i>		0.012
<i>Chirocentron bleekermanus</i>	0.132	
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>		0.009
<i>Conodon nobilis</i>	0.015	
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	0.036	
<i>Cynoscion jamaicensis</i>	0.009	
<i>Cynoscion microlepidotus</i>	0.006	
<i>Diapterus auratus</i>		0.010
<i>Diapterus rhombeus</i>		0.013
<i>Diplectrum formosum</i>	0.009	
<i>Eucinostomus argenteus</i>		0.089

<i>Eucinostomus gula</i>	0.008	
<i>Genidens barbus</i>		0.043
<i>Genidens genidens</i>		0.145
<i>Genyatremus luteus</i>		0.027
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	0.016	0.010
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	0.040	0.017
<i>Larimus breviceps</i>	0.016	
<i>Lutjanus synagris</i>	0.006	
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0.019	0.033
<i>Macrodon ancylodon</i>	0.034	
<i>Macrodon atricauda</i>	0.009	
<i>Nebris microps</i>	0.013	
<i>Odontognathus mucronatus</i>	0.058	
<i>Pachyurus adspersus</i>		0.028
<i>Paralanchurus brasiliensis</i>	0.032	
<i>Pellona harroweri</i>	0.030	0.014
<i>Pimelodus maculatus</i>		0.008
<i>Polydactylus virginicus</i>	0.027	0.008
<i>Pseudauchenipterus affinis</i>		0.051
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	0.009	
<i>Saurida brasiliensis</i>	0.006	
<i>Stellifer brasiliensis</i>	0.067	0.027
<i>Stellifer rastrifer</i>	0.039	0.071
<i>Stellifer stellifer</i>	0.013	
<i>Syacium papillosum</i>	0.011	
<i>Symphurus plagusia</i>	0.025	
<i>Symphurus tessellatus</i>	0.015	0.008
<i>Trichiurus lepturus</i>	0.008	
<i>Trinectes microphthalmus</i>	0.010	0.020

Table S8. Selected models table for the relationships between LCBD with spatial and environmental predictors at local and habitat scale. R²m, total variation explained by fixed effects; R²c, total variation explained by fixed ad random effects; K, number of factors; LL, Log Likelihood; ΔAICc, difference between the AICc of each model and the AICc of the best model; AICc wi, AICc weight.

Dependent variable	Model	Effects		pseudo R ²	R ² m	R ² c	K	LL	AICc	Δ AICc	AICc wi
		Fixed	Random								
LCBD per locality	m1_sub1	LOC1, LOC2		0.53			4	36.88	-63.65		0.32
	m1_sub2	LOC1, LOC2, PCNM2		0.56			5	38.02	-62.70	0.94	0.20
	m1_sub3	LOC1, LOC2, PCNM5		0.56			5	37.72	-62.11	1.53	0.15
	m1_sub4	LOC1, LOC2, PCNM2, PCNM5		0.59			6	39.12	-61.31	2.34	0.10
	m1_sub5	LOC1, LOC2, PCNM8		0.53			5	37.04	-60.75	2.90	0.07
	m1_sub6	LOC1, LOC2, PCNM3		0.53			5	36.89	-60.44	3.20	0.06
	m1_sub7	LOC1, LOC2, PCNM9		0.53			5	36.88	-60.42	3.23	0.06
	m1_sub8	LOC1, LOC2, PCNM2, PCNM8		0.57			6	38.36	-59.77	3.88	0.05
LCBD per habitat	m1_sub1	PCNM1, PCNM2	Habitat		0.11	0.88	5	64.72	-116.12		0.27
	m1_sub2	PCNM1	Habitat		0.08	0.84	4	62.65	-115.19	0.92	0.17
	m1_sub3	PCNM1, PCNM2, PCNM8	Habitat		0.13	0.92	6	65.68	-114.41	1.70	0.12
	m1_sub4	PCNM1, PCNM6	Habitat		0.13	0.84	5	63.38	-113.43	2.68	0.07
	m1_sub5	PCNM1, PCNM2, PCNM6	Habitat		0.13	0.88	6	65.18	-113.42	2.70	0.07
	m1_sub6	PCNM1, PCNM2, PCNM3	Habitat		0.11	0.89	6	65.12	-113.30	2.81	0.07
	m1_sub7	LOC1, PCNM1, PCNM2	Habitat		0.11	0.90	6	64.92	-112.90	3.22	0.05
	m1_sub8	PCNM1, PCNM3	Habitat		0.09	0.84	5	63.08	-112.82	3.29	0.05
	m1_sub9	PCNM1, PCNM2, PCNM7	Habitat		0.11	0.88	6	64.74	-112.54	3.57	0.05
	m1_sub10	PCNM1, PCNM2, PCNM4	Habitat		0.11	0.88	6	64.73	-112.53	3.59	0.05
	m1_sub11	PCNM1, PCNM8	Habitat		0.09	0.85	5	62.77	-112.20	3.91	0.04
LCBD per habitat	m2_sub1	LOC1, PCNM1, PCNM6, PCNM7		0.46			6	58.67	-100.40		0.14
	m2_sub2	PCNM1, PCNM6, PCNM8		0.42			5	56.76	-100.19	0.21	0.13
	m2_sub3	PCNM6, PCNM8		0.35			4	54.76	-99.41	0.99	0.09
	m2_sub4	LOC1, PCNM1, PCNM6		0.39			5	56.18	-99.03	1.36	0.07

m2_sub5	LOC1, PCNM1, PCNM6, PCNM8	0.46	6	57.91	-98.88	1.52	0.07
m2_sub6	LOC1, PCNM1, PCNM6, PCNM7, PCNM8	0.50	7	59.79	-98.57	1.82	0.06
m2_sub7	PCNM1, PCNM3, PCNM6, PCNM8	0.45	6	57.54	-98.13	2.26	0.05
m2_sub8	PCNM1, PCNM4, PCNM6, PCNM8	0.48	6	57.49	-98.05	2.35	0.04
m2_sub9	PCNM4, PCNM6, PCNM8	0.41	5	55.60	-97.87	2.52	0.04
m2_sub10	LOC1, PCNM1, PCNM4, PCNM6, PCNM7	0.51	7	59.27	-97.55	2.85	0.03
m2_sub11	PCNM3, PCNM6, PCNM8	0.38	5	55.44	-97.55	2.85	0.03
m2_sub12	LOC1, PCNM1, PCNM7	0.40	5	55.28	-97.23	3.17	0.03
m2_sub13	PCNM1, PCNM6, PCNM7, PCNM8	0.43	6	57.08	-97.22	3.17	0.03
m2_sub14	PCNM8	0.22	3	52.09	-96.99	3.41	0.03
m2_sub15	PCNM1, PCNM8	0.31	4	53.48	-96.85	3.54	0.02
m2_sub16	PCNM1, PCNM2, PCNM6, PCNM8	0.42	6	56.83	-96.72	3.67	0.02
m2_sub17	LOC1, PCNM1	0.32	4	53.40	-96.69	3.70	0.02
m2_sub18	PCNM6, PCNM7, PCNM8	0.36	5	55.00	-96.67	3.72	0.02
m2_sub19	LOC1, PCNM1, PCNM3, PCNM6, PCNM7	0.47	7	58.79	-96.57	3.82	0.02
m2_sub20	LOC1, PCNM1, PCNM4, PCNM6	0.44	6	56.72	-96.49	3.90	0.02
m2_sub21	LOC1, PCNM1, PCNM2, PCNM6, PCNM7	0.46	7	58.70	-96.41	3.99	0.02

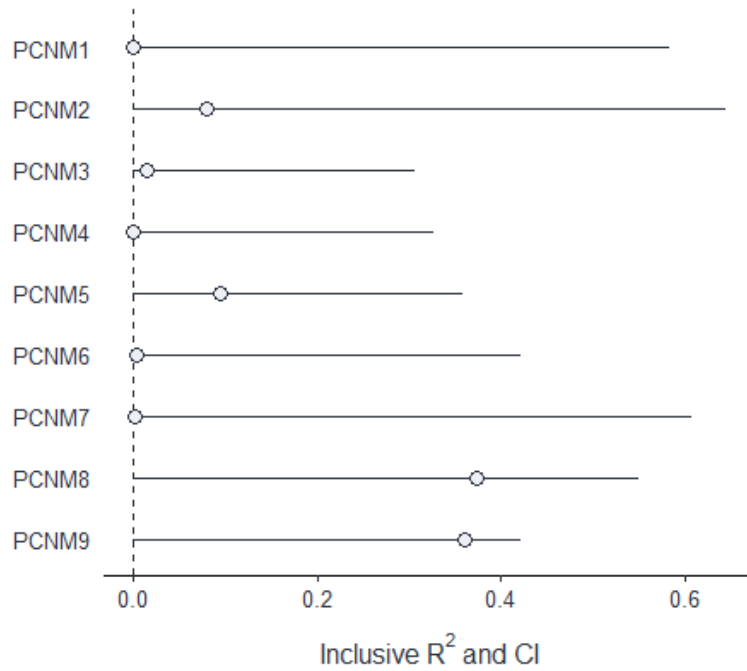


Figure S1. Forest plot showing the inclusive R^2 (total variance explained) and respective 95% confidence interval for spatial variable (PCNM axes) at local level.

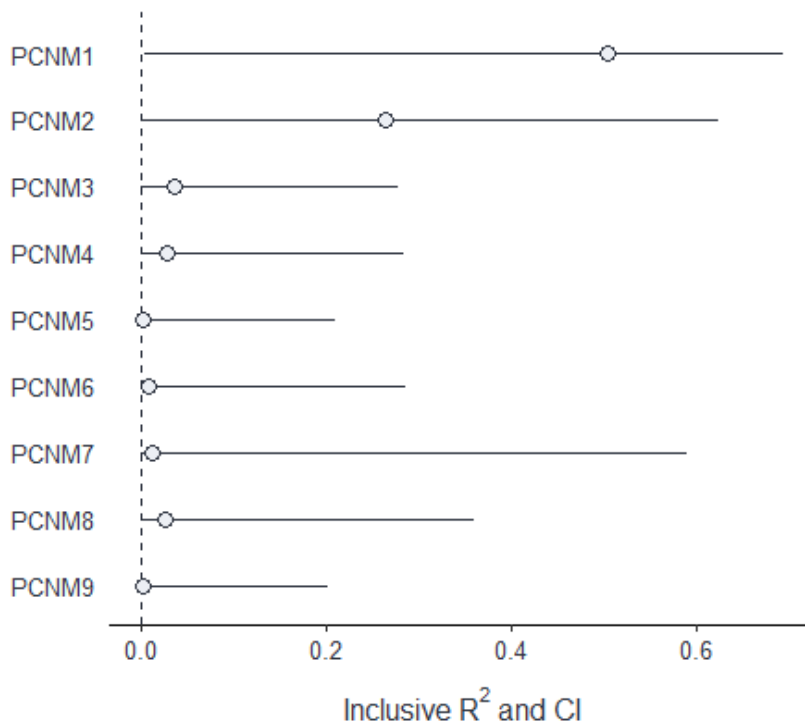


Figure S2. Forest plot showing the inclusive R^2 (total variance explained) and respective 95% confidence interval for spatial variable (PCNM axes) at habitat level.

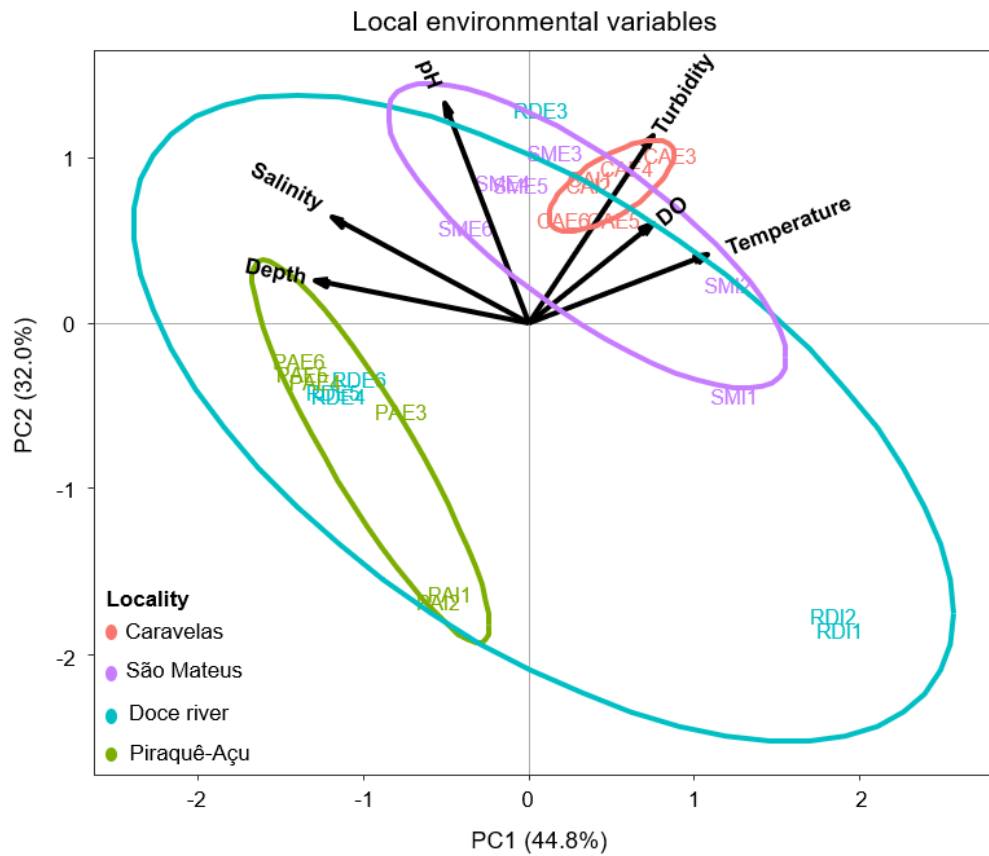


Figure S3. Principal component analysis (PCA) ordination based on local environmental variables (salinity, temperature, pH, dissolved oxygen, turbidity and depth) obtained along four estuarine-coastal systems in eastern Brazilian coast.

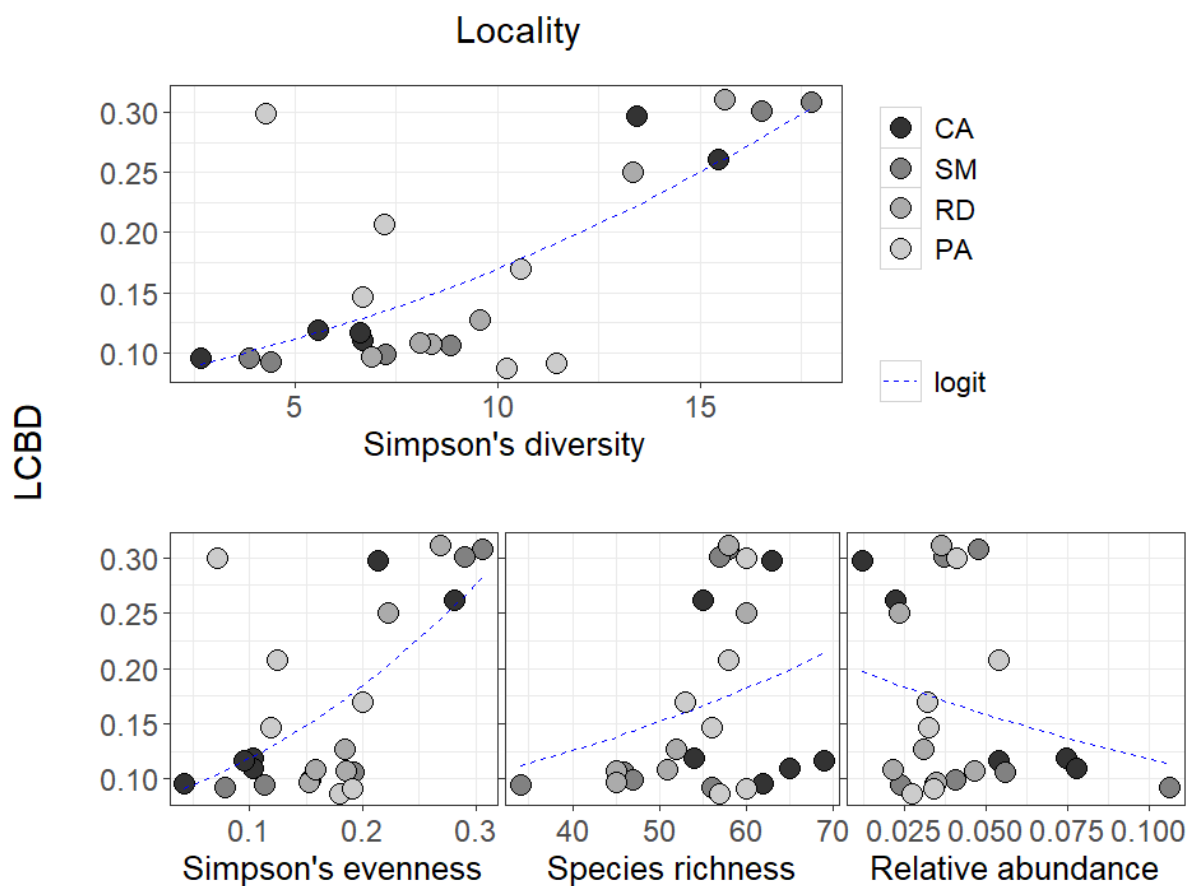


Figure S4. Relationships between local contributions to beta diversity (LCBD) and fish assemblage structure (Simpson's diversity and evenness, species richness and relative abundance) per site at locality level (CA, Caravelas; SM, São Mateus; RD, Doce river; PA, Piraquê-Açu).

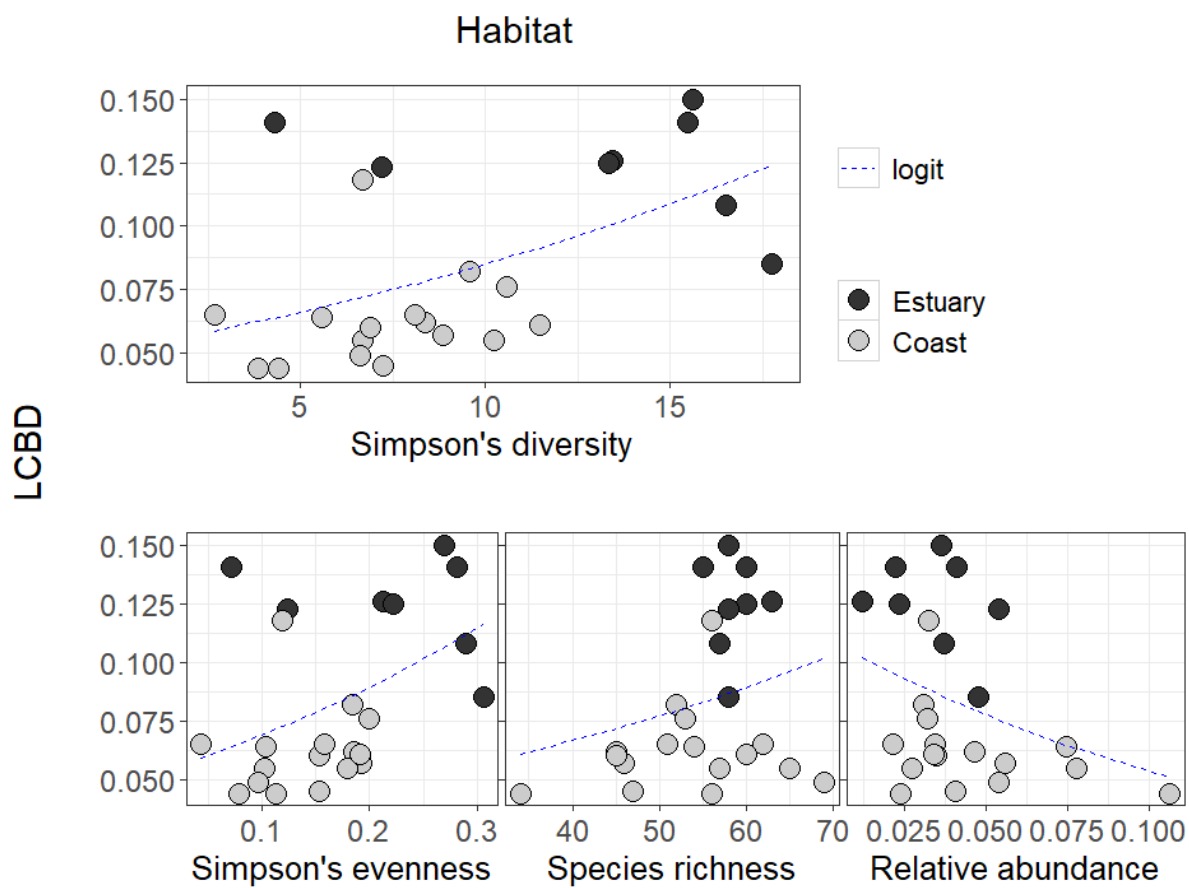


Figure S5. Relationships between local contributions to beta diversity (LCBD) and fish assemblage structure (Simpson's diversity and evenness, species richness and relative abundance) per site at habitat level.

**Composição e distribuição espaço-temporal de guildas ecológicas de peixes
estuarinos e marinhos no Atlântico Sul Ocidental ³**

³ Periódico pretendido: *Regional Studies in Marine Science*
(Fator de impacto: 2.1 - Qualis/Capes: A3).

Composição e distribuição espaço-temporal de guildas ecológicas de peixes estuarinos e marinhos no Atlântico Sul Ocidental

Rafael Lima Oliveira^{1,2}, Mario Vinicius Condini^{1,3*}, Mauricio Hostim-Silva^{1,2,3}

¹ Laboratório de Ecologia de Peixes Marinhos (LEPMAR), Departamento de Ciências Agrárias e Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo, BR-101, km 60 - Litorâneo, CEP: 29932-540, São Mateus - ES, Brasil.

² Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Animal - PPGBAN), Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil.

³ Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental (PPGOAM), Universidade Federal do Espírito Santo, Av. Fernando Ferrari, 514, Goiabeiras, CEP: 29055-460, Vitória, ES, Brasil.

Resumo

As variações espaciais e temporais na composição das espécies (diversidade beta) têm fornecido informações importantes sobre como as comunidades estão estruturadas. Este estudo teve como objetivo avaliar a composição e a distribuição espaço-temporal das guildas ecológicas em diferentes estuários e suas respectivas áreas marinhas costeiras adjacentes. A diversidade beta foi avaliada utilizando o índice de diversidade beta temporal (TBI) para quantificar as mudanças na composição das assembleias de peixes e guildas ecológicas entre as estações chuvosa e seca. Nas áreas estuarinas, as espécies estuarinas (ES) foram mais abundantes em São Mateus e no rio Doce. Por outro lado, em Caravelas e no Piraquê-Açu, as espécies da guilda estuarinas marinhas-dependentes (MED) foram as mais abundantes. Nas áreas marinhas costeiras, a guilda de espécies marinhas estuarinas-dependentes apresentou as maiores contribuições ao longo de todas as áreas. A guilda de espécies zoobentívoras foi a que mais contribuiu em número de espécies e de indivíduos em todas as áreas estudadas. A variação temporal para ambas as áreas foi caracterizada pelo componente de perdas de indivíduos entre as estações, sendo significativa apenas nas áreas estuarinas. A ênfase nas mudanças temporais das guildas ecológicas é crucial para uma melhor compreensão da estrutura da ictiofauna local. As áreas estuarinas deste estudo são locais importantes para a diferenciação das assembleias de peixes ao longo do gradiente estuarino-marinho.

Palavras-chave: diversidade beta; estuários; guildas ecológicas; ictiofauna; mudanças temporais.

Abstract

Spatial and temporal variations in species composition (beta diversity) have provided important insights into community structure. This study aimed to evaluate the composition and spatiotemporal distribution of ecological guilds in different estuaries and their adjacent coastal marine areas. Beta diversity was assessed using temporal beta diversity index (TBI) to quantify changes in the composition of fish assemblages and ecological guilds between the rainy and dry seasons. In the estuarine areas, estuarine species (ES) were more abundant in São Mateus and the Doce River. Conversely, in Caravelas and Piraquê-Açu, marine-estuarine dependent (MED) species were the most abundant. In the coastal marine areas, the marine-estuarine dependent species guild made the largest contributions across all areas. The zoobenthivores species guild contributed the most in terms of both species number and individuals in all studied areas. The temporal variation for both areas was characterized by the loss of individuals between seasons, which was significant only in the estuarine areas. Emphasizing the temporal changes in ecological guilds is crucial for a better understanding of local ichthyofauna structure. The estuarine areas in this study are important sites for the differentiation of fish assemblages along the estuarine-marine gradient.

Key-words: beta diversity; estuaries; ecological guilds; ichthyofauna; temporal changes.

1. Introdução

O aumento do conhecimento sobre os níveis de dependência e associação dos peixes aos estuários e outros habitats marinhos costeiros adjacentes, tem levado muitos estudos a focarem na definição e análise de grupos funcionais (guildas ecológicas) (Potter et al., 2015; da Silva et al., 2022; Whitfield et al., 2023). Uma das principais vantagens das abordagens enfatizando guildas ecológicas é a possibilidade de comparações das assembleias de peixes em diferentes escalas (regional, continental e global) e suas relações com diferentes fatores ambientais naturais e antrópicos (Villérger et al., 2017; Whitfield et al., 2022; Harrison & Whitfield, 2024). Para os peixes, as categorizações em diferentes guildas ecológicas têm sido comumente relacionadas ao modo de alimentação e aos padrões de uso dos habitats, com o intuito de explorar e investigar diferentes aspectos, tais como, a estrutura das assembleias, os padrões de movimento das espécies, e o uso de diversos habitats para alimentação, reprodução, refúgio e rotas de migração (Elliott et al., 2007; Potter et al., 2015; Whitfield et al., 2022).

Os padrões de uso do habitat pelos peixes variam amplamente e, ao longo do mosaico de habitats das áreas marinhas-costeiras, algumas espécies de peixes utilizam múltiplos ambientes, que podem variar de forma distinta em relação às condições ambientais locais (da Silva et al 2023; Bradley et al., 2024; Harrison & Whitfield, 2024). Os peixes que utilizam áreas estuarinas são, em sua maioria, representados por espécies marinhas que estão adaptadas às condições estuarinas, apresentando diferentes níveis de dependência e associação com essas áreas e habitats adjacentes ao longo do seu ciclo de vida (Able, 2005; Favero et al., 2018; Ferreira et al., 2019; Whitfield et al., 2023). Entretanto, para os ambientes estuarinos, ainda há uma dificuldade na incorporação de diversas informações nas categorizações das guildas ecológicas, tais como mudanças de habitat relacionadas à ontogenia das espécies, respostas às pressões antrópicas, características de movimentação dos organismos e suas relações com as condições ambientais locais e regionais ao longo do tempo (Whitfield et al., 2022; Harrison & Whitfield, 2024).

Variações temporais nas condições ambientais locais podem afetar diretamente a estrutura das comunidades e gerar diferentes respostas dos organismos, tais como variações nos padrões de distribuição e no uso dos habitats de acordo suas tolerâncias fisiológicas e afinidades (Bellard et al., 2012; Potter et al., 2015). As áreas estuarinas destacam-se como ambientes temporalmente dinâmicos, principalmente devido à influência direta de variações climáticas em áreas continentais e marinhas costeiras adjacentes (Raimonet & Cloern, 2016; Mérigot et al., 2017; Whitfield, 2021).

Em novembro de 2015, ocorreu o rompimento da barragem de Fundão em Mariana, Minas Gerais. Considerado um dos maiores desastres ambientais com mineração a nível mundial (Carmo et al., 2017), o rompimento da barragem liberou mais de 50 milhões metros cúbicos de rejeitos de mineração na bacia do rio Doce. A lama de rejeito de minérios percorreu o rio Doce até sua foz, alcançando o oceano Atlântico e espalhando-se ao longo da plataforma continental atingindo áreas marinhas costeiras e estuários ao norte e ao sul da desembocadura do rio Doce (Marta-Almeida et al., 2016; Hatje et al., 2017; Francini-Filho et al., 2016). Entre os componentes da biota local afetados, a fauna de peixes foi diretamente impactada após o desastre. Mesmo oito anos após o rompimento da barragem, ainda se sabe pouco sobre a ictiofauna local, sua variação ao longo do tempo e suas relações com os diferentes ambientes marinhos costeiros impactos direta e indiretamente pelo desastre (Condini et al., 2022; Vilar et al., 2022).

Neste contexto, o objetivo deste estudo foi avaliar a composição e a distribuição espaço-temporal das guildas ecológicas em diferentes sistemas estuarinos-costeiros ao longo da região de abrangência do rompimento da barragem de Fundão-MG. Para quantificar as mudanças temporais, foi utilizado um índice de diversidade beta temporal com o intuito de avaliar os seguintes aspectos: (1) Existem locais ao longo dos sistemas estuarinos-costeiros que apresentam mudanças na composição e abundância das assembleias de peixes e guildas ecológicas entre as estações chuvosa e seca? (2) A variação sazonal é caracterizada por perdas ou ganhos de espécies e/ou abundância dentro das diferentes guildas ecológicas?

2. Materiais e métodos

2.1 Área de estudo e delineamento amostral

As amostragens foram conduzidas mensalmente de outubro de 2018 a setembro de 2019, abrangendo as estações chuvosa (outubro a março) e seca (abril a setembro) (Conдини et al., 2022; INMET, 2022). As coletas foram conduzidas mensalmente ao longo da costa sudoeste do Oceano Atlântico entre os seguintes estuários e áreas marinhas costeiras adjacentes: Caravelas (CA; 17°45'S, 39°10' O), São Mateus (SM; 18°36' S, 39°42' O), Rio Doce (RD; 19°39' S, 39°48' O) e Piraquê-Açu (PA; 19°57' S, 40°08' O) (Figura 1).

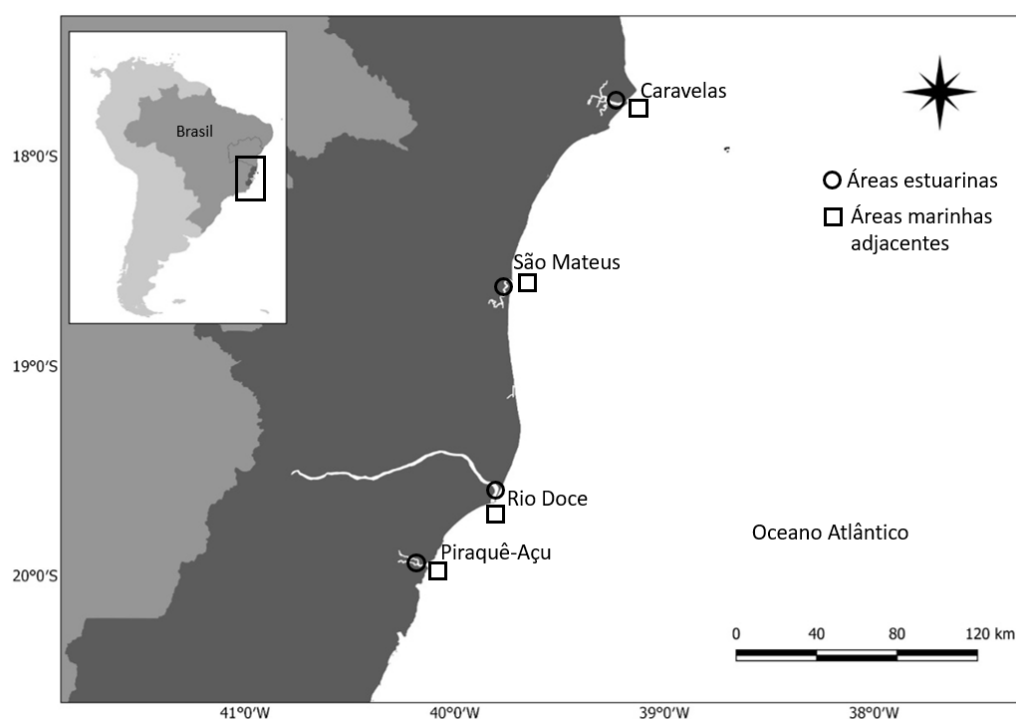


Figura 1. Localização geográfica da área de estudo e locais de amostragem em quatro sistemas estuarinos-costeiros no Atlântico Sudoeste.

Em cada região, as amostragens foram conduzidas em dois pontos localizados na área interna dos estuários e quatro pontos externos ao longo da área marinha

costeira adjacente. Em cada ponto amostral foram realizados três arrastos com duração de 05 minutos cada, utilizando-se uma rede de arrasto de fundo com portas (tipo balão ou *wing trawl*).

Após cada amostragem, os peixes foram acondicionados em sacos plásticos, mantidos refrigerados e encaminhado para os laboratórios responsáveis, onde foram preservados congelados até o seu processamento. Posteriormente, em laboratório, cada indivíduo foi identificado até o menor nível taxonômico possível e seus nomes científicos seguiram o Catálogo de Peixes de Eschmeyer (*Eschmeyer's Catalog of Fishes*; Fricke et al., 2022).

2.3 Análise de dados

2.3.1 Classificação das espécies em guildas ecológicas

As espécies de peixes foram classificadas em duas guildas: guilda de uso de habitat com base em informações ecológicas sobre uso do habitat, grau de dependência e associação com os ambientes estuarinos; guilda trófica, com base no hábito alimentar das espécies (Tabela 1). As informações para classificação das guildas ecológicas foram obtidas a partir de literatura publicada e bases de dados como o *FishBase* (Froesy & Pauly, 2024) e DAERA (2020). Quando uma mesma espécie apresentou divergências em sua determinação de guildas ao longo de diferentes referências, a classificação de guilda mais utilizada foi mantida. Além disso, informações de ocorrência e abundância das espécies de peixes também foram acessadas a partir da consulta a um banco de dados de 5 anos do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática (PMBA), em andamento na região em estudo.

As espécies foram categorizadas em guildas de uso do habitat, utilizando as nomenclaturas propostas por Potter et al. (2015), tais como: (1) espécies estuarinas (ES); (2) marinhas estuarino-dependentes (MED); (3) marinhas estuarinas-oportunistas (MEO); (4) visitantes marinhos (VM); (5) espécies de água-doce (AD) (Tabela 1). Enquanto as guildas tróficas foram agrupadas de

acordo com as nomenclaturas propostas por Elliott et al. (2007), onde as guildas tróficas foram categorizadas como: (1) Zoobentívoros (ZBV) (2) Zooplantívoros (ZPL); (3) Onívoros (ONI); (4) Piscívoros (PSV); (5) Detritívoros (DET) e (6) Herbívoros (HER) (Tabela 1).

Com o intuito de avaliar a composição e ocorrência das espécies que compõem as guildas ecológicas, os padrões de dominância foram avaliados com base na frequência de ocorrência percentual (%FO) e na abundância percentual (%N) (Garcia et al., 2004, 2006; Conдини et al., 2022). Para isso, foram definidos previamente os critérios de dominância das espécies, onde uma espécie era considerada com “alta abundância” quando apresentavam valores de %N maior que o %N médio e por sua vez com “baixa abundância” quando apresentavam valores de %N menor que o %N médio. Sendo usado o mesmo critério para determinar as espécies “frequentes” ($\%FO > \%FO \text{ médio}$) ou “raras” ($\%FO < \%FO \text{ médio}$). Assim, foi determinada a Importância Relativa (IR) de cada espécie, onde: (1) espécies com baixa abundância e raras ($<\%N, <\%FO$), foram classificadas como IR-1; (2) espécies com baixa abundância e frequentes ($<\%N, >\%FO$), IR-2; (3) espécies com elevada abundância e raras ($>\%N, <\%FO$), IR-3; e (4) espécies com elevada abundância e frequentes ($> \%N, > \%FO$), IR-4. As espécies classificadas no grupo IR-4 foram consideradas dominantes.

Tabela 1. Guildas ecológicas utilizadas para categorização das espécies de peixes do presente estudo. Nomenclaturas das guildas de uso: ES, espécies estuarinas; MED, marinha-migrante dependente; MEO; marinha migrante oportunista; VM, visitantes marinhos; AD espécies de água-doce (Potter et al., 2015); guildas tróficas: ZBV, zoobentívoras; ZPL, zooplactívoras; PSV, piscívoras; ONI, onívoras; DET, detritívoras; HER, herbívoras (Elliot et al., 2007).

Guildas ecológicas	Código	Descrição
<i>Guilda de uso de habitat</i>		
Espécies estuarinas	ES	Espécies que completam todo ciclo de vida nos estuários (espécies estuarinas residentes) e espécies que determinada fase do ciclo de vida é fora dos estuários (espécies estuarinas migrantes).
Marinha-estuarina dependente	MED	Espécies marinhas que necessitam dos habitats estuarinos como áreas de berçário.
Marinha-estuarina oportunista	MEO	Espécies marinhas que entram regularmente nos estuários, principalmente como juvenis, mas que utilizam outros habitats marinhos/costeiros alternativos.
Visitantes marinhas	VM	Espécies estonahalinas encontradas em águas costeiras e que desovam no mar. Entram nos estuários ocasionalmente em baixo número.
Espécies de Água-doce	AD	Espécies de água doce que podem ser encontradas ocasionalmente (visitantes de água-doce) ou regularmente (migrantes de água-doce) em estuários.
<i>Guilda trófica</i>		
Zoobentívoros	ZBV	Alimentam-se principalmente de invertebrados associados ao substrato.
Zooplactívoros	ZPL	Alimentam-se principalmente de zooplâncton.
Piscívoros	PSV	Alimentam-se principalmente de peixes.
Onívoros	ONI	Alimentam-se principalmente de algas, perifíton, macrófitas e organismos da infauna e epifauna.
Detritívoros	DET	Alimentam-se principalmente de detritos e microfitobentos.
Herbívoros	HER	Alimentam-se principalmente de micro e macroalgas.

2.3.2 Diversidade beta temporal (*Temporal Beta Index* - TBI)

Com o intuito de identificar variações temporais na abundância das espécies que compõem as guildas ecológicas, as análises de diversidade beta temporal foram conduzidas levando em consideração dois períodos: (1) estação chuvosa e (2) estação seca. As análises foram conduzidas separadamente para as áreas estuarinas e costeiras, e posteriormente, para cada sistema estuarino-costeiro individualmente. A variação temporal na abundância das espécies que compõem as guildas foi avaliada utilizando o índice de diversidade beta temporal (*Temporal Beta Index* – TBI) proposto por Legendre (2019). Inicialmente, a partir da matriz de composição de espécies contendo dados de abundância, foi criada uma matriz de dissimilaridade utilizando o índice de dissimilaridade de *Bray-Curtis* (%difference) (Legendre & Legendre, 2012). Posteriormente, as variações nas abundâncias das espécies ao longo do tempo em cada localidade foram calculadas a partir da seguinte fórmula:

$$D = (B+C) / (2A+B+C)$$

Onde:

- (1) “D” corresponde ao índice de dissimilaridade (*Bray-Curtis*);
- (2) “B” representa o local onde a abundância é maior no tempo 1 do que no tempo 2 (perdas);
- (3) “C” indica o local onde a abundância é maior no tempo 2 do que no tempo 1 (ganhos);
- (4) “A” indica mesma variação na abundância entre o tempo 1 e o tempo 2 (similares);

O TBI quantifica as mudanças na composição das comunidades do tempo 1 (i.e., estação chuvosa) para o tempo 2 (i.e., estação seca), particionando a matriz de composição de espécies em dois componentes que enfatizam as perdas (*losses*) e os ganhos (*gains*) de indivíduos ou espécies ao longo do tempo (Legendre, 2019). O índice varia de 0 (composição das comunidades nos dois tempos é a mesma) a 1 (as comunidades não compartilham espécies), e os valores médios dos componentes

relativos as perdas e ganhos indicam a dinâmica temporal das comunidades ao longo das localidades. O TBI foi testado para significância a partir de procedimentos de permutações. Posteriormente, para interpretação dos resultados, foram elaborados B-C plots, que enfatizam qual componente (perda ou ganho) predominou de uma estação para a outra. As análises foram conduzidas utilizando-se a função “TBI” do pacote “adespatial” (Dray et al., 2023) no software R (R Core Team, 2024).

3. Resultados

3.1 Composição e distribuição das guildas ecológicas

3.1.1 Estuários

Ao longo das áreas estuarinas, a guilda de espécies estuarinas (ES) apresentou maior contribuição em termos de abundância relativa para São Mateus (41.3%) e para o rio Doce (52.5%). Além disso, áreas associadas ao São Mateus e ao rio Doce foram as únicas que apresentaram espécies de água-doce (AD), mesmo indicando contribuição baixa, 12.4% e 11.7%, respectivamente. Em Caravelas e no Piraquê-Açu a guilda de espécies estuarinas marinhas-dependentes (MED) foram as que mais contribuíram (Figura 2).

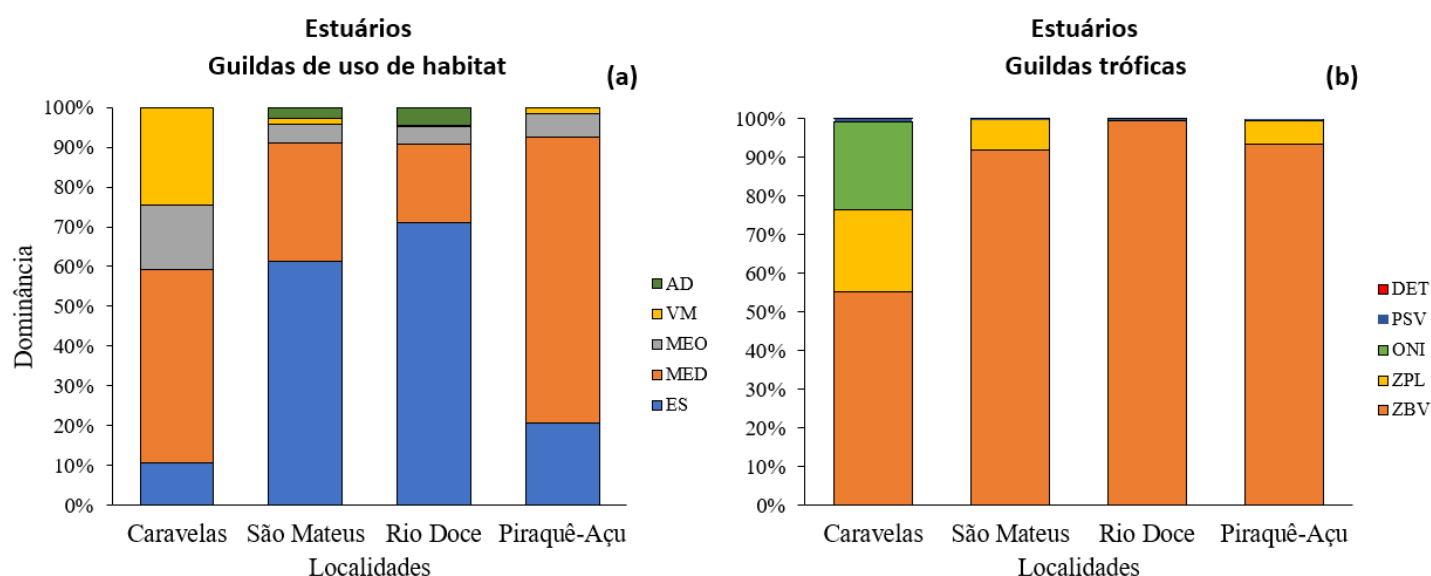


Figura 2. Padrões de dominância das guildas ecológicas ao longo das áreas estuarinas; (a) Guildas de uso de habitat: ES, espécies estuarinas; MED, marinha-estuarina

dependentes; MEO, marinha-estuarina oportunistas; VM, visitantes marinhos, AD, espécie de água-doce; (b) Guildas tróficas: ZBV, zoobentívoras; ZPL, Zooplantívoras; ONI, onívoras, PSV, piscívoras; DET, detritívoras.

Tabela 2. Abundância das guildas de uso de habitat ao longo das áreas estuarinas. Códigos: ES, espécies estuarinas; MED, marinho-estuarino dependente; MEO, marinho-estuarino oportunista; VM, visitante marinho; AD, espécies de água-doce.

Guildas de uso de habitat					
Local	ES	MED	MEO	VM	AD
Caravelas	212	724	389	355	0
São Mateus	1.071	950	132	117	322
Rio Doce	3.366	1.968	255	72	747
Piraquê-Açu	1.046	2.686	723	247	0

Em relação às guildas tróficas, a guilda de espécies zoobentívoras apresentou as maiores contribuições em número de espécies e de indivíduos ao longo de todas as áreas estuarinas (Figura 2). Além disso, Caravelas se destacou como a área com maior contribuição da guilda de espécies onívoras (16.4%).

Tabela 3. Abundância das guildas tróficas ao longo das áreas estuarinas. Códigos: ZBV, Zoobentívoros; ZPL, Zooplantívoros; PSV, piscívoros; ONI, onívoros; DET, detritívoros; HER, herbívoros.

Guildas tróficas					
Local	ZBV	ZPL	PSV	ONI	DET
Caravelas	868	498	38	275	1
São Mateus	2.113	427	25	26	1
Rio Doce	6.176	160	36	23	1
Piraquê-Açu	3.862	725	84	31	0

Os padrões de dominância das espécies que compõem as guildas ecológicas diferiram entre as áreas estuarinas, especialmente em relação às espécies classificadas como dominantes (IR-4; frequentes e abundantes) (Tabela S1). Em Caravelas, das 20 espécies classificadas como dominantes, apenas 3 foram categorizadas como estuarinas, enquanto o restante representou espécies de origem marinha, predominantemente da guilda de espécies estuarinas-dependentes. Em São Mateus, das 11 espécies classificadas como dominantes, 6 foram incluídas na guilda de espécies estuarinas (Tabela S1). No rio Doce, que apresentou 6 espécies dominantes, foi a única área onde foram registradas espécies de água-doce entre as

dominantes. O Piraquê-Açu, com 10 espécies dominantes, assim como São Mateus, apresentou um maior número de espécies dominantes classificadas como estuarinas (5 espécies). Por fim, a guilda de espécies zoobentívoras foi a mais representativa entre as espécies dominantes em todas as áreas estuarinas.

3.1.2 Áreas marinhas costeiras

Em relação às áreas marinhas costeiras adjacentes aos estuários, a guilda de espécies marinhas estuarinas-dependentes indicou as maiores contribuições ao longo de todas as áreas (Figura 3. Tabela 4). Poucas espécies classificadas como estuarinas contribuíram na diferenciação das guildas ao longo dessas áreas, representando principalmente espécies encontradas nas áreas associadas à foz dos estuários de Caravelas (2.3%) e do rio Doce (2.7%). A mesma situação ocorreu para a guilda de espécies de água-doce, com contribuições baixas associadas às áreas da foz dos estuários do rio Doce e Piraquê-Açu.

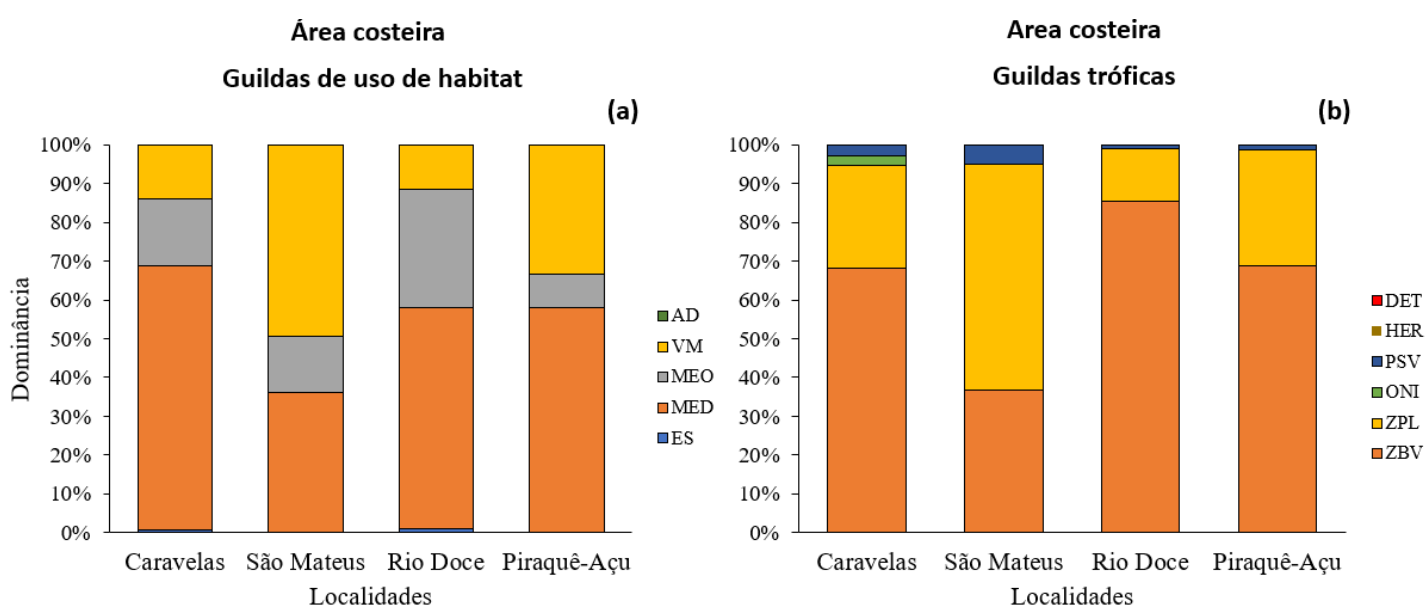


Figura 3. Padrões de dominância das guildas ecológicas ao longo das áreas marinhas costeiras; (a) Guildas de uso de habitat: ES, espécies estuarinas; MED, marinha-estuarina dependentes; MEO, marinha-estuarina oportunistas; VM, visitantes marinhos, AD, espécie de água-doce; (b) Guildas tróficas: ZBV, zoobentívoras; ZPL, Zooplantívoras; OMN, onívoras, PSV, piscívoras; HER, herbívoras; DET, detritívoras.

Tabela 4. Abundância das guildas de uso de habitat ao longo das áreas marinhas costeiras adjacentes aos estuários. Códigos: ES, espécies estuarinas; MED, marinho-estuarino dependente; MEO, marinho-estuarino oportunista; VM, visitante marinho; AD, espécies de água-doce.

Local	Guildas de uso de habitat				
	ES	MED	MEO	VM	AD
Caravelas	162	4.189	1.520	1.229	0
São Mateus	60	2.234	1.257	2.652	0
Rio Doce	236	3.584	2.953	1.984	9
Piraquê-Açu	164	5.673	1.220	4.793	1

Em relação às guildas tróficas, as espécies zoobentívoras contribuíram mais ao longo da maioria das áreas, exceto para São Mateus onde as maiores contribuições foram para a guilda de espécies zooplactívoras (Figura 3, Tabela 5).

Tabela 5. Riqueza e abundância das guildas tróficas ao longo das áreas marinhas costeiras adjacentes aos estuários. Códigos: ZBV, Zoobentívoros; ZPL, Zooplactívoros; PSV, piscívoros; ONI, onívoros; DET, detritívoros; HER, herbívoros.

Local	Guildas tróficas					
	ZBV	ZPL	PSV	ONI	DET	HER
Caravelas	4.530	2.073	287	210	0	0
São Mateus	2.743	2.929	473	52	6	0
Rio Doce	5.813	2.520	399	32	0	2
Piraquê-Açu	7.226	4.089	524	12	0	0

Os padrões de dominância das espécies ao longo das áreas costeiras mostraram-se mais homogêneos do que nas áreas estuarinas (Tabela S1). Em Caravelas, 21 espécies foram registradas como dominantes, com maior representatividade de espécies marinhas estuarinas-dependentes. Em São Mateus, das 14 espécies dominantes, a maioria foi classificada como marinhas estuarinas-oportunistas (6). No rio Doce (13 espécies dominantes) e Piraquê-Açu (13 espécies dominantes), as espécies marinhas estuarinas-dependentes também foram as mais representativas. Entretanto, o rio Doce foi a única área que foram registradas espécies estuarinas entre as dominantes. Assim como as áreas estuarinas, a guilda de espécies zoobentívoras foi a mais representativa ao longo das áreas costeiras.

Diferentemente das áreas estuarinas, em Caravelas, São Mateus e Piraquê-Açu foram registradas espécies piscívoras entre as dominantes.

3.2 Diversidade beta temporal – TBI

Os valores de TBI para as áreas estuarinas variaram de 0.394 a 0.781, enquanto para áreas costeiras variaram de 0.372 a 0.860 (Tabela 6). A variação temporal geral para ambas as áreas foi caracterizada pelo componente de perdas de espécies (abundância) (Figura 4, Tabela 6). Entretanto, a variação temporal foi significativa apenas para as áreas estuarinas (Fig. 4a).

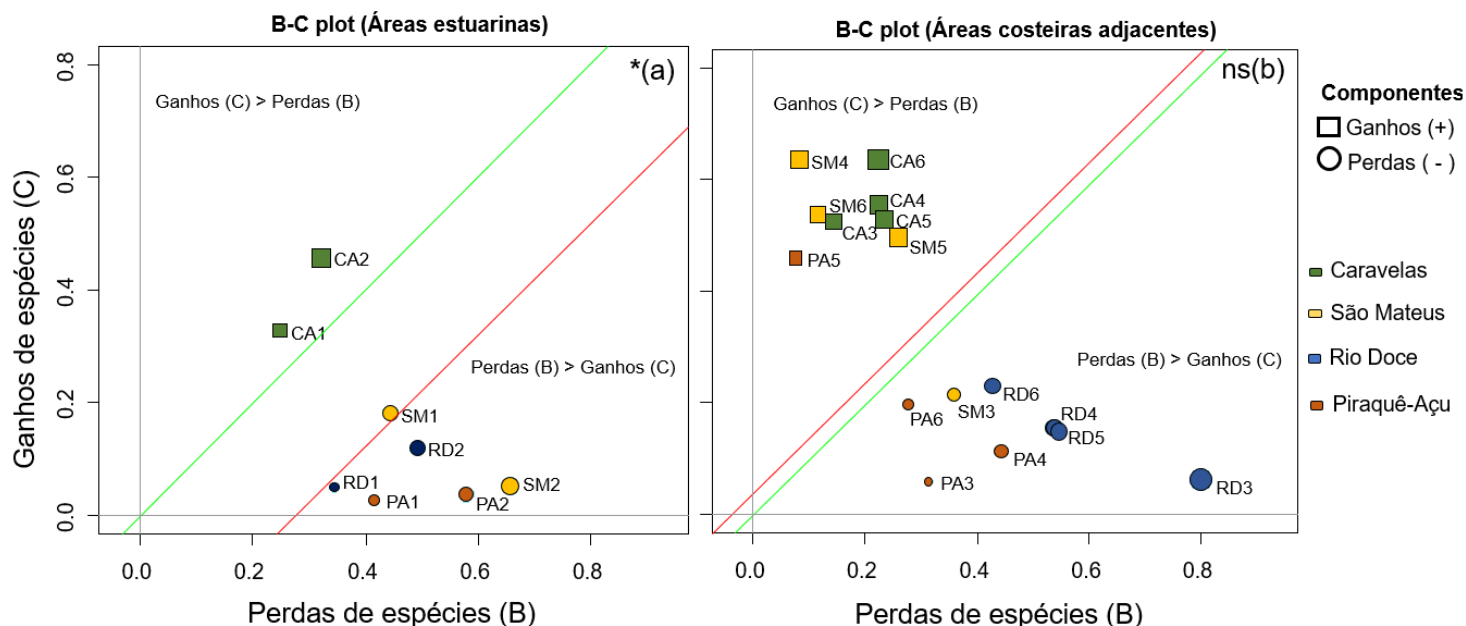


Figura 4. B–C plot representando as perdas (B) e ganhos (C) de espécies em termos de abundância entre as estações (chuvosa e seca) ao longo das áreas estuarinas (a) e costeiras adjacentes (b). Os locais estão representados por símbolos correspondentes aos componentes de perdas (círculos) e ganhos (quadrados), indicando qual componente predominou na variação temporal. A linha verde representa a posição teórica dos locais onde as perdas e ganhos são iguais. A linha vermelha passa pelo centroide de todos os pontos; quando a linha vermelha está abaixo da linha verde, isso indica que a variação foi dominada por perdas de espécies nos locais, e o oposto se a linha vermelha estiver acima da linha verde. Cada símbolo no plot indica um dos 6 pontos amostrais dentro de cada localidade. p-valor: <0.01 é indicado por “*” e valores não significativos indicados por “ns”.

O valor médio do TBI foi de 0.738 em Caravelas, 0.566 em São Mateus, 0.614 no Rio Doce e 0.499 no Piraquê-Açu. O maior valor do TBI, 0.860, foi registrado na área marinha costeira de Caravelas (ponto C6), enquanto o menor valor, 0.394, foi encontrado no estuário do Rio Doce. Entre as áreas estuarinas, somente as áreas associadas à Caravelas indicaram como componente principal da variação temporal o ganho de espécies (Figura 4a). Entre as áreas em que o componente dominante foi de perda de indivíduos, nas áreas associadas ao rio Doce ocorreram as maiores perdas (Tabela 6), principalmente nas áreas próximo a foz.

Tabela 6. Resumo da estatística calculada do índice de diversidade beta temporal (TBI) e mudanças na abundância local das assembleias de peixes entre a estação chuvosa e seca; Local: CA, Caravelas; SM, São Mateus; RD, Rio Doce; PA, Piraquê-Açu. Abundância total para cada local e seus respectivos componentes B e C após partição do TBI indicando o número de perdas e ganhos em abundância; D representa a diferença percentual (dissimilaridade). O sinal "-" ou "+" na coluna de mudança indica qual componente predominou no local entre as estações.

Habitat	Local*	Perdas (B)	Ganhos (C)	TBI	Mudança
Estuário	CA1	147	194	0.575	+
	CA2	351	498	0.781	+
	SM1	679	276	0.624	-
	SM2	697	54	0.708	-
	RD1	406	59	0.394	-
	RD2	2.571	622	0.610	-
	PA1	842	51	0.442	-
	PA2	155	95	0.614	-
Área Costeira	CA3	340	1.229	0.670	+
	CA4	412	1.016	0.780	+
	CA5	416	941	0.762	+
	CA6	257	729	0.860	+
	SM3	569	337	0.571	-
	SM4	259	401	0.485	+
	SM5	690	165	0.536	-
	SM6	558	224	0.471	-
	RD3	1.534	222	0.639	-
	RD4	1.053	320	0.685	-
	RD5	1.246	350	0.695	-
	RD6	735	394	0.658	-
	PA3	1.158	212	0.372	-
	PA4	1.705	429	0.557	-
	PA5	130	774	0.536	+
	PA6	733	520	0.473	-

*Os pontos 1 e 2 para todos os locais representam as áreas estuarinas e os pontos de 3 a 6 representam a área marinha costeira adjacente.

Os pontos 1 e 2 para todos os locais representa os estuários e os pontos de 3 a 6 representa a área marinha costeira adjacente.

Ao longo das áreas estuarinas que perderam indivíduos entre as estações, as variações do componente de perda foram mais relacionadas à guilda de espécies marinhas-dependentes (MED) (Tabela 7). As espécies da guilda de água-doce (AD), foram registradas somente para as áreas estuarinas associadas a São Mateus e ao rio Doce, sem registros na estação seca em São Mateus. As espécies estuarinas diminuíram em abundância ao longo das estações, principalmente no rio Doce e no Piraquê-Açu. (Tabela 7).

Tabela 7. Variação nos componentes de perdas (B) e ganhos (C) de indivíduos (abundância) das espécies que compõem as guildas de uso de habitat ao longo das áreas estuarinas e marinhas costeiras adjacentes.

Habitat	Local*	Guildas de uso de habitat		
		Perdas (B)	Ganhos (C)	Mudança
Estuário	CA1	14	61	+
	CA2	98	245	+
	SM1	415	12	-
	SM2	644	1	-
	RD1	352	5	-
	RD2	1.960	11	-
	PA1	791	0	-
	PA2	1.457	2	-
Área Costeira	CA3	5	894	+
	CA4	12	616	+
	CA5	25	549	+
	CA6	0	472	+
	SM3	352	120	-
	SM4	2	742	+
	SM5	154	532	+
	SM6	0	703	+
	RD3	4.646	72	-
	RD4	800	13	-
	RD5	927	31	-
	RD6	549	208	-
	PA3	1.020	74	-
	PA4	1.332	56	-
	PA5	0	644	+
	PA6	667	454	-

*Os pontos 1 e 2 para todos os locais representam as áreas estuarinas e os pontos de 3 a 6 representam a área marinha costeira adjacente.

As variações de abundância relacionadas às guildas tróficas, indicaram maiores perdas de indivíduos da guilda de espécies zoobentívoras. A diminuição no número de indivíduos foi maior em áreas associadas ao rio Doce e ao Piraquê-Açu (Tabela 8). Além disso, ao longo das áreas marinhas costeiras adjacentes, Caravelas e São Mateus apresentaram as maiores contribuições do componente de ganho de indivíduos entre as estações.

Tabela 8. Variação nos componentes de perdas (B) e ganhos (C) de indivíduos (abundância) das espécies que compõem as guildas tróficas ao longo das áreas estuarinas e marinhas costeiras adjacentes.

Habitat	Local*	Guildas tróficas		
		Perdas (B)	Ganhos (C)	Mudança
Estuário	CA1	0	47	+
	CA2	225	372	+
	SM1	407	4	-
	SM2	649	6	-
	RD1	350	3	-
	RD2	2.106	157	-
	PA1	794	3	-
	PA2	1.455	0	-
Área Costeira	CA3	24	913	+
	CA4	0	604	+
	CA5	0	524	+
	CA6	0	472	+
	SM3	301	69	-
	SM4	1	741	+
	SM5	5	383	+
	SM6	4	707	+
	RD3	4.656	82	-
	RD4	813	26	-
	RD5	925	29	-
	RD6	434	93	-
	PA3	980	34	-
	PA4	1.276	0	-
	PA5	29	673	+
	PA6	448	235	-

*Os pontos 1 e 2 para todos os locais representam as áreas estuarinas e os pontos de 3 a 6 representam a área marinha costeira adjacente.

4. Discussão

O presente estudo explorou a composição e distribuição de diferentes guildas ecológicas ao longo de áreas estuarinas e costeiras adjacentes. Nossos resultados destacaram que: (1) Ao longo de todas as áreas estuarinas e costeira adjacentes, houve uma maior contribuição das guildas de espécies de origem marinha; (2) a guilda de espécies zoobentívoras foi a que mais contribuiu em termos de números de espécies e abundância ao longo de todas as regiões; (3) as flutuações no número de indivíduos ao longo das estações foram principalmente relacionadas às espécies dominantes; e (4) o componente da diversidade beta temporal relativo à perda de indivíduos foi predominante na variação entre as estações.

Além de abrigar uma ictiofauna residente, os estuários são utilizados por muitas espécies de origem marinha como área de refúgio, alimentação, rota de migração e berçário (Martinho et al., 2012; Whitfield et al., 2022). Além disso, espécies marinhas tendem a dominar áreas estuarinas, contribuindo de maneira expressiva em termos de biomassa (Andrade-Tubino et al., 2008; Favero et al., 2019; Harrison & Whitfield, 2024). As flutuações da salinidade representam um dos principais fatores na determinação da composição e distribuição das espécies e guildas de peixes (Barletta et al., 2005; Harrison & Whitfield, 2024), sendo influenciada pela entrada de água-doce dos ecossistemas continentais e água salgada das áreas marinhas costeiras adjacentes aos estuários (Molina et al., 2020). As espécies visitantes marinhas, por exemplo, geralmente são estenohalinas e entram nos estuários em baixo número, frequentemente ocupando áreas restritas do estuário que apresentam salinidade mais elevada (Elliot et al., 2007; da Silva et al., 2022).

As mudanças na composição das comunidades biológicas ao longo do tempo têm sido exploradas como uma ferramenta complementar às abordagens da diversidade beta espacial (Anderson et al., 2011; Legendre, 2019). Nossos resultados indicaram que a maior parte das variações nas abundâncias das espécies que compõem as diferentes guildas entre as estações foram relacionadas principalmente às flutuações no número de indivíduos de espécies dominantes. Essas variações nas abundâncias, foram caracterizadas principalmente pelo componente de perdas de indivíduos ao longo das áreas estuarinas. Alterações na abundância relativa das

espécies podem afetar a variação da diversidade local (Blowes et al., 2022). Desse modo, as análises temporais da diversidade beta é uma ferramenta importante na avaliação de mudanças pontuais relacionadas as espécies, indicando, por exemplo, se os ganhos ou perdas são de espécies raras, dominantes ou espécies não-nativas (Lu et al., 2019).

No presente estudo, a maior parte das perdas de indivíduos entre as estações foram relacionadas as flutuações de espécies dominantes (frequentes e abundantes) nos sistemas estudados, com maior redução no número de indivíduos da estação chuvosa para a estação seca. Flutuações na ocorrência e abundância de espécies dominantes pode favorecer a diversidade beta, possibilitando a colonização de novos nichos por outras espécies, tornando a composição de espécies mais heterogênea (Barrili, et al., 2024; Lu et al., 2019). Por exemplo, a diminuição na diversidade beta pode indicar homogeneização da fauna local (e.g., extinção de espécies raras), enquanto seu aumento pode indicar maior variabilidade na composição de espécies ao longo do tempo (Socular et al., 2016; Tatsumi et al., 2020; Barrilli et al., 2024).

Avaliar as flutuações locais nas perdas e ganhos de espécies, pode auxiliar na compreensão da estrutura das assembleias, indicando quantas espécies podem coexistir sem serem simultaneamente abundantes (Shimadzu et al., 2013; Tatsumi et al., 2022). Por exemplo, uma comunidade local pode apresentar uma alta diversidade beta temporal devido a uma alta variabilidade ambiental. Em contraste, locais mais ambientalmente estáveis são esperados apresentar uma menor diversidade beta temporal, abrigando uma composição de espécies relativamente consistente ao longo do tempo (Pereira et al., 2023; Harrison & Whitfield, 2024). Dessa forma, a análise da composição e estrutura das assembleias de peixes e guildas ecológicas ao longo de ambientes naturalmente dinâmicos como os estuários, representa um tópico chave na compreensão da relação das espécies com seu ambiente (Villérger et al., 2017; Harrison & Whitfield, 2024)

As áreas estuarinas do presente estudo representam importantes locais para diferenciação das assembleias de peixes ao longo do gradiente estuarino-marinho. Com o intuito de identificar tendências a longo prazo na composição e distribuição da ictiofauna e das guildas ecológicas ao longo das regiões de abrangência do desastre, explorar as variações da diversidade beta temporal com banco de dados temporalmente mais extensos representa uma oportunidade importante para

investigar flutuações temporais nos descritores ecológicos das assembleias de peixes. Dessa forma, é possível explorar comparações entre múltiplos locais, enfatizando questões como: (1) as espécies raras se tornam localmente extintas ao longo do tempo? (2) as espécies ocupando novos nichos ao longo do tempo ou espécies já presentes em determinadas áreas, aumentam suas frequências e abundâncias ao longo do tempo? (3) as variações temporais nos descritores das assembleias de peixes são influenciadas por quais fatores ambientais e em quais escalas espaciais? Explorar essas questões podem fornecer informações importantes sobre a variabilidade espacial e temporal da ictiofauna, principalmente no contexto das áreas direta e indiretamente impactadas rompimento da barragem de Fundão.

Agradecimentos

Esta pesquisa foi desenvolvida no âmbito do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, PMBA - Área Ambiental I, estabelecido pelo Acordo de Cooperação Técnico-Científica nº 30/2018 entre a Fundação Espírito-Santense de Tecnologia (FEST) e a Fundação Renova, publicado no Diário Oficial da União. O autor principal agradece à Fundação de Amparo à Pesquisa do Espírito Santo (FAPES) pela bolsa de estudos (FAPES N° 13/2019-PROCAP 2020). A M Hostim-Silva agradece a bolsa de pesquisa fornecida pelo CNPq (Proc. 310661/2022-2).

Referências

- Able, K.W., 2005. A re-examination of fish estuarine dependence: evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 64:5-17.
- Anderson, M.J., Crist, T.O., Chase, J.M., Vellend, M., Inouye, B.D., Freestone, A.L. et al., 2011. Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, 14, 19–28.
- Andrade-Tubino, M.F., Azevedo, M.C.C., Franco, T.P., Araújo, F.G., 2019. How are fish assemblages and feeding guilds organized in different tropical coastal systems? Comparisons among oceanic beaches, bays and coastal lagoons. *Hydrobiologia* 847, 403–419
- Barletta, M., Barletta-Bergan, A., Saint-Paul, U., Huboldt, G., 2005. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of Fish Biology* 66, 45-72.
- Barrilli, G.H.C., Tatsumi, S., De Biasi, J.B., Cruz, A.R.S., de Oliveira, T.C.T., Hostim-Silva, M., Hackradt, C.W., Félix-Hackradt, F.C., 2024. Simplified fish larval supply in coastal areas after a dam burst in Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 205, 116615.
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., Courchamp, F., 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letter*, 15, 365-377.
- Blowes, S. A., Daskalova, G. N., Dornelas, M., Engel, T., Gotelli, N. J., Magurran, A. E., Martins, I. S., McGill, B., McGlinn, D. J., Sagouis, A., Shimadzu, H., Supp, S. R., Chase, J. M., 2022. Local biodiversity change reflects interactions among changing abundance, evenness, and richness. *Ecology*, 103, 15.
- Bradley, M., Dubuc, A., Piggott, C. V. H., Sambrook, K., Hoey, A. S., Depczynski, M., Langlois, T. J., Gagliano, M., Wilson, S. K., Cure, K., Holmes, T. H., Moore, G. I., Travers, M., Baker, R., Nagelkerken, I., Sheaves, M., 2024. The fish–mangrove link is context dependent: Tidal regime and reef proximity determine the ecological role of tropical mangroves. *Fish and Fisheries*, 1–19.
- Carmo, F.F., L.H.Y. Kamino, R.T. Junior, I.C. Campos, G. Silvino, K.J. Castro, M.L. Mauro, N. Rodrigues, M. Miranda, and C.E.F. Pinto., 2017. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. *Perspective in Ecology and Conservation* 15,145–151.

- Condini. M.V., Pichler. H.A., Oliveira-Filho. R.R., Cattani. A.P., Andrades. R., Villar. C.C., Joyeux. J.C., Soeth. M., Biasi. J.B., Eggertsen. L., Dias. R., Hackradt. C.W., Félix-Hackradt. F.C., Chiquieri. J., Garcia. A.M., Hostim-Silva. M., 2022. Marine fish assemblages of Eastern Brazil: An update after the world's largest mining disaster and suggestions of functional groups for biomonitoring long-lasting effects. *Science of The Total Environment*. 807. 150987.
- da Silva, V.E.L., Assis, I.O. Campos-Silva, J.V., Paulino, G.V.B., Fabré, N.N., 2022. Relative importance of habitat mosaics for fish guilds in the northeastern coast of Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, 50. doi.org/10.1016/j.rsma.2021.102145
- DAERA (Department of Agriculture, Environment and Rural Affairs). 2020. Fish Estuary-Association Scores (FEAS). Departmental Archive for Marine Species and Habitats Data (DASSH).
- Dornelas, M., Chase, J.M., Gotelli, N.J., Magurran, A.E., McGill, B.J., et al., 2023. Looking back on biodiversity change: lessons for the road ahead. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*, 378:20220199.
- Dray. S. Bauman D. Blanchet G. Borcard . D. Clappe S. Guénard G. Jombart T. Larocque G. Legendre P. Madi N. Wagner HH. 2022. *adespatial: Multivariate Multiscale Spatial Analysis*. R package version 0.3-20. <https://CRAN.R-project.org/package=adespatial>
- Elliott, M., Whitfield, A.K., Potter, I.C., et al. 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries*, 8, 241–268.
- Favero, J.M., Araújo, I.M.S., Severi, W., 2019. Structure of the fish assemblage and functional guilds in the Estuary of Maracaípe, Northeast Coast of Brazil. *Bol. Inst. Pesca*. 45:1-14.
- Favero. J.M.. Araújo. I.M.S.. Severi. W. 2019. Structure of the fish assemblage and functional guilds in the Estuary of Maracaípe. Northeast Coast of Brazil. *Bol. Inst. Pesca*. 45:1-14.
- Ferreira V. Le Loc'h F. Ménard F. Frédou T. Frédou FL. 2019. Composition of the fish fauna in a tropical estuary: the ecological guild approach. *Sci. mar*. 83(2):133-42.
- Francini-Filho, R.B, Cordeiro, M.C., Omachi, C.Y., Rocha, A.M., Bahiense, L., Garcia, G.D., Tschoeke, D., de Almeida, M.G., Rangel., TP., de Oliveira, B.C.V., de Almeida, D.Q.R., Menezes, R., Mazzei, E.F., Joyeux, J.C., Rezende, C.E., Thomson, C.C., Thompson, F.L., 2019. Remote sensing, isotopic composition

- and metagenomics analyses revealed Doce River ore plume reached the southern Abrolhos Bank Reefs. *Science of the Total Environment* 697:134038.
- Fricke, R., Eschmeyer, W.N., Van der Laan, R., 2022. Eschmeyer's Catalog of Fishes: Genera, Species, References Electronic version accessed 03/31/2023.
- Froese, R., Pauly, D., 2021. FishBase. World Wide Web electronic publication. <http://www.fishbase.org>
- Garcia, A.M., Bemvenuti, M.A., Vieira, J.P., Marques, D.M., Burns, M.D., Moresco, A., Condini, M.V., 2006. Checklist comparison and dominance patterns of the fish fauna at Taim wetland South Brazil. *Neotropical Ichthyology* 4: 261–268.
- Garcia, A.M., Vieira, J.P., Winemiller, K.O., Grimm, A.M., 2004. Comparison of 1982–1983 and 1997–1998 El Niño effects on the shallow-water fish assemblage of the Patos lagoon estuary (Brazil). *Estuaries* 27: 905–914.
- Harrison, T.D., Whitfield, A.K., 2024. A global functional analysis of fish-estuary associations and selected environmental factors. *Rev. Fish. Biol. Fisheries.* 34, 805–825.
- Hatje, V., Pedreira, R.M.A., De Rezende, C.E., Schettini, C.A.F., De Souza, G.C., Marin, D.C., Hackspacher, P.C., 2017. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. *Scientific Reports.* 7: 1–13.
- INMET, 2022. Instituto Nacional de Meteorologia - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.
- Kuczynski, L., Legendre, P., Grenouillet, G., 2018. Concomitant impacts of climate change, fragmentation and non-native species have led to reorganization of fish communities since the 1980s. *Global Ecol. Biogeogr.* 27 (2), 213–222.
- Lawson, L., Edge, C.B., Fortin, M.J., Jackson, D.A., 2024. Temporal change in urban fish biodiversity—Gains, losses, and drivers of change. *Ecology and Evolution*, 14 (2), e10845.
- Legendre, P., Salvat, B., 2015. Thirty-year recovery of mollusc communities after nuclear experimentations on Fangataufa atoll (Tuamotu. French Polynesia). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences.* 282. 20150750.
- Legendre, P., 2019. A temporal beta-diversity index to identify sites that have changed in exceptional ways in space-time surveys. *Ecol. Evol.* 9 (6). 3500–3514. <https://doi.org/10.1002/ece3.2019.9.issue-610.1002/ece3.4984>.
- Legendre, P., De Cáceres, M., 2013. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters*, 16, 951–963.

- Lindholm, M., Alahuhta, L., Heino, J., Toivonen, H., 2021. "Temporal Beta Diversity of Lake Plants Is Determined by Concomitant Changes in Environmental Factors across Decades." *Journal of Ecology* 109: 819–83.
- Lu, M., Vasseur, D., Jetz, W., 2019. Beta diversity patterns derived from island biogeography theory. *Am. Nat.* 194 (3), E52–E65.
- Magurran, A.E., Dornelas, M., Moyes, F., Henderson, P.A., 2019. Temporal β diversity: a macroecological perspective. *Glob Ecol Biogeogr* 28:1949–1960.
- Marta-Almeida, M., Mendes, R., Amorim, F.N., Cirano, M., Dias, J.M., 2016. Fundão Dam collapse: oceanic dispersion of River Doce after the greatest Brazilian environmental accident. *Marine Pollution Bulletin* 112: 359–364
- Martinho F, Cabral, H.N., Azeiteiro, U.M., Pardal, M., 2012. A. Estuarine nursery for marine fishes: connecting recruitment variability with sustainable fisheries management. *Manag. Environ. Qual. Int. J.* 23:414-433
- Molina, A., Duque, G., Cogua, P., 2020. Influences of environmental conditions in the fish assemblage structure of a tropical estuary. *Marine Biodiversity*, 5:2-13.
- Pereira. A.. L.. A.. Carvalho. P.. Granzotti. R.. V.. Vieira. L.. C.. G. 2023. Temporal beta diversity increases with environmental variability in zooplankton floodplain communities.
- Potter. I.C., Tweedley. J.R., Elliott. M., Whitfield. A.K., 2015. The ways in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach. *Fish and Fisheries* 2: 230-239.
- R Core Team. 2024. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna. Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Raimonet, M., Cloern, J.E., 2016. Estuary-Ocean connectivity: fast physics, slow biology. *Glob. Chang. Biol.* 23:2345-2357
- Shimadzu, H., Dornelas, M., Magurran, A.E., 2015. Measuring temporal turnover in ecological communities. *Methods in Ecology and Evolution*, 6, 1384-1394.
- Socolar, J. B., Gilroy, J. J., Kunin, W. E., Edwards, D. P., 2016. How should beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends in Ecology & Evolution*, 31, 67–80.
- Tatsumi, S., Strengbom, J., Čugunovs, M., Kouki, J., 2020. Partitioning the colonization and extinction components of beta diversity across disturbance gradients. *Ecology*, 101, e03183.

- Tatsumi. S.. Iritani. R.. & Cadotte. M. W. 2022. Partitioning the temporal changes in abundance-based beta diversity into loss and gain components. *Methods in Ecology and Evolution*. 13(9). 2042–2048.
- Vilar. C.C.. Andrades. R.. Szablak. FT.. Guabiroba. H.C.. Pichler. H.A.. Bastos. K.V.. de Lima. L.R.S.. Bastos. P.G.P.. Martins. R.F.. Rodrigues. V.L.A.. Hostim-Silva. M.. Joyeux. J.C.. 2022. Variability in nearshore fish biodiversity indicators after a mining disaster in eastern Brazil. *Marine Environmental Research*. 175.105565.
- Villegger, S., Brosse, S., Mouchet, M., Mouillot, D., Vanni, M.J., 2017. Functional ecology of fish: Current approaches and future challenges. *Aquatic Science*, 2017, 79, 783–801.
- Whitfield, A.K., Able, K.W., Barletta, M., Blaber, S.J., Harrison, T.D., 2023. Life-history guilds of fishes associated with estuaries: opportunism versus dependency. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 108456
- Whitfield, A.K., Able, K.W., Blaber, S.J., Elliott, M., Franco, A., Harrison, T.D., Potter, I. C., Tweedley, J.R., 2022. Fish assemblages and functional groups, in: Whitfield, A.K., Able, K.W., Blaber, S.J.M., Elliot, M. (Eds.), *Fish and Fisheries in Estuaries: A Global Perspective*, pp. 16–59.
- Whitfield. A. K. 2021. Estuaries – how challenging are these constantly changing aquatic environments for associated fish species? *Environmental Biology of Fish*. 104:517–528.

Material suplementar

Tabela Suplementar 1. Lista das espécies de peixes e guildas ecológicas ao longo de quatro sistemas estuarinos-costeiros. Guildas de uso: ES, espécies estuarinas; MED, marinha-estuarina dependente; MEO, marinha-estuarina oportunista; VM, visitante marinho; AD, espécie de água-doce. Guildas tróficas: ZBV, zoobentívora; ZPL, zooplantívora; ONI, onívora; PSV, piscívora; DET, detritívora; HER, herbívora. Importância Relativa das espécies (IR), onde: (1) espécies com baixa abundância e raras, IR-1; (2) espécies com baixa abundância e frequentes, IR-2; (3) espécies com elevada abundância e raras, IR-3; e (4) espécies com elevada abundância e frequentes, IR-4. As espécies classificadas no grupo IR-4 foram consideradas dominantes.

Família	Espécie	Guilda de uso	Guilda trófica	Estuários				Área costeira			
				CA	SM	RD	PA	CA	SM	RD	PA
Acanthuridae	<i>Acanthurus chirurgus</i>	VM	HER							1	
Achiridae	<i>Achirus declivis</i>	ES	ZBV		2	1	1	1		1	
	<i>Achirus lineatus</i>	ES	ZBV	1	4	2	4	1	1	1	1
	<i>Catathyridium garmani</i>	ES	ZBV		1	2		1			
	<i>Gymnachirus nudus</i>	VM	ZBV								1
	<i>Trinectes microphthalmus</i>	MEO	ZBV	4	4	4	1	4	1	1	1
	<i>Trinectes paulistanus</i>	ES	ZBV		2	2	1	2	1	2	1
	<i>Trinectes paulistanus</i>	ES	ZBV		2	2	1	2	1	2	1
Antennariidae	<i>Antennarius scaber</i>	MS	ZBV								
Arhynchobatidae	<i>Atlantoraja platana</i>	VM	ONI								
Ariidae	<i>Notarius luniscutis</i>	MEO	ZBV		1		1	4	1	1	1
	<i>Aspistor quadriscutis</i>	MED	ZBV	1							
	<i>Bagre bagre</i>	MED	ZBV	1				4	1	1	1
	<i>Bagre marinus</i>	MEO	ZBV					1	1	1	
	<i>Cathorops arenatus</i>	AD	ZBV			1				1	1
	<i>Cathorops spixii</i>	ES	ZBV	1	4	4		2	1		1
	<i>Genidens barbus</i>	MED	ZBV			4					1
	<i>Genidens genidens</i>	ES	ZBV		4	4				1	
	<i>Notarius parmocassis</i>	MEO	ZBV	1					1	1	1
	<i>Paragenidens grandoculis</i>	AD	ONI			1					
	<i>Pseudauchenipterus affinis</i>	AD	ZBV		3						

Batrachoididae	<i>Porichthys porosissimus</i>	MS	PSV					1	1	1
Bothidae	<i>Bothus ocellatus</i>	MED	ZBV							1
	<i>Bothus robinsi</i>	MED	ZBV				1	1		1
Carangidae	<i>Caranx hippos</i>	VM	ZBV			1				
	<i>Caranx latus</i>	VM	ZBV	1	1	2	1	1	1	
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	VM	ZPL	2	4		1	1	1	1
	<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i>	MED	ZBV					1	1	
	<i>Oligoplites saliens</i>	MED	ZPL					1		
	<i>Selene brownii</i>	VM	ZBV					1		
	<i>Selene setapinnis</i>	VM	ZBV					1	1	
	<i>Selene vomer</i>	VM	ONI	1	1		1		1	1
Centropomidae	<i>Centropomus mexicanus</i>	MED	PSV			1				
	<i>Centropomus parallelus</i>	MED	PSV		1	1	1			
	<i>Centropomus undecimalis</i>	MED	PSV		1	1				
Chaetodontidae	<i>Chaetodon sedentarius</i>	VM	ZBV							1
Clupeidae	<i>Harengula clupeola</i>	MEO	ZBV					1		
	<i>Lile piquitinga</i>	ES	ZBV					1		
	<i>Opisthonema oglinum</i>	VM	ZPL	1				1	1	1
	<i>Platanichthys platana</i>	AD	ZPL		1					
	<i>Sardinella brasiliensis</i>	VM	ZBV		1				1	
Cynoglossidae	<i>Symphurus diomedeanus</i>	VM	ZVC			1				
	<i>Symphurus jenynsi</i>	MEO	ZBV					1		
	<i>Symphurus plagusia</i>	MEO	ZBV	4		1		2	4	2
	<i>Symphurus tessellatus</i>	MEO	ZBV	4		1	4	4	2	4
Dactylopteridae	<i>Dactylopterus volitans</i>	VM	ZBV	1				1	1	1
Dactyloscopidae	<i>Dactyloscopus crossotus</i>	VM	ZBV	1						
	<i>Dactyloscopus foraminosus</i>	VM	ZBV							1
	<i>Dactyloscopus tridigitatus</i>	VM	ZBV							1
Dasyatidae	<i>Hypanus guttatus</i>	MED	ZBV	1		1		1	1	1

	<i>Ophichthus gomesii</i>	VM	PSV			1		1	1
Ophidiidae	<i>Raneya brasiliensis</i>	VM	ZBV						1
Ostraciidae	<i>Acanthostracion quadricornis</i>	VM	ZBV				1		
Paralichthyidae	<i>Citharichthys arenaceus</i>	VM	PSV	1	1	2	1	1	1
	<i>Citharichthys dinoceros</i>	VM	ZBV				1		
	<i>Citharichthys macrops</i>	VM	ZBV		1	1	1	1	1
	<i>Citharichthys spilopterus</i>	MED	ZBV	1	1	1		1	1
	<i>Etropus crossotus</i>	MED	ZBV	1	2		2	2	1
	<i>Etropus longimanus</i>	VM	ZBV				1		
	<i>Paralichthys brasiliensis</i>	MED	ZBV		1		2		
	<i>Paralichthys orbignyanus</i>	MED	ZBV	1					
	<i>Syacium micrurum</i>	VM	ZBV		1		1	1	1
	<i>Syacium papillosum</i>	VM	PSV	1			1	2	1
	<i>Xystreurus rasile</i>	VM	ZBV						1
Pimelodidae	<i>Pimelodus maculatus</i>	AD	ZBV			2			
Polynemidae	<i>Polydactylus oligodon</i>	VM	ZBV			1	1		1
	<i>Polydactylus virginicus</i>	MED	ZBV	4		1	1	4	1
Priacanthidae	<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>	VM	ZBV					1	1
	<i>Priacanthus arenatus</i>	VM	ZBV						1
Pristigasteridae	<i>Chirocentrodon bleekermanus</i>	VM	ZPL	1		1		4	4
	<i>Odontognathus mucronatus</i>	MED	ZPL	4	1	1		4	4
	<i>Pellona harroweri</i>	VM	ZPL	4				4	4
Prochilodontidae	<i>Prochilodus argenteus</i>	AD	DET		1				
Rhinobatidae	<i>Pseudobatos percellens</i>	VM	ZBV					1	1
Scaridae	<i>Nicholsina usta</i>	VM	ZBV					1	
Sciaenidae	<i>Bairdiella goeldi</i>	MEO	ZBV		1	1	4	1	1
	<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	VM	ZBV					3	2
	<i>Cynoscion jamaicensis</i>	MED	PSV	2	1			2	2
	<i>Cynoscion leiarchus</i>	VM	PSV	1		1		1	1

Scorpaenidae	<i>Cynoscion microlepidotus</i>	ES	ZBV	1	1	1	1	1	3
	<i>Cynoscion virescens</i>	MED	ZBV	1	1	1			
	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	MED	ZBV	4			4	4	4
	<i>Larimus breviceps</i>	MEO	ZBV	1	1	1	4	4	2
	<i>Macrodon ancylodon</i>	MEO	PSV	1			4		3
	<i>Macrodon atricauda</i>	VM	PSV					2	1
	<i>Menticirrhus americanus</i>	MED	ZBV	2	2	1	1	4	2
	<i>Menticirrhus littoralis</i>	VM	ZBV					1	
	<i>Micropogonias furnieri</i>	MED	ZBV		2	1	1	1	
	<i>Nebris microps</i>	MED	ZBV					2	1
	<i>Ophioscion punctatissimus</i>	VM	ZBV			1	1		1
	<i>Pachyurus adspersus</i>	AD	ZBV			4			
	<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	MEO	ZBV	2	1			4	4
	<i>Pareques acuminatus</i>	VM	ZBV						
	<i>Stellifer brasiliensis</i>	MED	ZBV	2	4	4	1	4	4
	<i>Stellifer rastrifer</i>	MED	ZBV	4		1	4	4	4
	<i>Stellifer stellifer</i>	MED	ZBV	4	1	1	1	4	4
	<i>Scorpaena brasiliensis</i>	VM	ZBV				1	1	
	<i>Scorpaena calcarata</i>	VM	PSV						1
	<i>Scorpaena isthmensis</i>	VM	PSV					1	1
	<i>Scorpaena plumieri</i>	VM	PSV			1		1	
Serranidae	<i>Alphesthes afer</i>	VM	ZBV						1
	<i>Diplectrum bivittatum</i>	VM	PSV						1
	<i>Diplectrum formosum</i>	VM	PSV				2		1
	<i>Diplectrum radiale</i>	VM	PSV	1		1	1	1	1
	<i>Epinephelus morio</i>	VM	ZBV						
	<i>Mycteroperca bonaci</i>	VM	PSV			1			
	<i>Rypticus randalli</i>	VM	PSV	2	1	2	1		
	<i>Serranus atrobranchus</i>	VM	ZBV						1

	<i>Serranus flaviventris</i>	VM	ZBV							1	1	
Serrasalminae	<i>Pygocentrus nattereri</i>	AD	PSV		1							
Sparidae	<i>Archosargus probatocephalus</i>	MEO	ZBV				1					
Sphyraenidae	<i>Sphyraena guachancho</i>	MEO	ZBV					1	1	1		
Stromateidae	<i>Peprilus paru</i>	VM	PSV					1	1	1		1
Syngnathidae	<i>Bryx dunckeri</i>	VM	ZBV						1			
	<i>Hippocampus erectus</i>	VM	ZPL						1			
	<i>Hippocampus reidi</i>	ES	ZPL				1					
	<i>Microphis lineatus</i>	MED	PSV		1	1						1
	<i>Pseudophallus mindii</i>	ES	ZPL							1	1	
	<i>Syngnathus folletti</i>	ES	ZBV		2				1			
	<i>Syngnathus pelagicus</i>	VM	ZBV		1							
Synodontidae	<i>Saurida brasiliensis</i>	VM	ZPL		1						1	
	<i>Synodus foetens</i>	VM	PSV	1	2	1	2	1	2			2
	<i>Synodus poeyi</i>	VM	PSV									1
	<i>Synodus synodus</i>	VM	PSV				1					1
	<i>Trachinocephalus myops</i>	VM	PSV									1
Tetraodontidae	<i>Lagocephalus laevigatus</i>	MEO	ZBV	1			1					1
	<i>Sphoeroides dorsalis</i>	VM	ZBV	1				1				
	<i>Sphoeroides greeleyi</i>	ES	ZBV	2	1		2	1		1	1	
	<i>Sphoeroides spengleri</i>	MEO	ZBV				1		1	1		
	<i>Sphoeroides testudineus</i>	ES	ZBV	4	4	2	4	1	1	1	1	
	<i>Sphoeroides tyleri</i>	VM	ZBV					1	1			
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>	MEO	PSV	1			1	1	1			4
Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i>	VM	ZBV	2			2	1	2	2	2	
Trygonorrhinidae	<i>Zapteryx brevirostris</i>	VM	ZBV									1
Uranoscopidae	<i>Astroscopus y-graecum</i>	VM	ZBV		1				1			

Length-weight relationship of four fish species at southeastern Brazilian coast⁴

⁴ Nota técnica publicada no periódico Journal of Applied Ichthyology.
(Fator de impacto: 0.9 / Qualis-CAPES B2)
Doi: <https://doi.org/10.1111/jai.14310>

Length-weight relationship of four fish species at southeastern Brazilian coast

Rafael L. Oliveira^{1,2}  | Mario V. Condini^{1,3}  | Ronaldo R. Oliveira-Filho¹  |
 Helen A. Pichler¹  | André P. Cattani⁴  | Ryan Andrades⁵  | Ciro C. Vilar⁵  |
 Jean-Christophe Joyeux⁵ | Mauricio Hostim-Silva^{1,2,3} 

¹Laboratório de Ecologia de Peixes Marinhos (LEPMAR), Departamento de Ciências Agrárias e Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo, São Mateus, Espírito Santo, Brazil

²Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Animal—PPGBAN), Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo, Brazil

³Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental (PPGOAM), Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, Espírito Santo, Brazil

⁴Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, Paraná, Brazil

⁵Laboratório de Ictiologia, Departamento de Oceanografia e Ecologia, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, Espírito Santo, Brazil

Correspondence

Rafael L. Oliveira and Mario V. Condini, Laboratório de Ecologia de Peixes Marinhos (LEPMAR), Departamento de Ciências Agrárias e Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo, BR-101, km 60—Litorâneo, CEP: 29932-540, São Mateus, ES, Brazil.
 Email: oliveirarl.uesb@gmail.com and mvcondini@gmail.com

Funding information

Renova foundation

Abstract

Length-weight relationships (LWRs) were estimated for four fish species (*Catathyridium garmani*, *Pseudauchenipterus affinis*, *Cathorops arenatus*, and *Anchoviella brevirostris*) captured at six sites on the Espírito Santo and Bahia continental shelf, Brazil. Fishes were sampled monthly for 13 consecutive months using a small-meshed bottom trawl (measured 10.25 m in ground rope and 8.37 m in head rope, with 13- and 5-mm 156 stretched mesh openings in the body and in the cod-end). Measurements were taken for total length (TL – 0.1 cm precision) and total weight (TW – 0.01 g precision). All estimated LWRs were significant ($p < .05$). New maximum total lengths (TL) were recorded for three species.

KEYWORDS

Doce river, fish, length-weight relationship, Southeastern Brazil

1 | INTRODUCTION

In fisheries science, the size of an organism is an important ecological aspect as changes in size frequency distributions are a response to a number of factors, such as environment characteristics and biotic interactions (Shin et al., 2005). Length-weight relationships (LWRs) usually are used to support population dynamics studies

and fisheries stock assessment (Gulland, 1983; King, 2007; LeCren, 1951). The weight of an organism is, habitually, exponentially related to its length and a previously established LWR allows estimating the weight of an individual according to its measured length (Froese, 2006; LeCren, 1951). In addition, LWRs may be used to compute body condition indices from a comparison between observed and predicted weight (Blackwell et al., 2000; Ogle, 2016). The present

study reports LWRs estimates for four estuarine and marine species from the Brazilian coast.

2 | MATERIALS AND METHODS

2.1 | Study area and sampling

Sampling was carried out monthly from November/2018 to November/2019, at six sites in the coastal region of the states of Espírito Santo and Bahia (17°45'–19°39'S; 39°10'–39°47'W), south-eastern Brazil. At each sampling site, three hauls were taken using a small-meshed bottom trawl towed during five minutes at constant speed (between 2 and 3 knots). The net employed measured 10.25 m in ground rope and 8.37 m in head rope, with 13- and 5-mm stretched mesh in the body and the cod-end, respectively. After each sampling, fish specimens were immediately stored in properly identified plastic bags, placed on ice and transported to the laboratory where they were kept on ice and frozen until processing. In the laboratory, the individuals were identified up to species level, with the scientific names following the Eschmeyer's Catalog of Fishes (Fricke et al., 2021), and measurements were taken for total length (TL – 0.1 cm precision) and total weight (TW – 0.01 g precision).

2.2 | Data Analysis

Since the juveniles may not have reached the characteristic body shape of adult fishes (Froese, 2006), we analyzed only adult individuals. Because information on size at adulthood or maturity is not available for species analyzed in this study, we removed juveniles following the procedure proposed by Nagelkerken and van der Velde (2002). Individuals with a size less than one third of the species maximum length (Froese & Pauly, 2021 or the study's data) were excluded from the analysis.

LWR parameters were estimated based on equation $W = a TL^b$ after logarithmic transformation ($\ln W = \ln a + b \ln TL$), where: W = Total Weight (g); TL = Total Length (cm); $a = e^{\text{intercept}}$, and b = slope (Froese, 2006; LeCren, 1951). The coefficient of determination (r^2) and the confidence intervals (95%) of parameters 'a' and 'b' computed were then estimated for each species and outliers were excluded by dispersion diagnostics plots. All estimates were performed in R environment (R Core Team, 2021) using the packages "FSA" and "car" (Fox & Weisberg, 2019; Ogle et al., 2021).

3 | RESULTS

The LWRs estimates were obtained for four species (*Catathyridium garmani*, *Pseudauchenipterus affinis*, *Cathorops arenatus*, and *Anchoviella brevirostris*) belonging to four families (Table 1). All estimates are statistically significant ($p < .05$) and new to science. The correlation coefficients were higher than 0.95 and the present study also detected new maximum lengths for three species.

TABLE 1 Estimated parameters of length-weight relationship (LWR) of four fish species captured monthly from November/2018 to November/2019 at southeastern Brazilian coast using a small-meshed bottom trawl

Family	Species	Total length (cm)			Total weight (g)			Parameters of LWR				r^2	p (Anova)
		n	Min	Max ^a	Min	Max		a	95% CI of a	b	95% CI of b		
Achiridae	<i>Catathyridium garmani</i> (Jordan, 1889)	46	9.1	16.5	13.68	158.57		0.0053	0.0028	0.0099	3.6313	3.8811	0.951
Auchenipteridae	<i>Pseudauchenipterus affinis</i> (Steindachner, 1877)	159	7.4	15.5	3.44	48.93		0.0049	0.0038	0.0065	3.3221	3.4354	0.955
Ariidae	<i>Cathorops arenatus</i> (Valenciennes, 1840)	15	16.5	30.3	43.8	349.63		0.0045	0.0011	0.0182	3.2567	2.8131	0.951
Engraulidae	<i>Anchoviella brevirostris</i> (Günther, 1868)	83	3.2	9.5	0.12	6.7		0.0032	0.0025	0.0040	3.4436	3.3004	0.966

Abbreviations: n, number of specimens; total length and weight range; estimated 'a' and 'b' values with their confidence limits (95%); r^2 , coefficient of determination.

^aNew maximum lengths in bold type.

4 | DISCUSSION

The species *A. brevisrostris*, *C. arenatus* and *P. affinis* presented b value within the expected range of 2.5 to 3.5 (Froese, 2006; Froese & Pauly, 2021), while *C. garmani* presented value marginally above 3.5. The use of different methods for fixing and preserving fishes may also influence the measurements of both the weight and size of specimens (Brinkley et al., 2008; Martinez et al., 2013; Silva et al., 2021), and may cause some noise when directly compared to freshly measured ones, but we were aware that it is always a matter of concern for carefully interpret the data and results.

In the study area, the Fundão dam collapse released more than 50 million m³ of iron ore tailings in the Doce river. This has been the world's largest mining disaster, with tailings reaching the Atlantic Ocean after devastating 750 km of the river (Coimbra et al., 2020; Marta-Almeida et al., 2016). Since then, the biota has been continually exposed to ore tailings contaminants, which could be influencing the community density, reproduction, growth and overall health (Andrades et al., 2020, 2021; Gabriel et al., 2020; Gomes et al., 2017). Due to the strong environmental impact caused by the disaster, estimates for the biological parameters of fish populations are urgent and necessary in order to provide a historical background for further comparison. Furthermore, as the area is poorly studied, regular and standardized long-term monitoring is recommended to portray the ore tailing effects on ichthyofauna and on their growth parameter.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research was developed under the Aquatic Biodiversity Monitoring Program, Environmental Area I, established by the Technical-Scientific Cooperation Agreement n° 30/2018 between Espírito Santo Foundation of Technology (FEST) and Renova Foundation, published in Brazil's Official Gazette (Diário Oficial da União). R. L. Oliveira thanks research fellowship provided by FAPES (Proc.166/2020).

CONFLICT OF INTEREST

The authors declare that they have no conflicts of interest.

DATA AVAILABILITY STATEMENT

The data that support the findings of this study are available from the corresponding author upon reasonable request.

ORCID

Rafael L. Oliveira  <https://orcid.org/0000-0003-0716-2056>
 Mario V. Condini  <https://orcid.org/0000-0003-4917-7782>
 Ronaldo R. Oliveira-Filho  <https://orcid.org/0000-0001-7680-1304>
 Helen A. Pichler  <https://orcid.org/0000-0003-3149-7278>
 André P. Cattani  <https://orcid.org/0000-0002-9692-4122>
 Ryan Andrades  <https://orcid.org/0000-0003-2418-1072>
 Ciro C. Vilar  <https://orcid.org/0000-0002-6656-2423>
 Mauricio Hostim-Silva  <https://orcid.org/0000-0001-5061-9125>

REFERENCES

- Andrades, R., Guabiroba, H. C., Hora, M. C. S., Martins, R. F., Rodrigues, V. L. A., Vilar, C. C., Giarrizzo, T., & Joyeux, J.-C. (2020). Early evidences of niche shifts in estuarine fishes following one of the world's largest mining dam disasters. *Marine Pollution Bulletin*, 154, 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111073>
- Andrades, R., Martins, R. F., Guabiroba, H. C., Rodrigues, V. L. A., Szablak, F. T., Bastos, K. V., Bastos, P. G. P., Lima, L. R. S., Vilar, C. C., & Joyeux, J.-C. (2021). Effects of seasonal contaminant remobilization on the community trophic dynamics in a Brazilian tropical estuary. *Science of the Total Environment*, 801, 149670. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149670>
- Blackwell, B. G., Brown, M. L., & Willis, D. W. (2000). Relative weight (Wr) status and current use in fisheries assessment and management. *Reviews in Fisheries Science*, 8, 1–44. <https://doi.org/10.1080/10641260091129161>
- Brinkley, P. D., Fischer, J. R., & Paukert, C. P. (2008). The effect of fixative on total length of small-bodied stream fishes. *Journal of Freshwater Ecology*, 23, 471–473. <https://doi.org/10.1080/02705060.2008.9664227>
- Coimbra, K. T. O., Alcântara, E., & Souza Filho, C. R. (2020). Possible contamination of the Abrolhos reefs by Fundão dam tailings, Brazil-New constraints based on satellite data. *Science of the Total Environment*, 733, 138101. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138101>
- Fox, J., & Weisberg, S. (2019). *An R companion to applied regression* (3rd ed.). Sage. <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>
- Fricke, R., Eschmeyer, W. N., & Van der Laan, R. (2021). *Eschmeyer's catalog of fishes: Genera, species, references*.
- Froese, R. (2006). Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology*, 22, 241–253. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2006.00805.x>
- Froese, R. & Pauly, D. (2021). FishBase. World Wide Web electronic publication. <http://www.fishbase.org>
- Gabriel, F. A., Hauser-Davis, R. A., Soares, L., Mazzucco, A. C. A., Rocha, R. C. C., Saint Pierre, T. D., Saggiaro, E., Correia, F. V., Ferreira, T. O., & Bernardino, A. F. (2020). Contamination and oxidative stress biomarkers in estuarine fish following a mine tailing disaster. *PeerJ*, 8, 1–25. <https://doi.org/10.7717/peerj.10266>
- Gomes, L. E. D. O., Correa, L. B., Sá, F., Neto, R. R., & Bernardino, A. F. (2017). The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary, Eastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 120, 28–36. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.056>
- Gulland, J. A. (1983). *Fish stock assessment. A manual of basic method* (p. 241). FAO/Wiley Series on Food and Agriculture.
- King, M. (2007). *Fisheries biology, assessment and management* (2nd ed.). Blackwell.
- LeCren, E. D. (1951). The length-weight relationship and seasonal cycle in gonadal weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *Journal of Animal Ecology*, 20, 201–219. <https://doi.org/10.2307/1540>
- Marta-Almeida, M., Mendes, R., Amorim, F. N., Cirano, M., & Dias, J. M. (2016). Fundão dam collapse: Oceanic dispersion of River Doce after the greatest Brazilian environmental accident. *Marine Pollution Bulletin*, 112, 359–364. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.07.039>
- Martinez, P. A., Berbel-Filho, W. M., & Jacobina, U. P. (2013). Is formalin fixation and ethanol preservation able to influence in geometric morphometric analysis? Fishes as a case study. *Zoomorphology*, 132, 87–93. <https://doi.org/10.1007/s00435-012-0176-x>
- Nagelkerken, I., & van der Velde, G. (2002). Do non-estuarine mangroves harbour higher densities of juvenile fish than adjacent shallow-water and coral reef habitats in Curaçao (Netherlands Antilles)? *Marine Ecology Progress Series*, 245, 191–204. <https://doi.org/10.3354/meps245191>
- Ogle, D. H. (2016). *Introductory fisheries analysis with R*. CRC Press.

- Ogle, D. H., Wheeler, P., & Dinno, A. (2021). FSA: Fisheries stock analysis. *R Package Version*, (9). <https://github.com/droglenc/FSA>
- R Core Team. (2021). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing.
- Shin, Y. J., Rochet, M. J., Jennings, S., Field, J. G., & Gislason, H. (2005). Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 384–396. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.01.00>
- Silva, A. T., Goitein, R., Souza, F. B., Martins, M. S., Jucá-Chagas, R., & Ferreira, F. C. (2021). Length-weight relationship for ten native fish species captured in the streams of the Contas River basin, Northeastern Mata Atlântica freshwater ecoregion, Brazil. *Journal of Applied Ichthyology*, 37, 992–995. <https://doi.org/10.1111/jai.14258>

How to cite this article: Oliveira, R. L., Condini, M. V., de Oliveira-Filho, R. R., Pichler, H. A., Cattani, A. P., Andrade, R., Vilar, C. C., Joyeux, J.-C., & Hostim-Silva, M. (2022). Length-weight relationship of four fish species at southeastern Brazilian coast. *Journal of Applied Ichthyology*, 00, 1–4. <https://doi.org/10.1111/jai.14310>

Conclusões gerais

A presente tese explorou e avaliou diferentes descritores ecológicos da ictiofauna local e sua relação com fatores ambientais ao longo de diferentes sistemas estuarinos-costeiros a partir de diferentes perspectivas e níveis de análises. Os resultados aqui apresentados representam um avanço na compreensão de alguns aspectos dos ecossistemas aquáticos e ictiofauna associada na região norte do estado do Espírito Santo e sul da Bahia, especialmente no rio Doce (área diretamente impactada) e sua área marinha costeira adjacente. Entretanto, o conhecimento sobre as áreas impactadas direta e indiretamente ainda é limitado, principalmente numa perspectiva temporal. A ausência de informações qualitativas e quantitativas pré-desastre em relação a ictiofauna local, configurou-se um fator limitante para as comparações dos diferentes sistemas na perspectiva do antes e depois do desastre e seus potenciais efeitos.

No presente estudo, as variáveis ambientais locais mostraram-se importantes no contexto das variações na riqueza e densidade das espécies, especialmente variáveis que variam sazonalmente nas áreas estuarinas como salinidade, oxigênio dissolvido, turbidez e profundidade e que também foram afetadas pelos impactos causados pelo rompimento da barragem. As áreas marinhas costeiras adjacentes aos estuários mostraram-se mais homogêneas em termos de variabilidade dos parâmetros ambientais.

As análises de diversidade beta (espacial e temporal) utilizadas no presente estudo enfatizaram a importância das áreas estuarinas para a diferenciação local das assembleias de peixes. Além disso, os resultados indicaram potenciais efeitos de variáveis ambientais e espaciais em nível de habitat. Ao incluir variáveis representativas de potencial estrutura espacial afetando a estrutura das assembleias de peixes, foi observada uma redundância destas com as variáveis ambientais locais quando abordadas a nível de habitat, principalmente nas áreas estuarinas.

Os sistemas estudados diferem em suas características morfológicas e hidrológicas, o que, conseqüentemente, influencia as flutuações espaciais e sazonais das variáveis ambientais locais em cada sistema. Nesse contexto, acessar variáveis preditoras a nível de cada habitat (por exemplo, largura e área dos estuários) representa um passo importante para melhor compreensão dos gradientes marinho-estuarinos e sua relação

com a ictiofauna local numa escala de paisagem, reforçando a importância de avaliações em múltiplas escalas.

Uma vez conhecida a biodiversidade e como ela varia ao longo do tempo e do espaço, é importante estabelecer um monitoramento sistemático da dinâmica de longo prazo visando conhecer as flutuações naturais da ictiofauna nas regiões de abrangência do desastre. Explorar as abordagens utilizadas na presente tese dentro do contexto do Programa de Monitoramento da Ictiofauna que está sendo conduzido nas regiões estudadas desde 2018, pode ajudar a identificar áreas prioritárias para manutenção do monitoramento contínuo e direcionado. Um ponto chave para as pesquisas futuras, é avaliar a diferenciação na composição e distribuição da ictiofauna a partir de um conjunto de dados temporalmente mais extenso com o intuito de auxiliar na identificação de tendências a longo prazo. Além disso, a incorporação de aspectos funcionais das espécies, como características ecomorfológicas e da dieta das espécies, pode fornecer informações importantes para melhor compreensão da estruturação das assembleias de peixes nas regiões impactadas diretamente e indiretamente pelo desastre.