

*Organizadores*  
João Carlos F. de Melo Júnior  
Luciano Lorenzi

# Indicadores ambientais e conservação da biodiversidade



univille



## ÓRGÃOS DA ADMINISTRAÇÃO SUPERIOR DA FURJ

**Conselho de Administração**  
Presidente – Loacir Gschwendtner

**Conselho Curador**  
Presidente – Rafael Martignago

## ÓRGÃOS EXECUTIVOS DA FURJ

**Presidente**  
Alexandre Cidral

**Vice-presidente**  
Therezinha Maria Novais de Oliveira

**Diretor Administrativo**  
José Kempner

**Procuradora-Geral da Furj**  
Ana Carolina Amorim Buzzi

## UNIVERSIDADE DA REGIÃO DE JOINVILLE – UNIVILLE – MANTIDA

### ÓRGÃO DELIBERATIVO SUPERIOR DA UNIVILLE

**Conselho Universitário**  
Presidente – Alexandre Cidral

### ÓRGÃO EXECUTIVO SUPERIOR DA UNIVILLE

**Reitor**  
Alexandre Cidral

**Vice-Reitora**  
Therezinha Maria Novais de Oliveira

**Pró-Reitora de Ensino**  
Patrícia Esther Fendrich Magri

**Pró-Reitor de Pesquisa e Pós-Graduação**  
Paulo Henrique Condeixa de França

**Pró-Reitora de Extensão e Assuntos Comunitários**  
Yoná da Silva Dalonso

**Pró-Reitor de Infraestrutura**  
Gean Cardoso de Medeiros

**Diretor do Campus São Bento do Sul**  
Eduardo Silva

## PARQUE DE INOVAÇÃO TECNOLÓGICA DE JOINVILLE E REGIÃO – INOVAPARQ – MANTIDA

**Diretor Executivo**  
Marcelo Leandro de Borba



## PRODUÇÃO EDITORIAL

**Edição**  
Editora Univille

**Coordenação geral**  
Silvio Simon de Matos

**Produção gráfica / diagramação**  
Marisa K. Aguayo

### Revisão

Marília Boldorini Garcia  
(Revisão com o apoio da carta convite e da  
responsabilidade dos organizadores)

ISBN 978-65-87142-24-1

Catálogo na fonte pela Biblioteca Universitária da Univille

I39 Indicadores ambientais e conservação da biodiversidade / organizadores João Carlos  
Ferreira de Melo Júnior, Luciano Lorenzi. – Joinville, SC: Editora Univille, 2021.  
180 p. : il.

ISBN: 978-65-87142-24-1

1. Biodiversidade – Conservação. 2. Indicadores – (Biologia). 3.. I. Melo Júnior,  
João Carlos Ferreira (org.). II. Lorenzi, Luciano (org.).

CDD 333.95

Organizadores  
João Carlos F. de Melo Júnior  
Luciano Lorenzi

# Indicadores ambientais e conservação da biodiversidade

Joinville, 2021



# Sumário

5

## Introdução

Dr. Fábio Luiz Quandt

8

### Capítulo 1

## (Mi)galhas na conservação: plantas ameaçadas indicam galhadores ameaçados na flora do Brasil

Dra. Rosy Mary dos Santos Isaias / Me. Ígor Abba Arriola / Ma. Elaine Cotrim Costa / Dra. Gracielle Pereira Pimenta Bragança / Dr. Renê Gonçalves Carneiro

28

### Capítulo 2

## Qualidade ambiental de praias urbanas: subsídios para o desenvolvimento sustentável

Dr. Eduardo Gentil / Dr. Vladimir Toro / Dr. Luciano Lorenzi / Dr. David Valença Dantas

40

### Capítulo 3

## Proposta de indicadores para o monitoramento da qualidade ambiental do município de Camboriú (SC)

Dr. Jorge Amaro Bastos Alves / Dr. Fernando Andreacci / Dra. Raquel de Souza Claudino / Dra. Patrícia Trentin Colzani / Dra. Maria Amélia Pellizzetti / Me. Alexandre Prazeres / Me. Paulo Henrique Santos / Me. Adão Daniel da Silva / Ma. Adriana de Campos Cestari Rudolf / Dr. Marcus Polette

61

### Capítulo 4

## Instrumentos de planejamento e gestão territorial e paisagístico para manter e restaurar a conectividade da paisagem e a conservação da biodiversidade

Dr. Lucas da Silva Rudolpho / Dra. Alina Gonçalves Santiago

83

### Capítulo 5

## Qualidade visual da paisagem como indicador de conservação ambiental: estudo de caso estuário do Rio Camboriú, Balneário Camboriú, SC

Dra. Rosemeri Carvalho Marenzi / Dra. Carolina Schmanech Mussi / Ma. Katuscia Wilhelm Kangerski / Bel. Diego Bremer Treviszan / Me. Daruã Valente / Bianca Kluck / Nicolý Rodrigues da Silva

100

### Capítulo 6

## Avaliação interdisciplinar sobre o impacto das mudanças climáticas nos manguezais do litoral sul do Brasil

Dr. Marlon Carlos França / Dr. João Carlos Ferreira de Melo Júnior / Ma. Vanessa da Conceição Pinheiro / Me. Fernando Augusto Borges da Silva / Ma. Patrícia Silva Rodrigues / Bel. Angela Esmeralda Cely Torres / Ma. Allana Queiroz de Azevedo / Dra. Neuza Araújo Fontes

112

### Capítulo 7

## Variação geoespacial da concentração de chumbo em sedimentos superficiais em áreas adjacentes ao porto de um estuário subtropical

Me. César Adriano da Cruz / Dr. Luciano Lorenzi / Dr. Celso Voos Vieira

129

### Capítulo 8

## Pesca com redes de cabo no litoral norte do Rio Grande do Sul: uma atividade sustentável?

Bel. Leonardo Martins Pinheiro / Dr. Ênio Lupchinski Junior / Dr. Rodrigo Machado

145

### Capítulo 9

## Recursos vegetais utilizados por populações humanas no entorno do Parque Estadual Acaraí, São Francisco do Sul, SC, Brasil

Bel. Bruna Kamila da Conceição / Dr. João Carlos Ferreira de Melo Júnior / Dra. Viviane Stern da Fonseca-Kruel / Dra. Sandra Paschoal Leite de Camargo Guedes

167

## Minicurrículos dos autores

178

## Índice remissivo

---

# Introdução

## Um olhar responsivo às comunidades biológicas

Fábio Luiz Quandt, Dr.<sup>1\*</sup>

\*Correspondência: fabio.quandt@gmail.com

Nas últimas décadas, tem-se visto o contínuo desmantelamento do Estado brasileiro no que se refere à sua capacidade de gestão e execução das políticas públicas ambientais, especialmente na articulação política e pactuação com os atores da sociedade civil e as comunidades tradicionais quanto à conservação do meio ambiente. Essa desarticulação está inscrita na perspectiva do neoliberalismo econômico em que estamos inseridos, que propõe redução do espaço de atuação do Estado na regulação das ofertas e competitividade de mercado dos serviços básicos como saúde, educação e meio ambiente.

Para além de ideologias, no atual cenário ambiental do Brasil, deflagram-se os interesses políticos que fomentam a complexidade social que atravessamos no século 21. O Departamento de Educação Ambiental não mais existe, e a função executiva do Departamento de Desenvolvimento Sustentável foi retirada. Há projetos de lei para habilitar o desmatamento de áreas nativas em manguezais e restingas, assim como autorizar o garimpo de minérios em terras indígenas, além do não uso de recursos públicos disponíveis à preservação e conservação de áreas nativas e da liberação da exportação de madeiras nativas sem fiscalização. Enfim, esses são alguns dos fatos que estruturam nossa paisagem.

Nesse âmbito, o ambiente citadino, fabril, organizado para proporcionar a vida mercadológica, e as comunidades tradicionais (rurais) e os povos nativos que vivem da floresta são influenciados pelos efeitos da exploração e ampliação do território ocupado e transformado. O sistema produtivo sobre os recursos naturais, por intermédio do recrutamento de matéria-prima, utilizada na produção de bens, igualmente devolve rejeitos e efluentes, causando contaminação e degradação, em muitos casos, irreversíveis. Assim, no mesmo espaço em que se propõe o desenvolvimento civil, emergem riscos que comprometem tal prática, como: problemas de saúde (individuais e coletivos), agravos de moradia e sustento dos indivíduos e das famílias, pressão sobre o sistema ecológico que equilibra as relações ecossistêmicas etc.

Contudo, em resposta a essa histórica expansão agroindustrial e imobiliária daqueles que vivem, transformam e constroem a mata atlântica como uma força retroalimentada, surgem movimentos de conservação do patrimônio biológico e mitigação dos impactos ambientais. Técnicas, recursos, mecanismos são pensados, projetados e experimentados diariamente.

A construção do conhecimento científico acerca das comunidades biológicas, com suas interações e efeitos, possibilita a previsão dos impactos ambientais, com consequência à qualidade da vida humana. A busca pela mitigação dos problemas socioambientais, empregando a ciência contemporânea e seus processos empíricos em prol do movimento de conservação do meio ambiente, tem a relação ser humano-natureza na base epistemológica vigente, no manejo de políticas públicas para espaços saudáveis e no desenvolvimento socioeconômico sustentável.

Desse modo, uma estratégia da comunidade científica para obter e construir informações úteis aos problemas ambientais é o uso de indicadores de qualidade dos ambientes. Um indicador é uma

---

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Saúde e Meio Ambiente, Universidade da Região de Joinville (PPGSA/Univille).

característica do ambiente que pode quantificar e qualificar a magnitude do estresse, características do habitat e do agente estressor e a capacidade de resiliência ambiental. Tais informações podem estruturar meios efetivos de prevenir os efeitos deletérios dos impactos ambientais.

Bioindicadores são seres vivos que, quando examinados, individualmente ou em conjunto, permitem análises metabólicas, comportamentais e estruturais, promovendo deduções sobre a qualidade dos ecossistemas e, por conseguinte, proporcionando melhorias na qualidade da vida humana. Essa ação possibilita a avaliação integrada dos efeitos ecológicos causados por múltiplas fontes de poluição (Calisto *et al.* 2018). A utilização da bioindicação começou a ser mais frequente nos anos 1960 (Maia *et al.* 2001). Em ambientes terrestres e aquáticos são realizadas análises com espécies vegetais, por serem sensíveis a perturbações generalistas, compõem grandes populações e serem relativamente fáceis de se coletar e observar quando comparadas à fauna. Já espécies da fauna são mais empregadas como bioindicadores de qualidade específica no que tange a determinados impactos nos ecossistemas, como reagentes químicos, poluentes atmosféricos, natalidade e mortalidade comparadas, alterações genéticas etc.

Por exemplo, um estudo de biomonitoramento com *Tillandsia usneoides* L. (espécie de bromélia popularmente conhecida como barba-de-velho) foi realizado na capital do estado de São Paulo acerca dos efeitos da implantação do Rodoanel Mário Covas, que aumentaria a demanda de veículos e a emissão de gases nocivos. Determinaram-se os teores de metais Cd, Cu, Fe, Mo, Ni, Pb e Sb, com o intuito de estimar a contribuição das atividades antrópicas na poluição atmosférica por metais na região metropolitana paulista. Com base nas informações obtidas nesse estudo, pôde-se comprovar a eficácia da utilização da bromélia *T. usneoides* como biomonitora para avaliação da poluição atmosférica por metais.

Além disso, é importante ressaltar que o biomonitoramento por meio de plantas, por utilizar técnicas de amostragem menos onerosas do que as do monitoramento convencional da qualidade do ar, possibilita a amplificação desse tipo de estudo (EIA 2009). Tal ferramenta de monitoramento ambiental tem baixo custo e é fácil de se utilizar, e os resultados obtidos demonstraram que há um grande número de espécies usadas como bioindicadores vegetais nos estudos de biomonitoramento. Observou-se que são muitas as vantagens de seus aprofundamentos, pois em sua maioria se trata de ensaios com estruturas simples e eficazes de monitorar e controlar a qualidade do ar em espaços urbanos. A ferramenta bioindicador, associada aos instrumentos usualmente empregados na quantificação desses poluentes, permite verificar situações de risco, ajudando também na definição de áreas de risco.

Esse movimento de vigilância e busca ativa de soluções aos problemas ambientais, causadores de doenças e distúrbios nos seres humanos e em outras populações, decorrentes do modo vigente da modificação e transformação do espaço natural, abrange um paradigma secular no estudo da biologia: compreender como as comunidades biológicas se estruturam e se desenvolvem nos ecossistemas e quais mudanças no contexto ecológico podem ter efeitos diretos ou indiretos nos serviços ecossistêmicos, de forma a contribuir com a qualidade de vida das populações humanas.

Ora, não recentemente identificamos discursos conservacionistas no que se refere a questões climáticas do planeta, sobre a produção de alimentos, também acerca da qualidade, da distribuição e do esgotamento da água. Com a Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA 2005), entendeu-se que a qualidade dos biomas e sistemas está em declínio, fato que pode causar um grande impacto negativo para os seres humanos. Esse trabalho alertou sobre a relevância da pesquisa relacionada à avaliação, à modelagem e ao mapeamento das contribuições socioambientais que o ecossistema constrói, de modo que a pesquisa em avaliação, análise e vigilância ambiental se tornou uma importante área de investigação na última década.

Assim, o modo de enxergar o ambiente ainda não antropizado perpassa por modificações que possibilitam outros entendimentos de uso e conservação desse espaço. Uma maneira rápida de percebermos tal modificação epistêmica é quando olhamos a relação de uso dos insumos da mata. A madeira é um dos bens que mais utilizamos no dia a dia. Ela está presente nos móveis, bem como nos artigos de cozinha, além de ser matéria-prima para as fábricas de celulose, carvão e móveis, porém os produtos florestais não madeireiros abrangem uma série de elementos naturais comerciais, como: plantas medicinais e aromáticas, nozes, frutas, resinas, tanino, ceras e produtos de artesanato (Simula 2019). Esses produtos têm grande importância para a economia rural e regional e também

desempenham papel fundamental na cultura, na identidade, nos folclores locais, além de proporcionar às comunidades rurais significativos recursos para subsistência, tais como remédios, alimentos e abrigo, e de ser fonte de renda. Contudo, em razão da demasiada estimulação à demanda por determinados produtos sem projeto econômico ou método agrário adequado, especialmente os não madeiráveis, a pressão sobre algumas espécies poderá afetar sua disponibilidade em longo prazo.

Como aponta o Grupo de Assessoria Internacional (IAG 2005), a falta de conhecimento sobre o manejo e a pesquisa básica dos produtos não madeiráveis provoca a estagnação das ações e da efetivação dos projetos. Estudo sobre produtos não madeireiros da Amazônia brasileira constatou que os produtores não possuem conhecimentos nem recursos necessários para o beneficiamento da matéria-prima além da madeira. Segundo relato desses produtores, os principais problemas enfrentados são: falta de conhecimento técnico e ambiental, questões legais e jurídicas, acesso a crédito e falta de conhecimento sobre gestão e administração (Pedrozo *et al.* 2011).

Na seara acadêmica, política, ou até mesmo na conversa vizinha, debates, discussões e críticas no que tange às contradições e aos problemas ambientais nos apresentam horizontes de busca para respostas emergentes, as quais constroem paisagens com infinitas possibilidades de auxílio à demanda. Livros, teses, denúncias e vivências expõem os problemas sociais (con)vividos no nosso meio ambiente, que vão desde a questão da moradia até a saúde e o emprego, demarcando problemas no discurso ambiental brasileiro. Assim, aproximar-se dos fatos, entender os protagonistas, dialogar com ideias diferentes, imaginar hipóteses, elaborar métodos são atos fundamentais para a quebra de paradigmas e mudanças substanciais, e esse é o propósito deste livro, um convite a novos caminhos.

## Referências

Calisto M, Gonçalves JF & Moreno P. 2018. Invertebrados aquáticos como bioindicadores. Universidade Federal de Minas Gerais. Disponível em: <https://manuelzao.ufmg.br/wpcontent/uploads/2018/08/invertaquaticos.pdf>. Acesso em: abril/2021.

Estudo de Impacto Ambiental do Programa Rodoanel Mário Covas – trecho Leste (EIA). 2009. São Paulo.

Grupo de Assessoria Internacional (IAG). 2005. Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil. Disponível em: <https://revista.fct.unesp.br/index.php/nera/article/download/5697/4283>. Acesso em: março/2021.

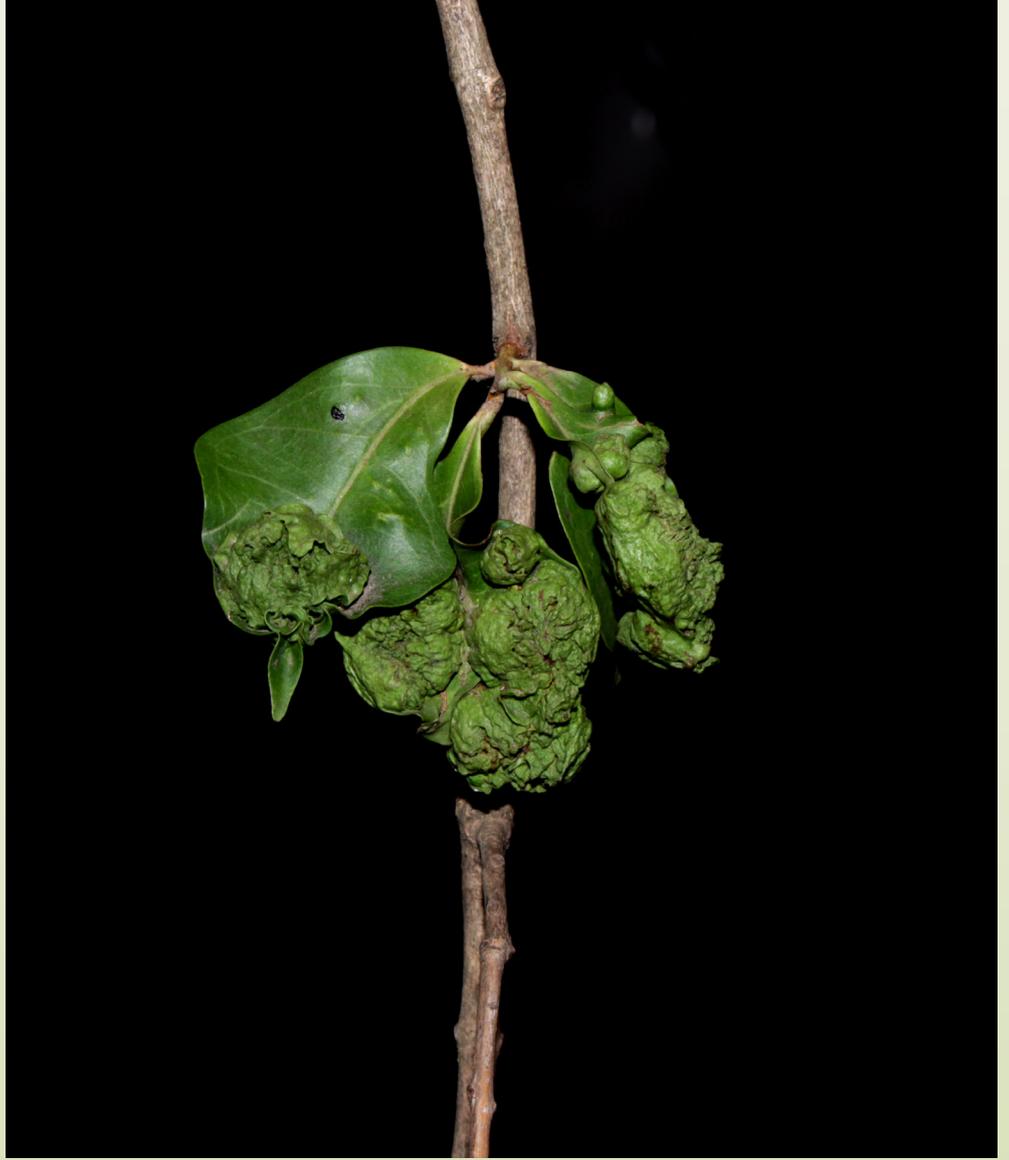
Maia NB, Martos HL & Barella W. (Eds.) 2001. Indicadores ambientais: conceitos e aplicações. São Paulo: EDUC.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005. Ecosystems and human well-being: synthesis. Washington, D.C.: Island Press.

Pedrozo EA, Silva T, Sato SAS & Oliveira NDA. 2011. Produtos florestais não madeiráveis (PFNMS): as filières do açaí e da castanha da Amazônia. *Revista de Administração e Negócios da Amazônia*, 3(2).

Simula M. 1999. Trade and environmental issues in forest production. Washington, D.C.: Inter-American Development Bank, 44 pp.

CAPÍTULO



# (Mi)galhas na conservação: plantas ameaçadas indicam galhadores ameaçados na flora do Brasil

Rosy Mary dos Santos Isaias, Dra.<sup>1\*</sup>

Ígor Abba Arriola, Me.<sup>2</sup>

Elaine Cotrim Costa, Ma.<sup>2</sup>

Gracielle Pereira Pimenta Bragança, Dra.<sup>3</sup>

Renê Gonçalves Carneiro, Dr.<sup>4</sup>

\*Autora para correspondência: rosy@icb.ufmg.br

## Introdução

Galhas são estruturas cujas formas variadas são resultantes da interação de plantas hospedeiras com organismos indutores, que podem ser vírus, bactérias, fungos, nematódeos, artrópodes e até mesmo outras plantas (Mani 1964). Entre esses organismos, os insetos são o grupo mais diverso e especializado de indutores de galhas (Stone & Schönrogge 2003, Carneiro *et al.* 2009b). As galhas estão distribuídas pelos domínios fitogeográficos do planeta (Price *et al.* 1998) e, embora sua totalidade seja ainda desconhecida na região Neotropical, a análise da correlação entre a diversidade de organismos indutores e suas plantas hospedeiras permite estimar a existência de cerca de 133 mil espécies indutoras de galhas no mundo (Espírito-Santo & Fernandes 2007). Sendo a região Neotropical um dos locais que abrigam os maiores *hotspots* de biodiversidade no mundo (Myers *et al.* 2000), incluindo o Brasil, com a maior biodiversidade de angiospermas (Brazil Flora Group 2015), espera-se que grande parte da fauna estimada de organismos galhadores também esteja associada à flora brasileira.

Cada interação entre uma espécie de planta hospedeira e uma espécie de herbívoro galhador resulta comumente em um morfotipo de galha peculiar em forma, cor, tamanho e indumento (Isaias *et al.* 2013) e que reflete o fenótipo estendido do organismo galhador (Stone & Schönrogge 2003). Assim, os morfotipos de galhas são interpretados como produto de um conjunto de respostas peculiares e únicas do potencial morfogenético da planta hospedeira ao estímulo de seu galhador associado (Isaias *et al.* 2013).

---

<sup>1</sup> Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Laboratório de Anatomia Vegetal/ICB-UFMG, Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (UFMG) e Programa de Pós-Graduação em Botânica Aplicada da Unimontes.

<sup>2</sup> Universidade Federal de Minas Gerais. Laboratório de Anatomia Vegetal/ICB-UFMG, Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (UFMG).

<sup>3</sup> Universidade Federal de Minas Gerais. Laboratório de Anatomia Vegetal/ICB-UFMG, Projeto de Serviços Ambientais (Resa-Fapemig) - núcleo UFMG.

<sup>4</sup> Universidade Federal de Goiás. Laboratório de Anatomia Vegetal/ICB-UFG, Programa de Pós-Graduação em Botânica Aplicada da Unimontes.

Nesse contexto, o caso das super-hospedeiras de galhas é curioso, pois elas abrigam comunidades de duas ou mais espécies de insetos galhadores associados aos diferentes órgãos vegetais (Isaias *et al.* 2013, Grandez-Rios *et al.* 2020). Além dos galhadores, algumas espécies de plantas abrigam uma guilda complexa de organismos, incluindo inquilinos, parasitoides e cecidófagos (Luz & Mendonça-Júnior 2019), cuja sobrevivência é diretamente impactada pelos padrões de distribuição e pelo estado de conservação de suas plantas hospedeiras (Arriola *et al.* 2016, Rodriguez *et al.* 2015). Ademais, a fauna associada é, muitas vezes, desconhecida, sendo levantamentos de plantas hospedeiras de galhadores, aliados à morfotipagem das galhas, uma ferramenta útil para avaliações da riqueza, da distribuição e, conseqüentemente, do estado de conservação dessa fauna.

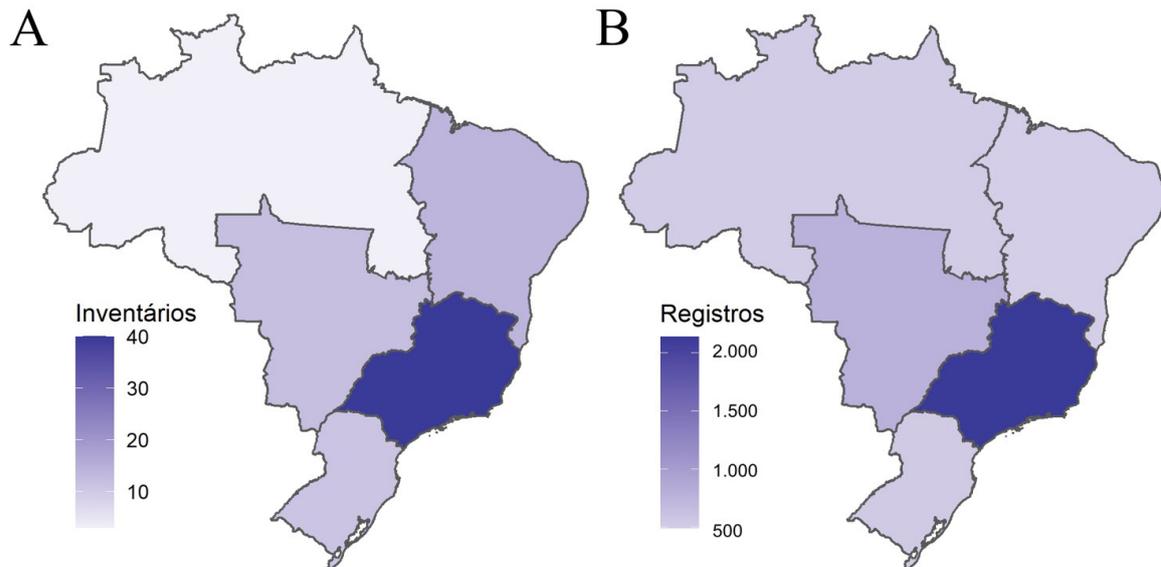
## Diversidade de morfotipos de galhas na flora brasileira

Os principais morfotipos de galhas registrados na flora brasileira são as galhas fusiformes, predominantes nos caules, nos pecíolos e nas nervuras medianas, e as galhas globoides, lenticulares e cônicas nas lâminas foliares (Isaias *et al.* 2013). Os morfotipos têm sido utilizados como indicadores da variabilidade de insetos galhadores e, portanto, como indicadores indiretos da riqueza e diversidade desses insetos nos diferentes ecossistemas, podendo, ainda, contribuir para a avaliação da qualidade do hábitat (Fernandes *et al.* 1995, Arriola & Melo-Júnior 2017) e para programas de conservação e monitoramento (Samways 2018). Os morfotipos apontam para a diversidade taxonômica dos herbívoros galhadores, que, em razão da alta especificidade por suas plantas hospedeiras, são de fácil correlação com suas galhas (Carneiro *et al.* 2009b), permitindo até mesmo a estimativa indireta da diversidade e da área de distribuição de insetos galhadores por meio de registros disponíveis em coleções de herbários (Arriola *et al.* 2016, Ley-López *et al.* 2019).

A análise da diversidade de plantas hospedeiras de galhas e de sua distribuição nas regiões fitogeográficas brasileiras foi realizada com base em dados secundários disponíveis em 80 inventários de diversidade e riqueza de galhas, publicados em artigos científicos e capítulos de livros no período de 1988 a 2020, os quais foram acessados nas plataformas Portal de Periódicos da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), Biblioteca Eletrônica Científica Online (SciELO), Scopus, Springer Science e Google Scholar, utilizando as palavras-chave em português/inglês: “ocorrência de galhas”, “inventários de galhas”, “levantamento de galhas”, “diversidade de galhas”, “riqueza de galhas” e “galhas no Brasil”.

Para contabilização do número de registros e morfotipagem das galhas, foram considerados apenas os registros de galhas em plantas hospedeiras identificadas ao nível de espécie, cujos nomes científicos foram validados pela Flora do Brasil (2020). A morfotipagem das galhas foi padronizada e atualizada seguindo a proposta de Isaias *et al.* (2013). Os dados atuais reportam 4.462 registros de galhas para a flora brasileira, com o maior investimento amostral na Região Sudeste do Brasil, onde foram realizados 40 inventários, com 2.138 registros, seguida das regiões Centro-Oeste, com 12 inventários e 782 registros, e Sul, com 11 inventários e 535 registros. A Região Norte, apesar de contar com apenas três inventários, contabilizou o total de 507 registros de galhas, e a Região Nordeste foi aquela com o menor número de registros de galhas: 500 registros em 12 inventários (Figuras 1A e 1B).

Esses inventários contemplam os seis biomas brasileiros: Amazônia (Maia 2011, Araújo *et al.* 2012), caatinga (Santos *et al.* 2011, Costa *et al.* 2014), cerrado (Fernandes *et al.* 1988, Maia & Fernandes 2004, Carneiro *et al.* 2009a, Maia 2013, Araújo *et al.* 2015, 2020, Bergamini *et al.* 2017), mata Atlântica (Maia 2001, Maia *et al.* 2008, 2014, Bregonci *et al.* 2010, Mendonça-Júnior & Toma 2013, Carvalho-Fernandes *et al.* 2016, Maia & Carvalho-Fernandes 2016, Isaias *et al.* 2017), pampa (Mendonça-Júnior *et al.* 2014, Goetz *et al.* 2018) e pantanal (Urso-Guimarães *et al.* 2017). Entre eles, a mata Atlântica e o cerrado concentram o maior número de trabalhos, com ênfase naqueles realizados nas fitofisionomias de restinga e cerrado *lato sensu*, respectivamente.



Fonte: dados levantados pelos autores.

**Figura 1.** Distribuição geográfica dos inventários e registros de galhas por região do Brasil: (A) distribuição regional do número de inventários, sendo 40 no Sudeste, 12 no Centro-Oeste, 11 no Sul, três no Norte e 12 no Nordeste; (B) número total de registros de galhas por região do Brasil, sendo 2.138 no Sudeste, 782 no Centro-Oeste, 535 no Sul, 507 no Norte e 500 no Nordeste.

Os inventários consideram a morfotipagem de galhas associadas às espécies vegetais e permitem estimar o número de espécies de inseto como reflexo da abundância das espécies hospedeiras, da sua distribuição espacial no ambiente (Arriola *et al.* 2016, Lima & Calado 2020) e da história geológica local (Southwood 1961).

Com base nessa premissa, pressupõe-se que a diversidade de galhadores em determinado local seja reflexo da diversidade florística de dada região geográfica brasileira (Araújo 2013). Logo, famílias ou espécies dominantes apresentarão o maior número de insetos associados (Mendonça-Júnior 2007). Por conseguinte, seu estado de conservação refletirá, também, o estado de conservação dos herbívoros galhadores (Rodríguez *et al.* 2015), haja vista, ainda, que algumas espécies são especialmente resistentes ou não susceptíveis à colonização pelos insetos (Southwood 1961), enquanto outras, como parece ser o caso de algumas angiospermas, são mais propensas do ponto de vista arquitetural e anatômico ao desenvolvimento de galhas (Silvia & Connor 2017). Tais espécies podem até mesmo hospedar duas ou mais espécies de herbívoros galhadores, sendo consideradas super-hospedeiras (Isaias *et al.* 2013).

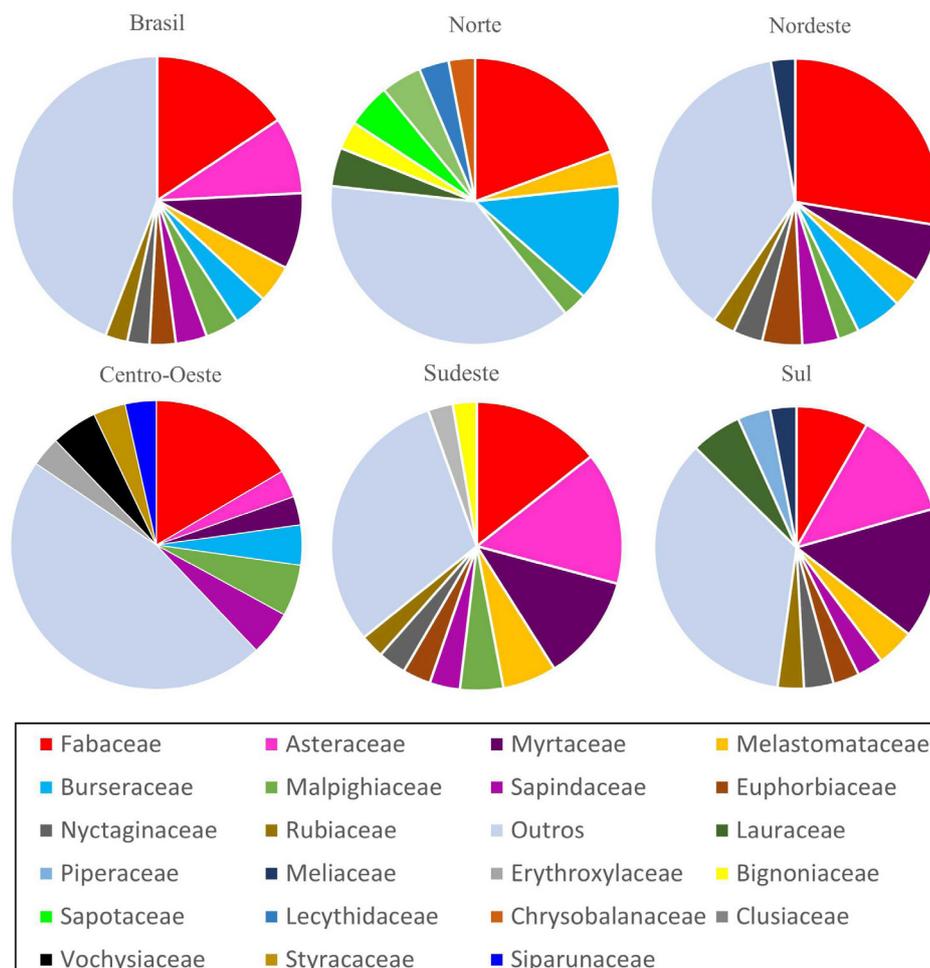
## Principais famílias super-hospedeiras de galhas no Brasil

Espécies particularmente susceptíveis à colonização pelos insetos galhadores são presumivelmente aquelas pertencentes às famílias mais diversas em determinada flora. Assim, a maior diversidade de galhas no Brasil é em geral associada às famílias Fabaceae, Asteraceae e Myrtaceae (Maia & Fernandes 2004, Mendonça-Júnior 2007). Considerando as regiões fitogeográficas brasileiras, essas mesmas famílias alternam-se como aquelas que apresentam o maior número de registros de galhas nas regiões Sul, Sudeste e Nordeste do Brasil. Na Região Centro-Oeste, predominam galhas em Myrtaceae, Fabaceae e Rubiaceae, enquanto na Região Sul o maior número de registros se concentra nas famílias Myrtaceae e Asteraceae, com Fabaceae na terceira posição (Figura 2).

Peculiarmente, não há registros de galhas em Asteraceae nem em Nyctaginaceae na Região Norte do Brasil, contudo as famílias Fabaceae, Asteraceae, Myrtaceae, Melastomataceae, Burseraceae e Malpighiaceae seguem sendo as mais representativas nos inventários de galhas (Fernandes *et al.* 1997, Gonçalves-Alvim & Fernandes 2001, Maia & Fernandes 2004, Fernandes *et al.* 2014, Arriola & Melo-Júnior 2017) independentemente da região do país. Além disso, algumas dessas famílias

abrigam as principais plantas super-hospedeiras de galhadores da região Neotropical: *Guapira opposita* (Nyctaginaceae), *Protium heptaphyllum* (Burseraceae), *Copaifera langsdorffii* (Fabaceae), *Myrcia splendens* (Myrtaceae) e *Byrsonima sericea* (Malpighiaceae) (Grandez-Rios *et al.* 2020).

A relação positiva entre a riqueza de plantas hospedeiras e a de galhadores foi demonstrada nos *Fynbos* da África do Sul (Wright & Samways 1998), nas florestas secas do México (Cuevas-Reyes *et al.* 2004), em fragmentos florestais urbanos de mata Atlântica (Arriola & Melo-Júnior 2017), nas restingas (Melo-Júnior *et al.* 2019) e nas regiões tropical do sudeste do Brasil e temperada dos Estados Unidos (Fernandes e Price 1991). Assim, conhecer o estado de conservação da flora hospedeira de galhadores torna-se fator crucial para melhor entender a natureza e a extensão das ameaças à biodiversidade da fauna associada.



Fonte: elaborada pelos autores.

**Figura 2.** Proporção da distribuição de registros de galhas nas dez principais famílias hospedeiras no Brasil e em cada uma das regiões do país em relação ao total de registros no país e nas regiões brasileiras, respectivamente. Para a Região Sudeste foram incluídas as famílias Rubiaceae e Bignoniaceae, e para a Região Sul, Euphorbiaceae, Meliaceae, Rubiaceae e Sapindaceae, pois essas famílias apresentaram o mesmo número de registros alcançado pela décima posição.

## Estado de conservação das plantas hospedeiras de galhas

Dos 80 inventários da diversidade e riqueza de galhas compilados para o Brasil, apenas 46 ocorreram em unidades de conservação localizadas nas cinco regiões geopolíticas brasileiras. Os outros 34 trabalhos foram realizados em fragmentos florestais urbanos (Arriola & Melo-Júnior 2017), propriedades rurais privadas (Santos & Ribeiro 2015, Goetz *et al.* 2018), ou áreas de preservação

protegidas pelo Código Florestal (Brasil 2012), mas que não são abarcadas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) (Brasil 2000), como é o caso de muitos trabalhos realizados em restingas da Região Sudeste (Maia 2001, Maia *et al.* 2008).

As unidades de conservação têm papel fundamental na conservação *in situ* da biodiversidade, sendo a proteção de espécies ameaçadas de extinção uma de suas principais funções, como especificado no item II do Art. 4.º da Lei n.º 9.985/2000 (Brasil 2000). Dos 4.462 registros de galhas para os biomas brasileiros, 2.887 registros foram realizados em unidades de conservação. A compilação do estado de conservação de cada planta hospedeira foi feita segundo a Red List of Threatened Species, da União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN 2021), e Flora do Brasil (2020), o que permitiu avaliar indiretamente o estado de conservação da fauna de galhadores, uma vez que estes são diretamente dependentes da conservação de suas espécies hospedeiras.

Entre os registros de galhas na flora brasileira, 104 morfoespécies, *i.e.*, morfotipos que representam entidades diferentes, estão associadas a 57 espécies hospedeiras de galhas em 19 famílias, as quais apresentam algum grau de ameaça no estado de conservação (Tabela 1). Todas essas espécies hospedeiras são nativas, sendo 39 endêmicas do Brasil. No que diz respeito às espécies em estado de conservação criticamente em perigo (CR), ou seja, espécies selvagens com risco extremamente elevado de extinção na natureza, registram-se apenas duas espécies: *Eugenia rotundicosta* (Myrtaceae) e *Manilkara dardanoi* (Sapindaceae). Com o estado de conservação em perigo (EN), isto é, com risco iminente de extinção, destacam-se 16 espécies, das quais Asteraceae e Erythroxylaceae possuem cada uma três espécies nesse estado, Fabaceae e Lauraceae, com cada uma duas espécies, e Burseraceae, Chrysobalanaceae, Malpighiaceae, Myristicaceae, Rubiaceae e Sapotaceae, com uma espécie em perigo cada uma. Vinte e seis espécies são classificadas como vulneráveis (VU), ou seja, com risco elevado de extinção, sendo estas compreendidas nas famílias Asteraceae e Fabaceae, cada uma com cinco espécies vulneráveis, Sapotaceae, com três espécies vulneráveis, Lauraceae, Meliaceae e Myrtaceae, com duas espécies vulneráveis cada uma, e Annonaceae, Bignoniaceae, Burseraceae, Erythroxylaceae, Lecythidaceae, Moraceae e Sapindaceae, com uma espécie vulnerável cada uma. O maior número de espécies hospedeiras de galhas vulneráveis entre Asteraceae e Fabaceae parece estar relacionado à maior diversidade dessas famílias em todos os inventários. O mesmo não ocorre com Burseraceae, que, embora tenha destaque como hospedeira de galhas, especialmente na Região Norte do Brasil, apresenta uma espécie vulnerável. Doze espécies encontram-se no estado de conservação quase ameaçada (NT), ou seja, já se encontram próximas do risco de extinção, sendo estas cinco espécies de Asteraceae, duas de Myrtaceae e uma espécie em cada uma das famílias Erythroxylaceae, Fabaceae, Meliaceae, Sapotaceae e Podocarpaceae.

Dos 104 registros de galhas em áreas de conservação no Brasil, o *status* taxonômico de 66 insetos indutores de galhas é conhecido pelo menos em nível de família, enquanto os insetos indutores em 38 dos registros de galhas são, ainda, desconhecidos para a ciência (Tabela 1). Entre os 66 insetos indutores de galhas determinados, 62 são Diptera: Cecidomyiidae, dois são Hemiptera: Psyllidae, enquanto Coleoptera e Hymenoptera: Eulophidae compreendem um indutor de galha cada um. Na região Neotropical, a qual engloba os diferentes ecossistemas brasileiros, Cecidomyiidae é apontada como a principal família indutora de galhas associada a diferentes espécies uni-hospedeiras e super-hospedeiras (Carneiro *et al.* 2009b, Gagné & Jaschhof, 2017, Santos *et al.* 2018), o que parece explicar o seu maior número de indutores também associados às espécies botânicas com algum grau de ameaça à conservação. Assim, em razão da alta especificidade da interação com suas plantas hospedeiras, quatro espécies de Cecidomyiidae apresentam algum grau de vulnerabilidade – *Dactylodiplosis icaribae* (EN), *Lopesia simplex* (EN), *Lopesia singularis* (EN) e *Asphondylia serrata* (VU) – como reflexo do estado de conservação das suas espécies hospedeiras.

Das espécies registradas em unidades de conservação no Brasil, 29 registros consistem em associações envolvendo um morfotipo de galha em uma espécie hospedeira, ou seja, são uni-hospedeiras. Diferentemente, plantas hospedeiras com dois ou mais morfotipos de galhas, as super-hospedeiras, somam 28 registros. Entre essas super-hospedeiras, as famílias mais representativas são

Asteraceae e Myrtaceae, com oito e seis espécies, respectivamente. Essa representatividade pode estar relacionada à ampla distribuição das espécies dessas famílias no Brasil, uma vez que o limite de distribuição das espécies e a origem do táxon hospedeiro podem estar associados à riqueza de insetos galhadores (Southwood 1961).

Blanche e Westoby (1996) demonstraram diferenças relativas a alguns *taxa* que hospedam alta diversidade de galhadores, aqui relatados como as espécies super-hospedeiras. Aparentemente, os padrões de diversidade regional podem ser estabelecidos pela distribuição espacial das espécies super-hospedeiras (Fernandes & Price 1991, Price *et al.* 1998). Nesse universo, 11 espécies super-hospedeiras estão em perigo de extinção, sendo *Protium icariba* (Burseraceae) a super-hospedeira que se destaca com o maior número de morfoespécies associadas, cinco registros, com dois indutores identificados em nível de espécie: *Dactylodiplosis icaribae* (Diptera: Cecidomyiidae) e *Lopesia simplex* (Diptera: Cecidomyiidae). Outras 11 espécies apresentam estado vulnerável à extinção, sendo *Myrciaria cuspidata* (Myrtaceae), com cinco morfoespécies de galhas, a que apresenta o maior número de registros. Na categoria quase ameaçada, registram-se seis super-hospedeiras, sendo *Myrceugenia miersiana* (Myrtaceae) a mais representativa, com três morfoespécies de galhas.

**Tabela 1.** Registros de galhas induzidas em plantas hospedeiras com algum grau de ameaça segundo a IUCN (2021) ou Flora do Brasil (2020).

Família	Espécie (endêmica do Brasil*)	Status de conservação (IUCN / Reflora)	Indutor	Galha	Domínio fitogeográfico	Localidade (UC*)	Referência
Annonaceae	<i>Guatteria meliodora</i> R. E. Fr.	VU / NE	Cecidomyiidae (Diptera)	Folha, globoide, verde	Floresta Amazônica	Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Porto Trombetas, PA*	Maia 2011
Asteraceae	<i>Baccharis elliptica</i> Gardner*	NE / EN	Cecidomyiidae (Diptera)	Caule, fusiforme	Cerrado	Parque Estadual do Biribiri, Cadeia do Espinhaço, MG*	Carneiro <i>et al.</i> 2009a
			Cecidomyiidae (Diptera)	Folha, lenticular	Cerrado	Parque Estadual do Biribiri, Cadeia do Espinhaço, MG*	Carneiro <i>et al.</i> 2009a
	<i>Eremanthus polycephalus</i> (DC.) MacLeish*	NE / VU	Indeterminado	Caule, fusiforme, marrom	Cerrado	São Tomé das Letras, MG	Maia 2013
			Cecidomyiidae (Diptera)	Caule, globoide, marrom	Cerrado	São Tomé das Letras, MG	Maia 2013
			<i>Asphondylia serrata</i> Maia, 2004 (Cecidomyiidae)	Folha, globoide, amarela	Cerrado	São Tomé das Letras, MG	Maia 2013
			Indeterminado	Gema, globoide, branca	Cerrado	São Tomé das Letras, MG	Maia 2013
	<i>Lessingianthus elegans</i> (Gardner) H. Rob.*	NE / NT	Cecidomyiidae (Diptera)	Caule, fusiforme	Cerrado	Parque Estadual do Biribiri, Cadeia do Espinhaço, MG*	Carneiro <i>et al.</i> 2009a

Continua...

Continuação da tabela 1

Família	Espécie (endêmica do Brasil*)	Status de conservação (IUCN / Reflora)	Indutor	Galha	Domínio fitogeográfico	Localidade (UC*)	Referência
Asteraceae	<i>Lychnocephalus tomentosus</i> Mart. ex DC.*	NE / VU	Cecidomyiidae (Diptera)	Folha, fusiforme	Cerrado	Parque Estadual do Rio Preto, Cadeia do Espinhaço, MG*	Carneiro et al. 2009a
			Cecidomyiidae (Diptera)	Folha, globoide	Cerrado	Parque Estadual do Rio Preto, Cadeia do Espinhaço, MG*	Carneiro et al. 2009a
	<i>Lychnophora candelabrum</i> Sch. Bip.*	VU / NE	Cecidomyiidae (Diptera)	Caule, globoide, marrom	Cerrado	Parque Estadual da Serra do Cabral, MG*	Coelho et al. 2013
	<i>Lychnophora ericoides</i> Mart.*	NE / NT	Cecidomyiidae (Diptera)	Caule, fusiforme	Cerrado	Serra do Ouro Branco, Cadeia do Espinhaço, MG*	Carneiro et al. 2009a
			Cecidomyiidae (Diptera)	Gema, globoide	Cerrado	Serra do Ouro Branco, Cadeia do Espinhaço, MG*	Carneiro et al. 2009a
	<i>Lychnophora passerina</i> Gardner*	NE / NT	Cecidomyiidae (Diptera)	Caule, globoide	Cerrado	Parque Estadual do Biribiri, Cadeia do Espinhaço, MG*	Carneiro et al. 2009a
	<i>Lychnophora pinaster</i> Mart.*	NE / NT	Cecidomyiidae (Diptera)	Gema, fusiforme	Cerrado	Parque Estadual do Biribiri, Cadeia do Espinhaço, MG*	Carneiro et al. 2009a
			Cecidomyiidae (Diptera)	Caule, globoide	Cerrado	Parque Estadual do Biribiri, Cadeia do Espinhaço, MG*	Carneiro et al. 2009a
	<i>Lychnophora ramosissima</i> Gardner*	NE / VU	Cecidomyiidae (Diptera)	Caule, fusiforme	Cerrado	Parque Estadual do Rio Preto, Cadeia do Espinhaço, MG*	Carneiro et al. 2009a
			Cecidomyiidae (Diptera)	Caule, globoide	Cerrado	Parque Estadual do Rio Preto, Cadeia do Espinhaço, MG*	Carneiro et al. 2009a
	<i>Mikania argyreiae</i> DC.*	NE / VU	Cecidomyiidae (Diptera)	Caule, fusiforme, verde	Cerrado / mata atlântica	Bertioga, SP	Maia et al. 2008
			Indeterminado	Folha, globoide, verde	Cerrado / mata atlântica	Bertioga, SP	Maia et al. 2008

Continua...

Continuação da tabela 1

Família	Espécie (endêmica do Brasil*)	Status de conservação (IUCN / Reflora)	Indutor	Galha	Domínio fitogeográfico	Localidade (UC*)	Referência
Asteraceae	<i>Mikania glabra</i> D. J. N. Hind*	NE / EN	Cecidomyiidae (Diptera)	Caule, fusiforme	Cerrado	Parque Estadual do Rio Preto, Parque Estadual do Biribiri, Cadeia do Espinhaço, MG*	Carneiro <i>et al.</i> 2009a
			Cecidomyiidae (Diptera)	Caule, globoide	Cerrado	Parque Estadual do Biribiri, Cadeia do Espinhaço, MG*	Carneiro <i>et al.</i> 2009a
	<i>Mikania glauca</i> Mart.*	NE / EN	Cecidomyiidae (Diptera)	Caule, globoide	Cerrado	Parque Estadual do Itacolomi, Cadeia do Espinhaço, MG*	Carneiro <i>et al.</i> 2009a
	<i>Piptolepis ericoides</i> Sch. Bip.*	NE / NT	Cecidomyiidae (Diptera)	Caule, fusiforme	Cerrado	Reserva Particular do Patrimônio Natural Santuário do Caraça, Cadeia do Espinhaço, MG*	Carneiro <i>et al.</i> 2009a
Bignoniaceae	<i>Stizophyllum riparium</i> (Kunth) Sandwith*	NE / VU	Indeterminado	Caule, fusiforme, marrom	Cerrado	São Tomé das Letras, MG	Maia 2013
Burseraceae	<i>Protium giganteum</i> Engl.	LC / VU	Cecidomyiidae (Diptera)	Folha, cônica, verde	Floresta Amazônica	Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Porto Trombetas, PA*	Maia 2011
			<i>Dactylodiplosis icaribae</i> Maia, 2002 (Cecidomyiidae)	Folha, cônica, verde	Mata Atlântica	Mangaratiba, RJ	Rodrigues <i>et al.</i> 2014
	<i>Protium icariba</i> (DC.) Marchand*	NE / EN	<i>Lopesia simplex</i> Maia, 2002 (Cecidomyiidae)	Enrolamento foliar, verde	Mata Atlântica	Mangaratiba, RJ / Parque Estadual Paulo César Vinha, Guarapari, ES* / Barra de Maricá, Carapebus, RJ	Rodrigues <i>et al.</i> 2014, Bregonci <i>et al.</i> 2010, Maia 2001
			Cecidomyiidae (Diptera)	Fruto, fusiforme, vermelha	Mata Atlântica	Barra de Maricá, Carapebus, RJ	Maia 2001
			Psyllidae (Hemiptera)	Folha, globoide, verde	Mata Atlântica	Parque Estadual Paulo César Vinha, Guarapari, ES*	Bregonci <i>et al.</i> 2010
			Psyllidae (Hemiptera)	Folha, lenticular, amarela / verde	Mata Atlântica	Mangaratiba, RJ	Rodrigues <i>et al.</i> 2014

Continua...

Continuação da tabela 1

Família	Espécie (endêmica do Brasil*)	Status de conservação (IUCN / Reflora)	Indutor	Galha	Domínio fitogeográfico	Localidade (UC*)	Referência
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella floribunda</i> Cham. & Schltld.*	EN / NE	Cecidomyiidae (Diptera)	Caule, fusiforme	Cerrado	Parque Estadual do Itacolomi, Cadeia do Espinhaço, MG*	Carneiro <i>et al.</i> 2009a
			Cecidomyiidae (Diptera)	Folha, lenticular	Cerrado	Parque Estadual do Itacolomi, Cadeia do Espinhaço, MG*	Carneiro <i>et al.</i> 2009a
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil.	EN / NE	Indeterminado	Folha, lenticular, verde	Cerrado	GO	Araújo <i>et al.</i> 2015
			Cecidomyiidae (Diptera)	Folha, fusiforme, marrom	Cerrado	Floresta Nacional de Silvânia, Silvânia, GO*	Bergamini <i>et al.</i> 2017
			Indeterminado	Gema, globoide, marrom	Cerrado	Caldas Novas, GO	Santos <i>et al.</i> 2012
	<i>Erythroxylum frangulifolium</i> A.St.-Hil.	EN / NE	Indeterminado	Gema, globoide, marrom	Cerrado	Estação Ecológica da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG*	Fernandes <i>et al.</i> 1988
			Eulophidae (Hymenoptera)	Gema, globoide, marrom	Cerrado	Serra de São José, Tiradentes, MG	Maia & Fernandes 2004
			Cecidomyiidae (Diptera)	Enrolamento foliar, verde	Cerrado	Serra de São José, Tiradentes, MG	Maia & Fernandes 2004
	<i>Erythroxylum pauferrense</i> Plowman*	LC / EN	Indeterminado	Folha, cônica, marrom	Mata Atlântica	Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, RJ*	Maia & Carvalho-Fernandes 2016
<i>Erythroxylum umbu</i> Costa-Lima	VU / NE	<i>Lopesia</i> sp. (Cecidomyiidae)	Gema, clavada, verde	Mata Atlântica	Bertioga, SP	Maia <i>et al.</i> 2008	
<i>Dalechampia leandrii</i> Baill.*	NE / NT	<i>Schizomyiina</i> sp. (Cecidomyiidae)	Gema, roseta, verde	Mata Atlântica	Bertioga, SP / Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul, Ilha Grande, RJ*	Maia <i>et al.</i> 2008, Maia & Oliveira 2010	
Fabaceae	<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.*	VU / VU	Cecidomyiidae (Diptera)	Folha, lenticular, verde	Mata Atlântica	Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Bulcão, MG*	Moreira <i>et al.</i> 2007
	<i>Dipteryx alata</i> Vogel	VU / LC	Indeterminado	Folha, amorfa, verde	Cerrado	Aquidauana, MS	Urso-Guimarães <i>et al.</i> 2017
Indeterminado			Folha, lenticular, marrom	Cerrado	Aquidauana, MS	Urso-Guimarães <i>et al.</i> 2017	

Continua...

Continuação da tabela 1

Família	Espécie (endêmica do Brasil*)	Status de conservação (IUCN / Reflora)	Indutor	Galha	Domínio fitogeográfico	Localidade (UC*)	Referência
Fabaceae	<i>Hymenaea parvifolia</i> Huber	LC / VU	Cecidomyiidae (Diptera)	Folha, lenticular, verde	Floresta Amazônica	Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Porto Trombetas, PA*	Maia 2011
	<i>Hymenolobium excelsum</i> Ducke*	NE / VU	Cecidomyiidae (Diptera)	Folha, lenticular, verde	Floresta Amazônica	Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Porto Trombetas, PA*	Maia 2011
	<i>Inga maritima</i> Benth.*	EN / VU	<i>Neolasioptera</i> sp. (Cecidomyiidae)	Folha, fusiforme, verde	Mata Atlântica	Parque Estadual da Costa do Sol, Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Caruara, São João da Barra, RJ* / Grumari, RJ	Carvalho-Fernandes et al. 2016, Oliveira & Maia 2005
			Indeterminado	Folha, globoide, amarela	Mata Atlântica	Parque Estadual da Costa do Sol, RJ*	Carvalho-Fernandes et al. 2016
			<i>Neolasioptera</i> sp. (Diptera: Cecidomyiidae)	Folha, lenticular, marrom	Mata Atlântica	Rio de Janeiro, RJ	Maia 2001
	<i>Inga sellowiana</i> Benth.*	EN / NE	Cecidomyiidae (Diptera)	Dobra-mento foliar, verde	Mata Atlântica	Bertioga, SP	Maia et al. 2008
			Lasiopteridi (Diptera: Cecidomyiidae)	Folha, fusiforme, marrom	Mata Atlântica	Fazenda do Pinto, SP	Maia et al. 2008
	<i>Tachigali denudata</i> (Vogel) Oliveira-Filho*	NT / NT	Cecidomyiidae (Diptera)	Folha, lenticular, verde	Cerrado / caatinga	Área de Proteção Ambiental Rio Pandeiros, MG*	Araújo et al. 2020
			Cecidomyiidae (Diptera)	Folha, lenticular, verde	Cerrado / caatinga	Área de Proteção Ambiental Rio Pandeiros, MG*	Araújo et al. 2020
	Lauraceae	<i>Aniba ferrea</i> Kubitzki	EN / VU	Indeterminado	Folha, fusiforme, verde	Floresta Amazônica	Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Porto Trombetas, PA*
Cecidomyiidae (Diptera)				Folha, globoide, marrom	Floresta Amazônica	Floresta Nacional Saracá-Taquera, Porto Trombetas, PA*	Araújo et al. 2012
<i>Ocotea catharinensis</i> Mez		VU / VU	<i>Neolasioptera</i> sp. (Diptera: Cecidomyiidae)	Folha, globoide, vermelha	Mata Atlântica	Parque Estadual Acaraí, São Francisco do Sul, SC*	Isaias et al. 2017

Continua...

Continuação da tabela 1

Família	Espécie (endêmica do Brasil*)	Status de conservação (IUCN / Reflora)	Indutor	Galha	Domínio fitogeográfico	Localidade (UC*)	Referência
Lauraceae	<i>Phyllostemonodaphne geminiflora</i> (Mez) Kosterm	EN / LC	Indeterminado	Folha, globoide, verde	Mata Atlântica	Parque Nacional do Itatiaia, RJ*	Maia & Mascarenhas 2017
Lecythidaceae	<i>Couratari guianensis</i> Aubl.	VU / NE	Cecidomyiidae (Diptera)	Folha, lenticular, verde	Floresta Amazônica	Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Porto Trombetas, PA*	Maia 2011
Malpighiaceae	<i>Peixotoa cipoana</i> C. E. Anderson*	NE / EN	Cecidomyiidae (Diptera)	Folha, globoide	Cerrado	Parque Estadual do Biribiri, Cadeia do Espinhaço, MG*	Carneiro et al. 2009a
Melastomataceae	<i>Microlicia suborbicularifolia</i> Hoehne*	NE / EN	Cecidomyiidae (Diptera)	Caule, fusiforme	Cerrado	Reserva Particular do Patrimônio Natural do Caraça, Cadeia do Espinhaço, MG*	Carneiro et al. 2009a
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	VU / VU	Indeterminado	Gema, globoide, verde	Mata Atlântica	Telêmaco Borba, PR	Santos & Ribeiro 2015
			Indeterminado	Folha, globoide, verde	Mata Atlântica	Telêmaco Borba, PR	Santos & Ribeiro 2015
	<i>Trichilia emarginata</i> (Turcz.) C. DC.*	VU / LC	Indeterminado	Caule, cônica, marrom	Cerrado	Caetité, BA	Costa et al. 2014
			Indeterminado	Folha, globoide, verde	Cerrado	Caetité, BA	Costa et al. 2014
	<i>Trichilia pallens</i> C. DC.*	NT / LC	Indeterminado	Caule, fusiforme, verde	Mata Atlântica	Joinville, SC	Arriola & Melo-Júnior 2017
Moraceae	<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.*	VU / LC	Indeterminado	Folha, amorfa, marrom	Floresta Amazônica	Oriximiná, PA	Araújo et al. 2012
Myristicaceae	<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb.*	NE / EN	Indeterminado	Folha, fusiforme, verde	Mata Atlântica	Joinville, SC	Arriola & Melo-Júnior 2017
			Indeterminado	Folha, globoide, verde	Mata Atlântica	Joinville, SC	Arriola & Melo-Júnior 2017
Myrtaceae	<i>Campomanesia laurifolia</i> Gardner*	EN / LC	Indeterminado	Folha, globoide, amarela	Mata Atlântica	Estação Biológica de Santa Lúcia, ES	Maia et al. 2014
			Indeterminado	Folha, lenticular, amarela	Mata Atlântica	Estação Biológica de Santa Lúcia, ES*	Maia et al. 2014

Continua...

Continuação da tabela 1

Família	Espécie (endêmica do Brasil*)	Status de conservação (IUCN / Reflora)	Indutor	Galha	Domínio fitogeográfico	Localidade (UC*)	Referência
Myrtaceae	<i>Eugenia bunchosiifolia</i> Nied.*	NE / VU	Cecidomyiidae (Diptera)	Folha, cilíndrica, verde / marrom	Mata Atlântica	Parque Nacional do Itatiaia, RJ*	Maia & Mascarenhas 2017
			Indeterminado	Gema, globoide, marrom	Mata Atlântica	Parque Nacional do Itatiaia, RJ*	Maia & Mascarenhas 2017
	<i>Eugenia rotundicosta</i> D. Legrand*	NE / CR	Indeterminado	Caule, globoide, marrom	Mata Atlântica / pampa	Parque Estadual de Itapuã, Viamão, RS*	Mendonça-Júnior <i>et al.</i> 2014
	<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D. Legrand & Kausel*	NT / LC	Cecidomyiidae (Diptera)	Gema, fusiforme, verde / roxa	Mata Atlântica	Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata, São Francisco de Paula, RS*	Toma & Mendonça-Júnior 2013
			Indeterminado	Caule, fusiforme, verde	Mata Atlântica / pampa	Parque Estadual de Itapuã, Viamão, RS*	Mendonça-Júnior <i>et al.</i> 2014
			Indeterminado	Gema, galha em chifre, verde	Mata Atlântica / pampa	Parque Estadual de Itapuã, Viamão, RS*	Mendonça-Júnior <i>et al.</i> 2014
	<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O. Berg*	NT / LC	Cecidomyiidae (Diptera)	Gema, fusiforme, verde	Mata Atlântica	Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata, São Francisco de Paula, RS*	Toma & Mendonça-Júnior 2013
			Indeterminado	Folha, fusiforme, verde	Mata Atlântica	Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata, São Francisco de Paula, RS*	Toma & Mendonça-Júnior 2013
	<i>Myrcianthes pungens</i> (O. Berg) D. Legrand	EN / LC	Indeterminado	Enrolamento foliar, verde	Mata Atlântica	Canela, RS	Goetz <i>et al.</i> 2018
			Cecidomyiidae (Diptera)	Gema, fusiforme, verde	Mata Atlântica	Canela, RS	Goetz <i>et al.</i> 2018

Continua...

Continuação da tabela 1

Família	Espécie (endêmica do Brasil*)	Status de conservação (IUCN / Reflora)	Indutor	Galha	Domínio fitogeográfico	Localidade (UC*)	Referência
Myrtaceae	<i>Myrciaria cuspidata</i> O. Berg	VU / LC	Cecidomyiidae (Diptera)	Folha, globoide, vermelha	Cerrado	Caetité, BA	Vieira <i>et al.</i> 2018
			Indeterminado	Caule, fusiforme, marrom	Mata Atlântica / pampa	Parque Estadual de Itapuã, Viamão, RS*	Mendonça-Júnior <i>et al.</i> 2014
			Indeterminado	Folha, fusiforme, verde	Mata Atlântica / pampa	Parque Estadual de Itapuã, Viamão, RS*	Mendonça-Júnior <i>et al.</i> 2014
			Indeterminado	Folha, fusiforme, vermelha	Mata Atlântica / pampa	Parque Estadual de Itapuã, Viamão, RS*	Mendonça-Júnior <i>et al.</i> 2014
			Indeterminado	Gema, globoide, verde	Mata Atlântica / pampa	Parque Estadual de Itapuã, Viamão, RS*	Mendonça-Júnior <i>et al.</i> 2014
Podocarpaceae	<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.*	NT / LC	Cecidomyiidae (Diptera)	Caule, fusiforme, marrom	Mata Atlântica	Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata, São Francisco de Paula, RS*	Toma & Mendonça-Júnior 2013
			Coleoptera	Caule, fusiforme, marrom	Mata Atlântica / pampa	Parque Estadual de Itapuã, Viamão, Rio Grande do Sul*	Mendonça-Júnior <i>et al.</i> 2014
Rubiaceae	<i>Rudgea parquioides</i> (Cham.) Müll. Arg.	NE / EN	Indeterminado	Caule, fusiforme, marrom	Mata Atlântica	Canela, RS	Goetz <i>et al.</i> 2018
			Cecidomyiidae (Diptera)	Folha, globoide, verde	Mata Atlântica / pampa	Parque Estadual de Itapuã, Viamão, Rio Grande do Sul*	Mendonça-Júnior <i>et al.</i> 2014
			Cecidomyiidae (Diptera)	Folha, lenticular, verde	Mata Atlântica	Santa Tereza, RS	Goetz <i>et al.</i> 2018
			Cecidomyiidae (Diptera)	Folha, lenticular, verde	Mata Atlântica	Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata, São Francisco de Paula, RS*	Toma & Mendonça-Júnior 2013
Sapindaceae	<i>Manilkara dardanoi</i> Ducke*	CR / VU	Cecidomyiidae (Diptera)	Folha, lenticular, verde	Caatinga	Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE*	Santos <i>et al.</i> 2011
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum splendens</i> Spreng.*	VU / NT	Cecidomyiidae (Diptera)	Folha, cônica, verde	Mata Atlântica	Reserva Biológica de Salinho, PE*	Santos <i>et al.</i> 2012

Continua...

Continuação da tabela 1

Família	Espécie (endêmica do Brasil*)	Status de conservação (IUCN / Reflora)	Indutor	Galha	Domínio fitogeográfico	Localidade (UC*)	Referência
	<i>Pouteria beaurepairei</i> (Glaz. & Raunk.) Baehni*	CD / LC	Indeterminado	Caule, globoide, marrom	Mata Atlântica	Parque Estadual Acaraí, São Francisco do Sul, SC*	Isaias et al. 2017
	<i>Pouteria macrocarpa</i> (Mart.) D. Dietr.	VU / VU	Indeterminado	Folha, globoide, marrom	Floresta Amazônica	Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Porto Trombetas, PA*	Araújo et al. 2012
	<i>Pouteria psammophila</i> (Mart.) Radlk*	EN / NE	<i>Lopesia singularis</i> Maia, 2001 (Cecidomyiidae)	Folha, globoide, verde	Mata Atlântica	Grumari, RJ	Oliveira & Maia 2005
	<i>Pouteria vernicosa</i> T. D. Penn.	VU / VU	Indeterminado	Folha, globoide, marrom	Floresta Amazônica	Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Porto Trombetas, PA*	Araújo et al. 2012
	<i>Pouteria virescens</i> Baehnl	EN / NE	Indeterminado	Folha, lenticular, verde	Floresta Amazônica	Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Porto Trombetas, PA	Maia 2011

IUCN: União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais; UC: unidade de conservação; CD: dependente de conservação; CR: criticamente em perigo; EN: em perigo; LC: pouco preocupante; NE: não avaliada; NT: quase ameaçada; VU: vulnerável.

Fonte: elaborada pelos autores.

## Conclusão

A análise dos registros de galhas nos diferentes biomas brasileiros de forma comparativa entre unidades de conservação e áreas não registradas no SNUC corrobora a alta diversidade de galhas no Brasil, contudo a quantidade de espécies hospedeiras de galhas registradas em unidades de conservação é aparentemente baixa em relação ao total, o que denota a existência de lacunas a serem preenchidas por meio do investimento em coletas e enriquecimento das listas da IUCN e da Flora do Brasil. A análise atual permite evidenciar a vulnerabilidade de 57 espécies de plantas hospedeiras cuja extinção potencial significaria a perda de 100 morfoespécies de galhadores, das quais apenas quatro são conhecidas para a ciência. Ressalta-se, ainda, a importância de estudos, especialmente na Região Nordeste do Brasil, onde o conhecimento sobre as plantas hospedeiras e suas galhas em unidades de conservação ainda é incipiente em comparação às demais regiões do país, e na Região Norte, em que há apenas três inventários realizados.

Por fim, faz-se necessária uma legislação ambiental assertiva e aplicada com rigor, bem como maior investimento em políticas públicas voltadas para a manutenção da qualidade dos habitats e criação de novas unidades de conservação em todos os biomas brasileiros, além da redução de práticas que levam a perdas de habitat, como desmatamentos e queimadas.

## Agradecimentos

Agradecemos o suporte financeiro e as bolsas concedidos pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) para Elaine Cotrim Costa (888877.199702/2018-00), pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) para Igor Abba Arriola (141510/2020-0) e Rosy Mary dos Santos Isaias (304535/2019-2) e pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (Fapemig) para Gracielle Pereira Pimenta Bragança (RED-00253-16 – RESA/FAPEMIG).

## Referências

Araújo W. 2013. Different relationships between galling and non-galling herbivore richness and plant species richness: a meta-analysis. *Arthropod-Plant Interactions*, 7: 373-377.

Araújo WS, Costa KCS, Silveira LT, Nuves YRF & Azevedo IFP. 2020. Gall-inducing arthropods in a Neotropical savanna area in the EPA of Rio Pandeiros (Bonito de Minas, MG, Brazil): effects of plant species richness and super-host abundance. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 60.

Araújo WS, Júnior DS, Ribeiro BA, Silva TM, Silva EC, Guilherme FAG, Scareli-Santos C & Santos BB. 2015. Checklist of host plants of insect galls in the state of Goiás in the Midwest Region of Brazil. *Biodiversity Data Journal*, (3): e6835.

Araújo WS, Porfírio Junior ED, Jorge VA & Filho KES. 2012. Plantas hospedeiras e galhas entomógenas em sub-bosques de florestas tropicais do Pará, Brasil. *Insula: Revista de Botânica*, 41: 59-72.

Arriola IA & Melo-Júnior JCF. 2017. A diversidade de galhas pode predizer o estado de conservação de remanescentes florestais da mata atlântica? *In: Melo-Júnior JCF & Oliveira TMN (Eds.). Ciências ambientais: ensaios e perspectivas*. Joinville: Editora Univille. pp. 63-101.

Arriola IA, Melo-Júnior JCF, Mougá DMDS, Isaias RMS & Costa EC. 2016. Where host plant goes, galls go too: new records of the Neotropical galling Cecidomyiidae (Diptera) associated with *Calophyllum brasiliense* Cambess. (Calophyllaceae). *Check List*, 12(4): 1924.

Bergamini BAR, Bergamini LL, Santos BB & Araújo WS. 2017. Occurrence and characterization of insect galls in the Floresta Nacional de Silvânia, Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 57(32): 413-431.

Blanche KR & Westoby M. 1996. The effect of the taxon and geographic range size of host eucalypt species on the species richness of gall-forming insects. *Australian Journal of Ecology*, 21: 332-335.

Brasil. 2000. Lei Federal n.º 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil/leis/L9985.htm>. Acesso em: março/2020.

Brasil. 2012. Lei n.º 12.651, de 25 de maio de 2012. Institui o novo Código Florestal Brasileiro. *Diário Oficial da União*, (102): 1. Seção 1. Disponível em: <http://portal.in.gov.br/>. Acesso em: março/2021.

Brazil Flora Group. 2015. Growing knowledge: an overview of Seed Plant diversity in Brazil. *Rodriguésia*, 66(4): 1085-1113.

Bregonci JM, Polycarpo PV & Maia VC. 2010. Galhas de insetos do Parque Estadual Paulo César Vinha (Guarapari, ES, Brasil). *Biota Neotropica*, 10(1): 265-274.

Carneiro MAA, Borges RAX, Araújo APA & Fernandes GW. 2009a. Insetos indutores de galhas da porção sul da Cadeia do Espinhaço, Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 53(4): 570-592.

Carneiro MAA, Branco CSA, Braga CED, Almada ED, Costa MBM, Maia VC & Fernandes GW. 2009b. Are gall midge species (Diptera, Cecidomyiidae) host-plant specialists? *Revista Brasileira de Entomologia*, 53(3): 365-378.

Carvalho-Fernandes SP, Ascedino S & Couri MM. 2016. Diversity of insect galls associated with coastal shrub vegetation in Rio de Janeiro, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 88(3): 1407-1418.

Coelho MS, Carneiro MAA, Branco CA & Fernandes GW. 2013. Gall-inducing insects from Serra do Cabral, Minas Gerais, Brazil. *Biota Neotropica*, 13(3): 102-209.

Costa EC, Carvalho-Fernandes SP & Santos Silva. 2014. Galhas de insetos em uma área de transição caatinga-cerrado no Nordeste do Brasil. *Sitientibus*, 14: 1-9.

Cuevas-Reyes P, Quesada M, Hanson P, Dirzo R & Oyama K. 2004. Diversity of gall-inducing insects in a Mexican tropical dry forest: the importance of plant species richness, life-forms, host plant age and plant density. *Journal of Ecology*, 92(4): 707-716.

Espírito-Santo MM & Fernandes GW. 2007. How many species of gall-inducing insects are there on Earth, and where are they? *Annals of Entomological Society of America*, 100(2): 95-99.

Fernandes GW & Price PW. 1991. Comparison of tropical and temperate galling species richness: the roles of environmental harshness and plant nutrient status. *In*: Price PW, Levinson TM, Fernandes GW & Benson WW (Eds.) *Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions*. Nova York: John Wiley and Sons. pp. 91-115.

Fernandes GW, Araújo RC, Araújo SC, Lombardi JA, Paula AS, Loyola Júnior R & Cornelissen TG. 1997. Insect galls from savanna and rocky fields of the jequitinhonha valley, Minas Gerais, Brazil. *Naturalia*, 22: 221-244.

Fernandes GW, Coelho MS & Santos JC. 2014. Neotropical insect galls: status of knowledge and perspectives. *In*: Fernandes GW & Santos JC (Eds.) *Neotropical insect galls*. Dordrecht: Springer. pp. 1-14.

Fernandes GW, Paula AS & Loyola-Júnior R. 1995. Distribuição diferencial de insetos galhadores entre *habitats* e seu possível uso como indicadores. *Vida Silvestre*, 4(2): 133-139.

Fernandes GW, Tameirão-Neto E & Martins RP. 1988. Ocorrência e caracterização de galhas entomógenas na vegetação do *campus* Pampulha da Universidade Federal de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Zoologia*, 5(1): 11-29.

Flora do Brasil. 2020. Lista de Espécies da Flora do Brasil. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: março/2021.

- Gagné RJ & Jaschhof M. 2017. A Catalog of the Cecidomyiidae (Diptera) of the World. 4. ed. 762 pp. Disponível em: [https://www.ars.usda.gov/ARUserFiles/80420580/Gagne\\_2017\\_World\\_Cat\\_4th\\_ed.pdf](https://www.ars.usda.gov/ARUserFiles/80420580/Gagne_2017_World_Cat_4th_ed.pdf). Acesso em: março/2021.
- Goetz APM, Luz FA, Toma TSP & Mendonça MS. 2018. Gall-inducing insects of deciduous and semideciduous forests in Rio Grande do Sul State, Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, 108: e2018015.
- Gonçalves-Alvim SJ & Fernandes GW. 2001. Biodiversity of galling insects: historical, community and habitat effects in four neotropical savannas. *Biodiversity and Conservation*, 10: 79-98.
- Grandez-Rios JM, Pizango CGH & Araújo WS. 2020. Insights into super-host plant species of galling insects in the neotropical region. *Open Biology Journal*, 8: 66-73.
- Isaias RMS, Carneiro RGS, Oliveira DC & Santos JC. 2013. Illustrated and annotated checklist of Brazilian gall morphotypes. *Neotropical Entomology*, 42: 230-239.
- Isaias RMS, Ferreira BG, Arriola IA, Melo-Júnior JCF & Kraus JE. 2017. Diversidade e atributos anatômicos de galhas das formações de restinga. *In: Melo-Júnior JCF & Boeger MRT (Eds.) Patrimônio natural, cultura e biodiversidade da restinga do Parque Estadual Acaraí*. Joinville: Editora Univille. pp. 296-333.
- Ley-López JM, González J & Hanson PE. 2019. Plants and gall hosts of the Tirimbina Biological Reserve, Sarapiquí, Costa Rica: combining field sampling with herbarium records. *Revista de Biología Tropical*, 67(2): 212-227.
- Lima VP & Calado DC. 2020. Mapping the habitat suitability of *Andira humilis* Mart. ex Benth. (Fabaceae) as a means to detect its associated galling species in Brazil. *Acta Scientiarum: Biological Sciences*, 42: e48809.
- Luz FA & Mendonça-Júnior MS. 2019. Guilds in insect galls: who is who. *BioOne*, 102(1): 207-210.
- Maia VC. 2001. The gall midges (Diptera, Cecidomyiidae) from three *restingas* of Rio de Janeiro State, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18(2): 583-629.
- Maia VC. 2011. Characterization of insect galls, gall makers, and associated fauna of Platô Bacaba (Porto de Trombetas, Pará, Brazil). *Biota Neotropica*, 11(4): 37-53.
- Maia VC. 2013. Insect galls of São Tomé das Letras (MG, Brazil). *Biota Neotropica*, 13(4): 164-189.
- Maia VC, Cardoso LJT & Braga JMA. 2014. Insect galls from Atlantic Forest areas of Santa Teresa, Espírito Santo, Brazil: characterization and occurrence. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*, 33: 47-129.
- Maia VC & Carvalho-Fernandes. 2016. Insect galls of a protected remnant of the Atlantic Forest tableland from Rio de Janeiro State (Brazil). *Revista Brasileira de Entomologia*, 60: 40-56.
- Maia VC & Fernandes GW 2004. Insect galls from Serra de São José (Tiradentes, MG, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 6: 423-445.
- Maia VC, Magenta MAG & Martins SE. 2008. Ocorrência e caracterização de galhas de insetos em áreas de restinga de Bertioiga (São Paulo, Brasil). *Biota Neotropica*, 8(1): 167-197.
- Mani MS. 1964. Ecology of plant galls. The Hague: Dr. W. Junk.

- Maia VC & Mascarenhas B. 2017. Insect galls of the Parque Nacional do Itatiaia (Southeast Region, Brazil). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 89: 505-575.
- Maia VC & Oliveira JC. 2010. Galhas de insetos da Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul (Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ). *Biota Neotropica*, 10(4): 227-238.
- Mani MS. 1964. *Ecology of plant galls*. The Hague: Dr. W. Junk.
- Melo-Júnior JCF, Boeger MRT, Isaias RMS, Arriola IA, Lorenzi L, Mougá DMDS & Vieira CV. 2019. Positive relationship between soil fertility, plant diversity, and gall richness. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 41: e39283.
- Mendonça-Júnior MSM. 2007. Plant diversity and galling arthropod diversity searching for taxonomic patterns in an animal-plant interaction in the Neotropics. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 42(3-4): 347-357.
- Mendonça-Júnior MSM & Toma TSP. 2013. Gall-inducing insects of an Araucaria Forest in southern Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 57(2): 225-233.
- Mendonça-Júnior MSM, Toma TSP & Silva JS. 2014. Galls and galling arthropods of Southern Brazil. *In: Fernandes GW & Santos JC (Eds.) Neotropical insect galls*. Dordrecht: Springer. pp. 221-256.
- Moreira RG, Fernandes GW, Almada ED & Santos JC. 2007. Galling insects as bioindicators of land restoration in an area of Brazilian Atlantic Forest. *Lundiana*, 8(2): 107-112.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB & Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- Oliveira JC & Maia VC. 2005. Ocorrência e caracterização de galhas de insetos na restinga de Grumari (Rio de Janeiro, RJ, Brazil). *Arquivos do Museu Nacional*, 63(4): 669-675.
- Price PW, Fernandes GW, Lara ACF, Brawn J, Barrios H, Wright MG, Ribeiro SP & Rothcliff N. 1998. Global patterns in local number of insect galling species. *Journal of Biogeography*, 25: 581-591.
- Rodrigues AR, Maia VC & Couri MS. 2014. Insect galls of restinga areas of Ilha da Marambaia, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 58(2): 173-197.
- Rodriguez A, Gómez JF & Nieves-Aldrey JL. 2015. Modeling the potential distribution and conservation status of three species of oak gall wasps (Hymenoptera: Cynipidae) in the Iberian range. *Journal of Insect Conservation*, 19: 921-934.
- Samways MJ. 2018. Insect conservation for the twenty-first century. *In: Shah MM & Sharif U (Eds.) Insect science: diversity, conservation and nutrition*. Disponível em: <https://www.intechopen.com/books/insect-science-diversity-conservation-and-nutrition/insect-conservation-for-the-twenty-first-century>. Acesso em: março/2021.
- Santos BB, Ribeiro BA, Silva TM & Araújo WS. 2012. Galhas de insetos em uma área de cerrado sentido restrito na região semi-urbana de Caldas Novas (Goiás, Brasil). *Revista Brasileira de Biociências*, 10(4): 439-445.

Santos IM, Lima VP, Soares EKS, Paula M & Calado DC. 2018. Insect galls in three species of *Copaifera* L. (Leguminosae, Caesalpinioideae) occurring sympatrically in a Cerrado area (Bahia, Brazil). *Biota Neotropica*, 18(1): e20170356.

Santos JC, Almeida-Cortez JS & Fernandez GW. 2011. Richness of gall-inducing insects in the tropical dry forest (caatinga) of Pernambuco. *Revista Brasileira de Entomologia*, 55(1): 45-54.

Santos JC, Almeida-Cortez JS & Fernandez GW. 2012. Gall-inducing insects from Atlantic forest of Pernambuco, Northeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 12(3): 196-212.

Santos PP & Ribeiro JELS. 2015. Ocorrência e caracterização de galhas em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em Telêmaco Borba, Paraná, Brasil. *Semina: Ciências Biológicas e da Saúde*, 36(2): 15-24.

Silvia MS & Connor EF. 2017. Differences in meristems between monocots and dicots and susceptibility to attack by gall-inducing insects. *Arthropod-Plant Interactions*, 11: 485-494.

Southwood TRE. 1961. The number of species of insect associated with various trees. *Journal of Animal Ecology*, 30(1): 1-8.

Stone GN & Schönrogge K. 2003. The adaptive significance of insect gall morphology. *Trends in Ecology and Evolution*, 8: 512-522.

Toma TSP & Mendonça-Júnior MS. 2013. Gall-inducing insects of an Araucaria Forest in southern Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 57(2): 225-233.

União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN). 2021. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-1. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org>. Acesso em: março/2021.

Urso-Guimarães MV, Castello ACD, Kataoka EY & Koch I. 2017. Characterization of entomogen galls from Mato Grosso do Sul, Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 61: 25-42.

Vieira LG, Nogueira RM, Costa EC, Carvalho-Fernandes SP & Silva JS. 2018. Insect galls in Rupestrian field and Cerrado *stricto sensu* vegetation in Caetité, Bahia. *Biota Neotropica*, 18(2): e20170402.

Wright MG & Samways MJ. 1998. Insect species richness tracking plant species richness in a diverse flora: gall-insects in the Cape floristic region, South Africa. *Oecologia*, 115: 427-433.

CAPÍTULO

# 2



# Qualidade ambiental de praias urbanas: subsídios para o desenvolvimento sustentável

Eduardo Gentil, Dr.<sup>1\*</sup>

Vladimir G. Toro, Dr.<sup>2</sup>

Luciano Lorenzi, Dr.<sup>3</sup>

David Valença Dantas, Dr.<sup>1</sup>

\*Autor para correspondência: eduardo.gentil@udesc.br

## Introdução

As praias urbanas são territórios de expressivo destaque econômico e ambiental, sendo uma fonte de renda significativa em municípios costeiros ao redor do mundo. Além disso, prestam relevantes serviços ecossistêmicos, atuam de forma direta na dinâmica sedimentar e servem de hábitat para uma quantidade expressiva de espécies marinhas (Vaz *et al.* 2009).

As praias e, de maneira mais ampla, as zonas costeiras constituem espaços que congregam múltiplos usos, e uma parcela grande destes está sujeita a conflitos sociais de uso e ocupação (Ariza *et al.* 2008). Embora a ocupação dessas regiões ocorra há séculos – iniciada pela disponibilidade de áreas relativamente planas e/ou férteis, pela atividade mercante e pela proximidade dos estoques pesqueiros –, nas últimas décadas a especulação imobiliária no litoral tem sido fomentada por razões sociais, estéticas e recreacionais (Adão & Polette 2016).

Estamos experimentando aumento progressivo da ocupação das regiões costeiras ao redor do mundo, e até o fim deste século uma parcela considerável das atividades antrópicas estará concentrada nas adjacências de regiões costeiras (IPCC 2013). O incremento das atividades antrópicas nessas regiões poderá causar impactos ambientais expressivos nessas localidades, tais como: erosão costeira (Figura 1), perda da vegetação original, lançamento de efluentes domésticos e industriais, emissão de resíduos sólidos, presença de contaminantes, alteração da dinâmica hidrossedimentológica e perda de habitats de diversas espécies de aves, peixes, tartarugas e invertebrados marinhos (Souza 2009).

<sup>1</sup> Grupo de Gestão, Ecologia e Tecnologia Marinha (GTMar). Departamento de Engenharia de Pesca e Ciências Biológicas (DEPB). Programa de Pós-Graduação em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Socioambiental (PPGPLAN). Universidade do Estado de Santa Catarina (Udesc).

<sup>2</sup> Grupo de Engenharia e Gestão Ambiental (GIGA). *Campus* de Ciências Marinhas (Turbo-Colômbia), Faculdade de Engenharia. Programa de Engenharia Oceanográfica. Mestrado em Gestão Ambiental. Universidade de Antioquia (UdeA).

<sup>3</sup> Laboratório de Bentologia, Curso de Ciências Biológicas, Biologia Marinha, Unidade São Francisco do Sul, Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Saúde e Meio Ambiente da Universidade da Região de Joinville (PPGSMA/Univille).



Fonte: disponível em: <https://g1.globo.com/ce/ceara/noticia/2020/03/05/avanco-do-mar-gera-prejuizo-para-comerciantes-e-moradores-da-praia-do-icarai-na-grande-fortaleza.ghtml>. Acesso em: maio/2021.

**Figura 1.** (A) A erosão costeira na Praia de Icarai, município de Caucaia (Ceará, Brasil), demonstra os prejuízos causados por esse fenômeno, que apresenta uma componente antrópica atrelada aos impactos exógenos advindos da elevação do nível médio do mar. (B) Na Praia da Vila de Rio Hobo, município de Arboletes (Antioquia, Colômbia), temos uma situação semelhante. Nessa localidade, mais de 50 obras de proteção costeira foram construídas nos últimos 20 anos buscando (sem sucesso) barrar os efeitos da erosão costeira.

Os impactos antrópicos mencionados tendem a afetar majoritariamente as praias urbanas, uma vez que esses locais estão mais expostos à expansão urbana, que com frequência traz consigo a especulação imobiliária, os loteamentos irregulares, o crescimento demográfico e o turismo predatório (Cervantes *et al.* 2008). Desse modo, compreender a sensível relação entre a utilização dos recursos naturais e a exploração econômica representa um desafio ao uso e à gestão sustentável das zonas costeiras.

Paralelamente, as zonas costeiras são bastante vulneráveis aos efeitos das mudanças climáticas globais. Segundo os cenários mais pessimistas do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC 2013), o nível do mar pode chegar a subir 40 cm até 2050 em decorrência das mudanças climáticas globais, provocando perdas econômicas bilionárias para as cidades costeiras ao redor do planeta. No Caribe colombiano, Londoño e Murillo (2018) apresentaram taxas de elevação do nível do mar de até 5 mm/ano nos últimos 25 anos. Adicionalmente, espera-se que o aumento do nível do mar traga consigo impactos colaterais, tais como erosão costeira e salinização dos lençóis freáticos, razão pela qual o monitoramento sistemático dessas regiões se faz imperativo (IPCC 2013).

Conforme Silva *et al.* (2018), o equilíbrio entre os componentes naturais e as atividades humanas é fundamental para a manutenção da sustentabilidade de dada região, devendo essa relação ser continuamente monitorada por meio de métricas multiparamétricas. Nesse contexto surge o termo *qualidade ambiental*, que pode ser entendido como um conjunto de análises feitas com base na combinação de variáveis objetivas (por exemplo: indicadores qualiquantitativos e variáveis ambientais) e subjetivas (por exemplo: beleza cênica e valor hedônico) (Hall 2001).

É razoável admitir que a qualidade ambiental pode inferir o estado do ambiente em relação aos efeitos da atividade humana, fornecendo, assim, subsídios para a gestão sustentável (Lai *et al.* 2015), entretanto cabe salientar que essa dedução parte de pressupostos subjetivos, dado que a organização espacial do ambiente natural mais a intervenção antrópica promovem a geração de paisagens híbridas, cujo valor cênico considera predileções pessoais e, portanto, subjetivas (Dvaskas 2017). Tal fato ratifica a crescente necessidade de pesquisadores e gestores públicos buscarem a formulação de métricas de qualidade ambiental cada vez mais consistentes, uma vez que apenas dessa forma será possível fornecer subsídios capazes de mitigar ou minimizar eventuais danos gerados pela ação antrópica.

A interconexão de variáveis ambientais, econômicas e sociais é um fato que carece de estudos mais aprofundados, razão pela qual estratégias que contemplem pesquisa, monitoramento e gerenciamento costeiro serão cada vez mais demandadas pelo setor público, organizações de classe e

sociedade civil (Silva *et al.* 2018). Buscando compreender as premissas básicas de qualidade ambiental em praias urbanas, o presente capítulo apresenta os fundamentos do tema e conceituações pertinentes a essa temática.

## Capacidade de carga em praias urbanas

A utilização das praias urbanas para fins recreacionais apresenta relação íntima com a expansão das áreas metropolitanas, que usualmente traz consigo a necessidade de apropriação da natureza pelas pessoas, que, ao usarem esse espaço, o territorializam (OMS 2003). Há ainda a população flutuante, que exerce níveis distintos de pressão no uso das praias (Schlacher & Thompson 2008).

A forma primária de avaliação da capacidade de carga de uma praia para fins recreacionais tem por base quantificar a sua ocupação por meio do número máximo de pessoas por m<sup>2</sup> que podem usufruir o ambiente sem que haja declínio na qualidade da experiência social e das condicionantes ambientais (Pires 2005). Desse modo, pode-se definir a capacidade de carga de uma praia como o número máximo de pessoas que esse ambiente acomoda (Jurado *et al.* 2009). Percebe-se que há nisso uma intersecção entre experiência social e condicionantes ambientais. Caso tal abordagem fosse meramente social, isto é, focada apenas na percepção dos usuários no que tange à redução da qualidade da experiência comunitária, essa premissa seria completamente subjetiva e talvez tenderia a não refletir o real impacto antrópico na localidade. Logo, a capacidade de carga busca identificar o número máximo de pessoas que uma praia pode suportar sem que haja deterioração inaceitável dos ambientes físico e social (Silva *et al.* 2018).

A deterioração da qualidade ambiental não depende apenas do número de usuários, como também do tipo de uso feito (Farias *et al.* 2018). Apenas assim é possível definir o limite máximo de uso recreativo que determinada área ou ecossistema pode suportar sem que ocorra um declínio irreversível dos seus serviços ecossistêmicos (Jurado *et al.* 2009). A informação sobre o nível de uso de praia pode servir como importante ferramenta de planejamento, indicando possíveis *hotspots* de geração de impactos ambientais e/ou norteando ações de infraestrutura. Notadamente, a capacidade de carga também é influenciada por condicionantes socioeconômicas locais e regionais (Figura 2), razão pela qual o monitoramento da capacidade de carga vem ratificando a importância desse conceito para a compreensão dos limites aceitáveis de desenvolvimento na zona costeira, evitando a saturação de utilização espacial (Pires 2005).



Fonte: disponível em: <https://ndmais.com.br/saude/veja-6-fotos-da-praia-de-jurere-em-florianopolis-nesta-quarta-feira/>. Acesso em: maio/2021.

**Figura 2.** Ocupação massiva de usuários na Praia de Jurerê (Florianópolis, Santa Catarina, Brasil) numa estreita faixa de praia.

Assim, estudos referentes à capacidade de carga e distribuição dos usuários na zona de praia possuem relevância estratégica nos planos de gerenciamento costeiro.

## Indicadores de qualidade

A literatura apresenta diferentes abordagens para a avaliação qualiquantitativa das variáveis ambientais das praias urbanas (Quadro 1). No geral, a integralização das variáveis qualitativas (por exemplo: sim ou não, bom ou ruim, presença ou ausência etc.) e quantitativas (por exemplo: clima de ondas, topografia, granulometria dos sedimentos etc.) possibilita uma abordagem mais ampla (Botero *et al.* 2015). Contudo, de forma genérica, é possível afirmar que essas variáveis tendem a convergir para dois pontos comuns: análise socioeconômica e análise ambiental (Micallef & Williams 2004).

Os indicadores de qualidade visam condensar informações relevantes, fazendo com que seja possível avaliar condições e tendências entre lugares e situações, resumindo dados e análises para a tomada de decisão na gestão (Botero *et al.* 2015, Silva *et al.* 2018). Resumidamente, as metodologias tendem a explorar, em níveis de detalhamento distintos, as seguintes variáveis (Adão & Polette 2016):

- Geomorfologia e condicionantes meteoceanográficas: contempla condições gerais de circulação dos ventos, clima de ondas, marés e correntes costeiras, correlacionando essas variáveis dinâmicas com a dispersão de sedimentos e sua influência sobre a morfometria (formato) da praia (Quesada-Román & Pérez-Briceño 2019);
- Disposição espacial: considera a posição da praia em relação ao continente, a presença de portos e de outros elementos naturais ou antrópicos, avaliando a influência destes sobre a variabilidade nos padrões de movimentação de sedimentos e emissão de efluentes e resíduos (Barchyn & Hugenholtz 2012);
- Cobertura vegetal: avalia qualiquantitativamente as formas de vegetação presentes (nativas e/ou exóticas), definindo a importância destas na proteção contra erosão, na manutenção de espécies da fauna e da flora e como indicador de saúde ambiental (Sigren *et al.* 2014);
- Erosão costeira: avalia os impactos ambientais decorrentes desse processo ocasionado pela ocupação antrópica inadequada, bem como verifica as possíveis correlações com o incremento do nível médio do mar. Essa avaliação pode ser feita com o uso de imagens de satélites e validadas em campo com a identificação de evidências como pontos de desbarrancamento, incisões no solo e sinais de erosão nas encostas adjacentes à praia (Sigren *et al.* 2014);
- Valor hedônico/estético: constitui importante atrativo para atividades turísticas e de conservação ambiental, agregando valor e relevância para a proteção da área. Feições geomorfológicas e áreas de relevância ecológica tendem a ser elementos da paisagem de notável destaque (Landry & Hindsley 2011);
- Ocupação: avalia as ocupações transitórias e permanentes, considerando os seus impactos sobre o ambiente natural. Em relação às ocupações permanentes, esse parâmetro leva em conta características e formas predominantes das edificações: tipo, uso, proximidade da praia, harmonia paisagística etc. (Pendleton *et al.* 2001);
- Efluentes: verifica os pontos de emissão de óleos, graxas e demais poluentes que podem oferecer riscos à saúde ou tornar o ambiente desagradável para a recreação. Nesse sentido, esse parâmetro visa avaliar a presença ou ausência de efluentes, bem como o efeito deletério destes sobre a zona costeira (Christoulas & Andreadakis 1995);
- Lixo marinho: avalia a presença de materiais de resíduos sólidos nas praias. São considerados a presença, o tipo, a quantidade e as dimensões de materiais flutuantes na água e/ou presentes na areia, como isopor, plásticos, ou qualquer outro tipo de resíduo sólido observável a olho nu ou com o auxílio de lupas e microscópios (Farias *et al.* 2018);
- Lazer e esporte: as praias são ambientes tradicionais de lazer e prática de esportes. Logo, mensurar a quantidade de frequentadores e as atividades desenvolvidas nesses locais é elemento fundamental de gestão. Nesse parâmetro, são considerados a densidade de pessoas e o potencial efeito deletério da presença delas sobre a qualidade ambiental da praia (Phillips & House 2009);

- Embarcações e estruturas de apoio náutico: quantifica e avalia os possíveis impactos do transporte náutico e estruturas associadas, garantindo a segurança e o ordenamento da praia. Devem ser avaliados o número de embarcações, além do porte e do tipo de uso, e a presença de píeres, rampas flutuantes e outras instalações náuticas. Cabe salientar que as estruturas de apoio náutico podem provocar modificações na dinâmica natural da área, bem como fornecer substratos de fixação para organismos e alterar as relações tróficas do local. Já as embarcações podem emitir resíduos de combustíveis fósseis, tinta náutica e incrementar a emissão de ruído na coluna d'água (Byrnes & Dunn 2020);
- Balneabilidade: nas praias urbanas, é a principal variável considerada para fins de análise ambiental, estando vinculada a impactos antrópicos. No Brasil, a classificação das praias quanto à sua balneabilidade é dada com relação à presença e densidade de coliformes fecais, microrganismos indicadores de contaminação sanitária. A ocorrência de coliformes usualmente está correlacionada com a inexistência de sistemas de coleta e disposição dos despejos domésticos nas proximidades, presença de córregos desembocando no mar, fisiografia da praia, frequência de chuva e regime de maré (Piwowarczyk *et al.* 2013).

**Quadro 1.** Classificação das praias urbanas por nível de ocupação.

Tipologia das praias urbanas	Elementos de caracterização
Praia urbana deteriorada	Regiões com elevado nível de ocupação de construções e/ou população e expressivos níveis de contaminação ambiental. Exemplos: centros de cidades (médias, grandes ou metrópoles), áreas portuárias, distritos industriais etc.
Urbana residencial ou turística adensada	Terrenos da beira-mar com construções verticalizadas e elevada ocupação de construções e população. Exemplos: bairros residenciais metropolitanos ou de grandes cidades, centro de cidades turísticas etc.
Urbana residencial ou turística	Terrenos da beira-mar ocupados, moderada ocupação e possível contaminação. Exemplos: bairros residenciais de cidades médias, centro de pequenas cidades turísticas etc.
Suburbana consolidada	Terrenos de beira-mar ocupados, médio adensamento de população, antigas áreas de segunda residência transformadas em residenciais, paisagem formada com antropismo, possível contaminação. Exemplos: fronteira urbana das metrópoles e das grandes e médias cidades.

Fonte: modificado de Brasil (2002).

Cabe salientar que a elaboração e implementação de critérios de qualidade ambiental em zonas costeiras constam da Agenda 2030 como instrumentos fundamentais para uso e gestão sustentáveis dessas áreas<sup>4</sup>. De fato, a avaliação da qualidade ambiental das praias expressa possíveis divergências entre o que se observa e o que seria o ideal, podendo assim subsidiar ações adequadas de manejo (Araújo & Costa 2008).

A permanente avaliação dos indicadores é um imperativo em praias urbanas, uma vez que estas tendem a sofrer pressões antrópicas permanentes. Segundo Suciú *et al.* (2017), a ação antrópica sobre ambientes costeiros tende a perturbar as condições naturais e desencadear conflitos entre os aspectos econômicos e ambientais. Notadamente, impactos como poluição, destruição de habitats,

<sup>4</sup> Para mais detalhes, ver: <http://www.agenda2030.com.br/>. Acesso em: maio/2021.

degradação da vegetação nativa e erosão costeira em geral são os problemas mais comuns em praias urbanas (Silva *et al.* 2018).

A literatura sugere que os usuários comumente procuram três elementos numa praia urbana: segurança, limpeza e saúde ecossistêmica (Giorgio *et al.* 2018). Conforme Landry & Hindsley (2011), a maioria das pessoas faz uso passivo da praia, utilizando seu espaço para tomar banho de sol e contemplar o ambiente. Essa demanda, embora preze pela oferta por alguns serviços básicos de infraestrutura, prioriza a busca por espaços livres na zona de praia (Landry & Hindsley 2011).

Praias com melhores condições ambientais tendem a atrair grupos de usuários que valorizam grandemente as características naturais da praia, priorizando a beleza cênica em vez da infraestrutura (Roca & Villares 2000), enquanto outros grupos preferem comodidade (por exemplo, serviços de hotéis e bares), o que demonstra divergência de interesse entre os usuários. Entretanto, notadamente, os usuários convergem no que se refere a suas preocupações: segurança e salubridade das praias (Araújo & Costa 2008). Entre tomadores de decisões e pesquisadores também há nítido descompasso, uma vez que normalmente apenas o segundo grupo está preocupado em resolver desafios correlatos aos efeitos das ações antrópicas e das mudanças climáticas sobre a variabilidade hidrossedimentológica das praias, alterações nos serviços ecossistêmicos e perda da diversidade biológica (Silva *et al.* 2007).

## Ferramentas de gestão

Segundo Scherer (2013), duas iniciativas destacam-se como instrumentos legais de gestão eficaz das praias. Se considerado o processo político/administrativo, cabe mencionar uma iniciativa governamental pautada pela participação cidadã, o Projeto de Gestão Integrada da Orla Marítima; e outra de base não governamental, mas com participação governamental, o Programa Bandeira Azul. Segue uma súmula das observações feitas por Scherer (2013) sobre essa temática.

### O Projeto Orla

O Projeto de Gestão Integrada da Orla Marítima (Projeto Orla), estabelecido como um instrumento do Programa Nacional de Gerenciamento Costeiro (Gerco), busca auxiliar no ordenamento da orla terrestre e marinha, na regularização fundiária e na reafirmação de competências de gestão desse espaço (Decreto Federal n.º 5.300, de 2004) (Brasil 2002).

A convergência entre as políticas ambiental, patrimonial e urbana no trato dos espaços litorâneos e o diálogo entre os três níveis de governo e a sociedade, com base nas premissas função socioambiental da orla e livre acesso à praia, é a tônica do Projeto Orla. Segundo Brasil (2019), este é o único instrumento do Gerco que de fato apresenta participação popular no processo de gestão.

O Projeto Orla estende-se além do ambiente praial, adentrando no mar até a profundidade de 10 m (podendo variar, dependendo do local) e na terra passando dos limites das áreas da União, da praia e dos terrenos de Marinha (Brasil 2002). Ele avança nas áreas de competência municipal, chegando a 200 m desde a linha de costa, em áreas não urbanizadas. Cabe salientar que o Plano Diretor Municipal deve observar as diretrizes do Gerco e do Projeto Orla (Brasil 2002).

Deve-se estar atento também que o pacto entre União, município e usuários sobre os usos pretendidos na orla não pode sobrepor-se à legislação existente ambiental (por exemplo: áreas de preservação permanente), ou regras de usos da praia (por exemplo: proibição de usos privados na faixa de areia). A metodologia do Projeto Orla é baseada em oficinas municipais participativas, trazendo por meio destas os cenários desejados para a região contemplada, definindo mais direitos e deveres de todos os partícipes (Scherer 2013).

O Projeto Orla tem uma metodologia bem concebida, abrangendo participação pública no diagnóstico e planejamento das atividades na zona costeira, mas carece de recursos financeiros e humanos. Além disso, não deve substituir o Gerco do município, uma vez que possui atuação espacialmente mais restrita e, por consequência, não analisa os diversos fatores que podem influenciar

nas praias (problemas inerentes às bacias hidrográficas, por exemplo) nem todos os atores envolvidos (Brasil 2002).

Em 2015 foi publicada a Lei n.º 13.240, que transfere da Superintendência do Patrimônio da União para os municípios a gestão das praias marítimas urbanas e não urbanas de seu território, inclusive as áreas de bens de uso comum com exploração econômica (BRASIL 2015). As cidades signatárias deverão, pelo presente termo, incluir o município no calendário de atuação do Projeto Orla, bem como atender a uma série de compromissos que assegurem o uso sustentável desses ambientes.

### **O Programa Bandeira Azul**

O Programa Bandeira Azul, ou Blue Flag, é um selo ecológico voluntário criado nos anos 1980 pela Foundation for Environmental Education (FEE), uma organização não governamental cujo objetivo é fomentar o desenvolvimento sustentável de praias e marinas. Para tanto, é preciso adotar uma série de medidas que englobam monitoramento e manutenção da qualidade da água, educação ambiental, segurança e outros serviços (Bandeira Azul Brasil 2021). Até o presente, mais de 4.500 praias e marinas ao redor do mundo já foram certificadas, estando a maior concentração delas no continente europeu (Figura 3).

A iniciativa foi originalmente criada por alguns municípios costeiros da França nos anos 1980 com o propósito de assegurar a balneabilidade de algumas poucas praias, e o seu sucesso levou a FEE a elevar os critérios para a obtenção da Bandeira Azul na Europa. Posteriormente, a organização adotou um sistema de critérios que, com algumas variações, passou a ser replicado mundo afora (Bandeira Azul Brasil 2021).

No Brasil, o Programa Bandeira Azul encontra-se vigente há mais de 15 anos e conta com a participação de diversas instituições e atores que estão diretamente envolvidos com ele (IAR 2021). A certificação é outorgada ao município em que estão localizadas as praias que cumpriram todos os requisitos. Na Bandeira Azul, há distintos critérios de análise ambiental das praias, estando estes divididos de acordo com as características da região estudada (Merino & Prats 2020).



Fonte: disponível em: <https://www.0blueflag.global/>. Acesso em: maio/2021.

**Figura 3.** Distribuição global (pontos em azul) das praias certificadas pelo Programa Bandeira Azul.

Diferentemente do Projeto Orla, o Programa Bandeira Azul para praias é de caráter voluntário e não governamental, dedicando-se somente às áreas de uso público, não analisando a ocupação de áreas privadas nem o desenvolvimento urbano diretamente (Scherer 2013), no entanto a urbanização

desordenada pode afetar a qualidade da água da praia, por exemplo. Assim, indiretamente o Programa Bandeira Azul analisa o tipo de tratamento dado aos efluentes e resíduos da comunidade que vive perto da praia em questão.

O Programa Bandeira Azul, por meio do incentivo da certificação, promove melhorias na gestão das praias, tais como: cumprimento da legislação ambiental, instalação de equipamentos de uso público e imposição de acesso livre. Para além desses critérios, o programa exige a implementação de outras dezenas de premissas (Mir-Gual *et al.* 2015).

Salienta-se que o Programa Bandeira Azul foi concebido para países desenvolvidos tendo como premissa a preexistência de uma jurisprudência clara e com definição estável de competências. Porém, no Brasil, o programa tem sérias dificuldades em se desenvolver, dado o histórico descaso com os atuais e futuros desafios de sustentabilidade. Assim, mesmo o Programa Bandeira Azul estando presente no país desde 2006, sua atuação é simbólica, diferentemente do que ocorre em países da Europa.

## Considerações finais

A avaliação da qualidade ambiental é uma ferramenta estratégica de gestão, uma vez que considera uma abordagem multicritério cuja premissa é maximizar a experiência socioambiental do usuário, utilizando, para tanto, uma abordagem convergente entre ambiente + ação antrópica.

Releva salientar que os critérios de análise para qualidade ambiental variam de acordo com as especificidades da localidade avaliada, sendo estas, portanto, flexíveis às realidades encontradas por usuários distintos. Entretanto os estudos evidenciam a necessidade de conhecer a demanda da população e os limites de pressão toleráveis pela zona costeira, devendo este último ser amplamente dialogado com os usuários locais e flutuantes.

Os autores deste capítulo entendem que a qualidade ambiental das praias urbanas é uma condição importante para o bem-estar da sociedade, razão pela qual urge a necessidade de melhor compreender as condições ambientais e sociais das praias urbanas, dado que informações são parte de um sistema que deve nortear as tomadas de decisão de gestão costeira integrada que contemple a harmonia dinâmica entre conservação do meio ambiente e capitalismo.

## Agradecimentos

Esta produção bibliográfica é parte do projeto ProPraias: Qualidade Ambiental das Praias do Brasil e Caribe (NPP2015010003752).

## Referências

Adão NML & Polette M. 2016. Sistema de indicadores de qualidade ambiental urbana para metrópoles costeiras (SIMeC): uma proposta de instrumento de análise territorial. *Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais*, 18: 325-342.

Araújo MCB & Costa MF. 2008. Environmental quality indicators for recreational beaches classification. *Journal of Coastal Research*, 24(6): 1439-1449.

Ariza E, Jiménez JA & Sardá R. 2008. A critical assessment of beach management on the Catalan coast. *Ocean & Coastal Management*, 51: 141-160.

Bandeira Azul Brasil. 2021. Prêmio internacional para praias, marinas e embarcações de turismo. Disponível em: <http://bandeiraazul.org.br/>. Acesso em: março/2021.

- Barchyn TE & Hugenholtz CH. 2012. A process-based hypothesis for the barchans-parabolic transformation and implications for dune activity modelling. *Earth Surf Process Landforms*, 37(13): 1456-1462.
- Botero C, Pereira C, Tomic M & Manjarrez G. 2015. Design of an index for monitoring the environmental quality of tourist beaches from a holistic approach. *Ocean & Coastal Management*, 108: 65-73.
- Brasil. 2015. Lei n.º 13.240, de 30 de dezembro de 2015. Dispõe sobre a administração, a alienação, a transferência de gestão de imóveis da União e seu uso para constituição de fundos. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2015-2018/2015/Lei/L13240.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2015-2018/2015/Lei/L13240.htm). Acesso em: abril/2019.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. 2019. Gerenciamento costeiro no Brasil. Brasil: Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/gestao-territorial/gerenciamento-costeiro>. Acesso em: abril/2019.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. 2002. Projeto Orla: fundamentos para gestão integrada. Brasil: Ministério do Meio Ambiente/Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Disponível em: <https://bibliotecadigital.economia.gov.br/handle/777/199>. Acesso em: março/2021.
- Byrnes TA & Dunn RJK. 2020. Boating- and shipping-related environmental impacts and example management measures: a review. *Journal of Marine Science and Engineering*, 8(908): 1-49.
- Cervantes O, Espejel I, Arellano E & Delhumeau S. 2008. Users' perception as a tool to improve urban beach planning and management. *Environmental Management*, 42: 249.
- Christoulas DG & Andreadakis AD. 1995. Application of the EU bathing water directive to the design of marine sewage disposal systems. *Water Science Technology*, 32(2): 53-60.
- Dvarskas A. 2017. Dynamically linking economic models to ecological condition for coastal zone management: application to sustainable tourism planning. *Journal of Environmental Management*, 188: 163-172.
- Farias EGG, Preichardt PR & Dantas DV. 2018. Influence of fishing activity over the marine debris composition close to coastal jetty. *Environmental Science and Pollution Research*, 25: 16246-16253.
- Giorgio A, Bolívar-Anillo HJ, Hernando SM, Andres VDD & Lucia LDO. 2018. Coastal tourism importance and beach users' preferences: the "big fives" criteria and related management aspects. *Journal of Tourism & Hospitality*, 7(2): 1-2.
- Hall CM. 2001. Trends in ocean and coastal tourism: the end of the last frontier? *Ocean & Coastal Management*, 44: 601-618.
- Instituto Ambientes em Rede (IAR). 2021. Portal. Disponível em: <http://iarbrasil.org.br/>. Acesso em: março/2021.
- Jurado E, Dantas AG & Silva CP. 2009. Coastal zone management: tools for establishing a set of indicators to assess beach carrying capacity (Costa del Sol – Spain). *Journal Coastal Research*, 56: 1125-1129.
- Lai S, Lynette HLL, Hilton MJ, Bouma TJ & Todd PA. 2015. The effects of urbanization on coastal habitats and the potential for ecological engineering: a Singapore case study. *Ocean & Coastal Management*, 103: 78-85.

- Landry CE & Hindsley P. 2011. Valuing beach quality with hedonic property models. *Land Economics*, 87(1): 92-108.
- Londoño G, Murillo E. 2018. Variabilidad espacio-temporal del nivel del mar en la costa del Caribe colombiano. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Oceanográfica), Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia.
- Merino F & Prats MA. 2020. Sustainable beach management and promotion of the local tourist industry: can blue flags be a good driver of this balance? *Ocean & Coastal Management*, 198: 105359.
- Micallef A & Williams AT. 2004. Application of a novel approach to beach classification in the Maltese islands. *Ocean & Coastal Management*, 47: 225-242.
- Mir-Gual M, Pons GX, Martín-Prieto JA & Rodríguez-Perea A. 2015. A critical view of the Blue Flag beaches in Spain using environmental variables. *Ocean & Coastal Management*, 105: 106-115.
- Organização Mundial da Saúde (OMS). 2003. Guidelines for safe recreational environments. Geneva: Organização Mundial da Saúde. v. 1. Disponível em: [https://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/publications/srwe1/en/](https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/srwe1/en/). Acesso em: março/2021.
- Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC). 2013. Climate change 2013: summary for policymakers, technical summary and frequently asked questions. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>. Acesso em: março/2021.
- Pendleton L, Martin N & Webster D. 2001. Public perceptions of environmental quality: a survey study of beach use and perceptions in Los Angeles County. *Marine Pollution Bulletin*, 42(11): 1155-1160.
- Phillips MR, House C. 2009. An evaluation of priorities for beach tourism: case studies from South Wales, UK. *Tourism Management*, 30: 176-183.
- Pires PS. 2005. Capacidade de carga como paradigma de gestão dos impactos da recreação e do turismo em áreas naturais. *Turismo em Análise*, 16: 5-28.
- Piwowarczyk J, Kronenberg J & Dereniowska MA. 2013. Marine ecosystem services in urban areas: do the strategic documents of Polish coastal municipalities reflect their importance? *Landscape Urban Planning*, 109: 85-93.
- Quesada-Román A & Pérez-Briceño P. 2019. Geomorphology of the Caribbean coast of Costa Rica. *Journal of Maps*, 15: 363-371.
- Roca E, Villares M. 2000. Public perceptions for evaluating beach quality in urban and seminatural environments. *Ocean Coastal & Management*, 51: 314-329.
- Scherer M. 2013. Gestão de praias no Brasil: subsídios para uma reflexão. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 13: 3-13.
- Schlacher T & Thompson L. 2008. Physical impacts caused by off-road vehicles to sandy beaches: spatial quantification of car tracks on an Australian barrier island. *Journal of Coastal Research*, 24: 234-242.

Sigren JM, Figlus J & Armitage AR. 2014. Coastal sand dunes and dune vegetation: restoration, erosion, and storm protection. *Shore & Beach*, 84: 5-12.

Silva CP, Alves F & Rocha R. 2007. The management of beach carrying capacity: the case of Portugal. *Journal of Coastal Research*, 50: 135-139.

Silva TS, Corrêa ALT, Cardoso ÁTP & Malinconico N. 2018. Comparação de Indicadores de Qualidade Ambiental da praia em Boa Viagem (Pernambuco) nos anos de 2008 e 2018. *Revista Geama*, 4: 28-37.

Souza CRG. 2009. A erosão costeira e os desafios da gestão costeira no Brasil. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 9: 17-37.

Suciu MC, Tavares DC, Costa LL, Silva MCL & Zalmon IR. 2017. Evaluation of environmental quality of sandy beaches in southeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 119(2): 133-142.

Vaz B, Williamns AT, Silva CP & Phillips M. 2009. The importance of user's perception for beach management. *Journal of Coastal Research*, 56: 1164-1168.

CAPÍTULO

# 3



# Proposta de indicadores para o monitoramento da qualidade ambiental do município de Camboriú (SC)

Jorge Amaro Bastos Alves, Dr.<sup>1\*</sup>  
Fernando Andreacci, Dr.<sup>2</sup>  
Raquel de Souza Claudino, Dra.<sup>3</sup>  
Patrícia Trentin Colzani, Dra.<sup>4</sup>  
Maria Amélia Pellizzetti, Dra.<sup>5</sup>  
Alexandre Prazeres, Me.<sup>6</sup>  
Paulo Henrique Santos, Me.<sup>7</sup>  
Adão Daniel da Silva, Me.<sup>8</sup>  
Adriana de Campos Cestari Rudolf, Ma.<sup>9</sup>  
Marcus Polette, Dr.<sup>7</sup>  
\*Autor para correspondência: [jb.alves@protonmail.com](mailto:jb.alves@protonmail.com)

## Introdução

O rápido desenvolvimento socioeconômico dos últimos anos verificado em Camboriú, município catarinense localizado a 90 quilômetros ao norte da capital Florianópolis, tem exercido certa pressão no ambiente. Para analisar a situação ambiental do município, elaborou-se neste estudo um sistema de indicadores seguindo o modelo causa e efeito utilizado pela Agência Europeia do Ambiente (AEA) conhecido como *driver-pressure-state-impact-response* (DPSIR), cujos componentes abrangem força motriz, pressão, estado, impacto e resposta, que permitiu descrever as interações entre a sociedade e o meio ambiente.

---

<sup>1</sup> Conselho Regional de Economia (Corecon), Santa Catarina.

<sup>2</sup> Conselho Regional de Biologia terceira Região (CRBio-03).

<sup>3</sup> Centrais Elétricas de Santa Catarina (Celesc).

<sup>4</sup> Escola de Arte, Comunicação e Hospitalidade e Escola do Mar, Ciência e Tecnologia da Universidade do Vale do Itajaí (Univali).

<sup>5</sup> Instituto Federal Catarinense (IFC), *Campus* Camboriú, Santa Catarina.

<sup>6</sup> Prefeitura de Itajaí, Santa Catarina.

<sup>7</sup> Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade do Vale do Itajaí (PPCTA/Univali).

<sup>8</sup> Ordem dos Advogados do Brasil (OAB), Santa Catarina.

<sup>9</sup> JB World Entretenimento.

O objetivo ao construir esse conjunto de indicadores consistiu em entender a realidade local e em usá-los continuamente no monitoramento da qualidade ambiental de Camboriú. Nesse aspecto, salienta-se que os indicadores são um importante instrumento para o processamento de informações múltiplas e dispersas, o que possibilita a leitura gráfica de uma realidade complexa e sistêmica como é o meio ambiente.

O levantamento dos principais indicadores econômicos, sociais e ambientais passíveis de serem aplicados foi feito por meio de revisão da literatura disponível nas bases de dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e do Instituto de Pesquisas Econômicas Aplicadas (Ipea). Foram elencadas e sistematizadas listagens de indicadores presentes em publicações científicas recentes que versavam sobre o emprego desses instrumentos na gestão ambiental municipal.

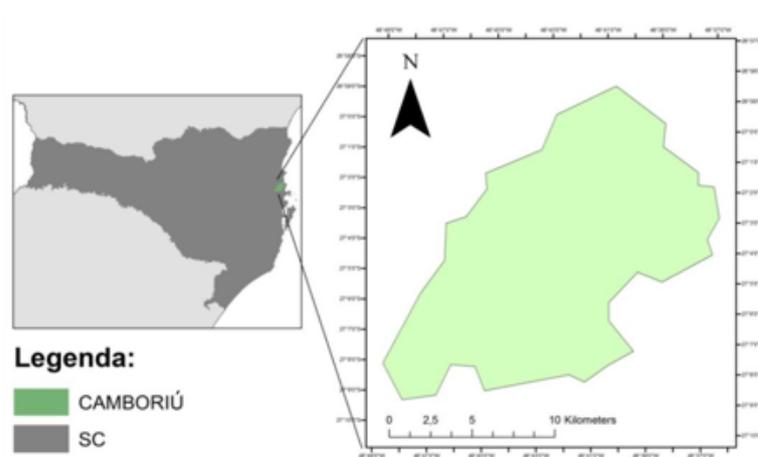
Levando-se em conta a relevância, a complexidade e o aspecto sistêmico dos problemas ambientais, este estudo enfatiza a importância de se levantar indicadores do ambiente, pois são significativos fundamentos de referência para analisar e avaliar a qualidade do ambiente de Camboriú. Dessa maneira, podem-se observar com precisão as relações entre os diversos fatores ambientais. Não obstante, cabe destacar que existem poucos estudos acerca do município em questão.

A aplicação de indicadores no modelo de causa e efeito DPSIR em Camboriú se mostrou satisfatória em fornecer respostas para os principais problemas apontados neste estudo, especialmente por ser possível qualificar e quantificar informações de caráter socioambiental e econômico, as quais poderão servir de suporte para decisões em relação aos problemas ambientais levantados.

Para atingir o objetivo proposto e facilitar a compreensão, estruturou-se este artigo em cinco seções, além desta introdução. A segunda seção aborda a área de estudo fazendo uma análise do município de Camboriú, e a terceira seção traz uma explanação sobre indicadores e sua correlação com o estudo do meio ambiente. A quarta seção trata de explicitar o modelo DPSIR, e na seção subsequente se explica a aplicação desse modelo no município de Camboriú. Por fim, na última seção, apresentam-se as considerações finais.

## O município de Camboriú (SC)

O município de Camboriú localiza-se no litoral norte do estado de Santa Catarina, a 90 km da capital Florianópolis, à altitude média de 8 metros. Seu relevo é caracterizado por planícies cercadas por montanhas e trechos de relevo ondulado (Figura 1) (Urban 2008).



Fonte: primária (2017).

**Figura 1.** Localização do município de Camboriú (SC).

A colonização em Camboriú ocorreu na segunda década do século XIX, tendo começado no Canto Norte da Praia, seguindo para a localidade hoje conhecida como Barra, onde foi criado o município de Camboriú. Pertencente, de início, a Porto Belo, integrou mais tarde o território de Itajaí, até a data de sua emancipação, 5 de abril de 1884 (PMC 2017).

O então bairro da Praia de Camboriú logo passou a receber visitantes de outras regiões catarinenses e mais tarde dos demais estados, desenvolvendo-se rapidamente, até se tornar distrito. Por causa do grande crescimento do turismo e do setor imobiliário e, além disso, em virtude de a maior representação da câmara municipal ser dali, foi apresentado em 1952 um projeto de lei para emancipação do distrito da Praia de Camboriú. Em 20 de julho de 1964 se deram a emancipação e a fundação do município de Balneário Camboriú (PMC 2017), fato que fez com que a cidade de Camboriú entrasse em declínio, agravado também pela transferência da Comarca de Camboriú para o novo município. Outro fator negativo à época foi a construção da rodovia BR 101, a qual contribuiu para isolar Camboriú de Balneário Camboriú (PMC 2017).

No que tange à cobertura vegetal hoje existente no município, esta é composta de vegetação herbácea caracterizada por arbustos e gramíneas espalhados nas planícies. Nas planícies as gramíneas geralmente compõem as pastagens e as áreas de rizicultura, sendo encontrados também cultivos de hortaliças, entre outros. As edificações e construções são unifamiliares e pequenas quando comparadas ao tamanho da propriedade (Figuras 2 e 3).



Fonte: foto de Paulo Henrique Santos.

**Figura 2.** Área rural de Camboriú (SC).



Fonte: foto de Paulo Henrique Santos.

**Figura 3.** Cultivo de arroz em Camboriú (SC).

A vegetação na área periurbana é caracterizada por campos com poucos arbustos e árvores isoladas. As áreas planas são utilizadas para cultivo de hortaliças, cereais e criação de pequenos animais, basicamente voltados para consumo familiar. As residências são unifamiliares e com poucas edificações (Figuras 4 e 5) (Comerlato 2012).



Fonte: foto de Paulo Henrique Santos.

**Figura 4.** Povoamento rural em área periurbana de Camboriú (SC).



Fonte: foto de Paulo Henrique Santos.

**Figura 5.** Área periurbana de Camboriú (SC).

Já na área urbana, observa-se pouca vegetação, na grande maioria não oriunda do local, além da presença de unidades multifamiliares, com densidade demográfica mais elevada quando comparada à das demais paisagens (Figuras 6 e 7).



Fonte: foto de Paulo Henrique Santos.

**Figura 6.** Edifícios na área urbana de Camboriú (SC).



Fonte: foto de Paulo Henrique Santos.

**Figura 7.** Vista da área urbana de Camboriú (SC).

Camboriú sofreu notadamente nas últimas três décadas algumas mudanças estruturais na economia que impactaram na forma de vida da população, marcadas pela crescente urbanização e densificação demográfica. Sobre isso, o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUE 2002) destaca que a zona costeira, região onde se localiza o município de Camboriú, é onde as pressões antropogênicas são mais concentradas, e os conflitos de uso da terra, existentes e potenciais, mais críticos.

Nesse contexto, importante frisar que no fim dos anos 1980 a cidade experimentou um surto de crescimento impulsionado pelo alto custo de vida de Balneário Camboriú, fato que fez com que surgissem novos bairros, como Monte Alegre, Conde de Vila Verde, Taboleiro e Areias, antes rurais. A industrialização foi estimulada com a criação dos distritos industriais do Cedro e do Taboleiro. Atualmente, suas principais atividades econômicas são o comércio, indústria, serviços, agropecuária, mineração de granito e mármore, turismo ecológico e rural. No setor primário da economia, predomina o cultivo de arroz irrigado, e em menor escala se tem a produção de milho, frutas, hortaliças, feijão, aipim e outras de menor representatividade. Na pecuária, há criação de bovinos, suínos, caprinos, ovinos e aves, tanto de corte quanto para a produção de ovos. Seu parque industrial é composto de indústrias de cerâmica para produção de telhas e tijolos, madeireira, metalúrgica, concreteiras, móveis e têxteis, plantações de *pinus* e eucalipto para o setor madeireiro, além de fontes de água mineral.

Em razão do processo de conurbação com Balneário Camboriú, consequência da unificação da malha urbana das duas cidades, pode-se observar no município o desenvolvimento de novas formas de estruturação do espaço urbano, que muitas vezes resulta num processo de urbanização desordenada, que é considerada um dos maiores vetores de pressão sobre os recursos ambientais.

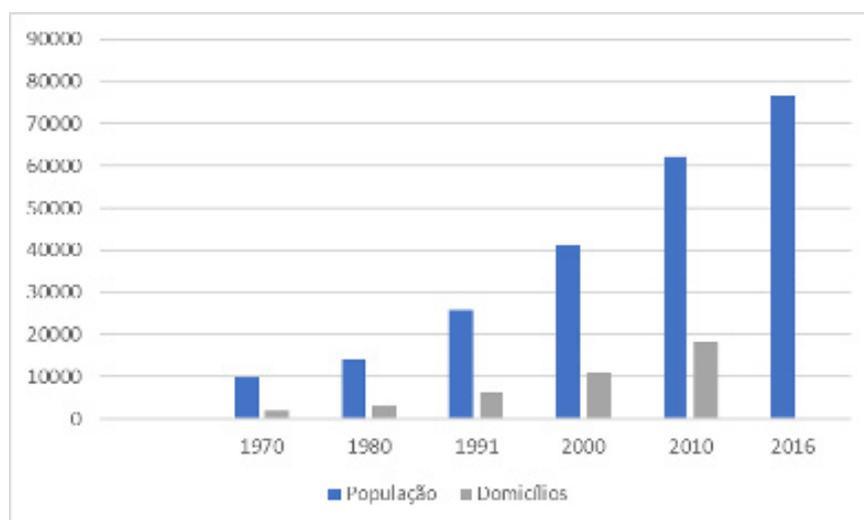
Atinente a isso, Balneário Camboriú caracteriza-se pela forte vocação imobiliária, conhecida por seus exuberantes complexos habitacionais. Contudo, em decorrência do elevado grau de urbanização municipal, da indisponibilidade de terras e da especulação imobiliária, elevando demasiadamente o preço dos imóveis, a expansão imobiliária alcançou áreas mais periféricas, nesse caso o município de Camboriú. Logo, este tem vivido um enorme crescimento populacional e econômico. Entre 2000 e 2010, o município apresentou crescimento na ordem de 54,47% (IBGE 2000, 2010). Os dados do censo de 2010 revelam que o município atingiu taxa média anual de crescimento na ordem de 5,05% ano, enquanto no município vizinho de Balneário Camboriú o crescimento foi inferior, na ordem de 4,71%. De qualquer maneira, ambos exibem taxas muito superiores às médias estadual (1,66%) e nacional (1,23%), demonstrando o elevado crescimento populacional da região. O Quadro 1 mostra a evolução da densidade demográfica do município.

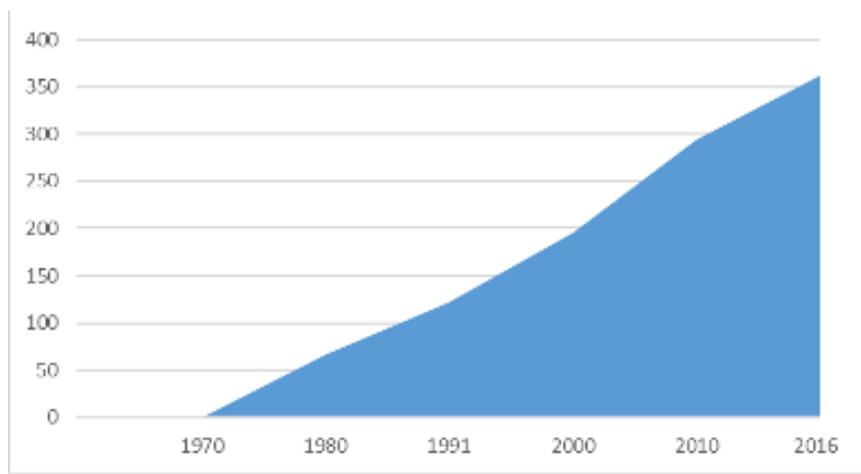
**Quadro 1.** Dados populacionais do município de Camboriú (SC).

	População (habitantes)	Varição do crescimento populacional (%)	Domicílios (unidades)	Área (km <sup>2</sup> )	Densidade (hab./km <sup>2</sup> )
1970	9.862	-	1.812	-	-
1980	14.038	42,3	3.060	211,6	66,34
1991	25.806	83,9	6.255	211,6	121,96
2000	41.445	60,7	10.889	211,6	195,86
2010	62.361	50,4	18.285	211,6	293,68
2016	76.592	22,9	-	211,6	361,97

Fonte: IBGE (2010).

Observando-se o Quadro 1, constata-se que o período de maior pico de crescimento populacional se deu nos anos de 1980, quando a variação de crescimento atingiu quase 84%. Na década seguinte a população também cresceu consideravelmente, tendo variado 60,7%. Essas duas décadas representaram acréscimo populacional no município de 39.844 habitantes, o que equivale a 52% da população atual. Para os próximos 20 anos, conforme mostrado nos Gráficos 1 e 2, estima-se que a população chegue a 140 mil habitantes, atingindo então a densidade demográfica de 661,63 habitantes/km<sup>2</sup> (PMC 2017).

**Gráfico 1.** Evolução populacional e de domicílios de Camboriú (SC).



\*Estimativa do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

Fonte: IBGE (2010).

**Gráfico 2.** Densidade demográfica de Camboriú (SC).

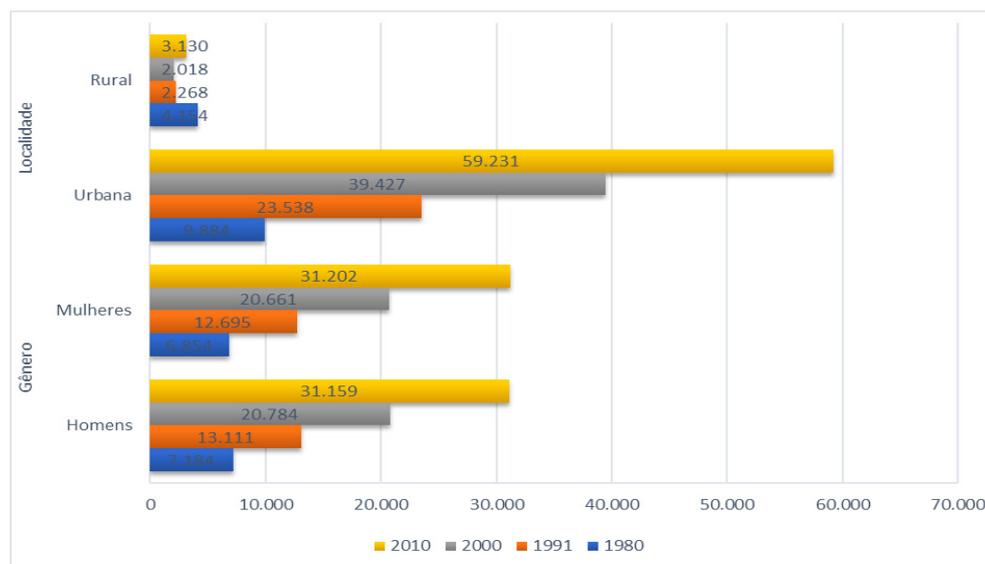
Destaca-se ainda que atualmente a população urbana é predominante no município. Na década de 1980 até 1991 ocorreu uma migração mais acentuada proveniente da área rural, cuja variação alcançou 138,2%. Quanto a gênero, observa-se equilíbrio entre homens e mulheres ao longo dos anos de 1980 a 2010 (Tabela 1).

**Tabela 1.** Participação relativa da população por localização de domicílio e gênero, em Camboriú (SC), no período de 1980 a 2010.

Ano	Gênero				Localidade			
	Homens	% de variação	Mulheres	% de variação	Urbana	% de variação	Rural	% de variação
1980	7.184	-	6.854	-	9.884	-	4.154	-
1991	13.111	82,50	12.695	85,20	23.538	138,20	2.268	-45,50
2000	20.784	58,50	20.661	62,70	39.427	67,50	2.018	-11,00
2010	31.159	49,90	31.202	51	59.231	50,20	3.130	55,10

Fonte: censos demográficos 1980, 1991, 2000 e 2010 (IBGE 2010).

No Gráfico 3, veem-se o equilíbrio constante ao longo das décadas entre os gêneros no município e os altos índices de urbanização, notadamente entre as décadas de 1990 e 2000, contrastando com a queda de 45,5% da população rural no mesmo período.



Fonte: censos demográficos 1980, 1991, 2000 e 2010 (IBGE 2010).

**Gráfico 3.** Evolução populacional por gênero e localidade de Camboriú (SC).

Outro dado importante que corrobora o aumento da densidade demográfica no município é o crescente número de ligações elétricas fornecidas pela Centrais Elétricas de Santa Catarina (Celesc 2017)<sup>10</sup> entre os anos de 1993 e 2016, conforme Quadro 2.

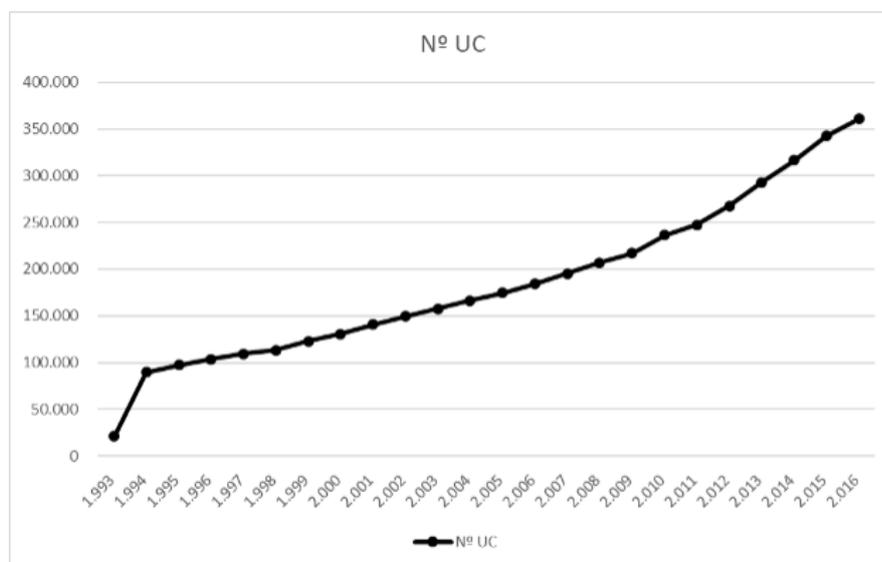
**Quadro 2.** Número de ligações elétricas fornecidas pela Centrais Elétricas de Santa Catarina (Celesc).

Classe de consumo	Ano												
	1993	1995	1997	1999	2001	2003	2005	2007	2009	2011	2013	2015	2016
Residencial	18.138	83.059	92.918	105.504	121.241	134.941	149.452	166.256	184.053	209.699	249.457	293.780	310.165
Industrial	629	3.705	4.660	5.114	6.162	7.511	8.097	10.303	12.141	15.202	18.505	20.280	20.498
Comercial	1.057	5.160	6.295	7.240	8.366	9.544	10.853	12.552	14.415	16.027	17.827	21.268	23.268
Rural	1.193	4.728	4.572	4.421	4.331	4.593	5.020	5.318	5.385	5.432	5.547	5.412	5.345
Poder Público	150	626	731	796	848	887	917	1.047	1.035	1.022	1.358	1.556	1.452
Iluminação pública	3	12	12	12	12	12	12	22	24	24	14	12	12
Serviço público	6	36	43	49	49	60	58	12	12	37	23	44	184
Consumo próprio	3	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
<b>Total geral</b>	<b>21.179</b>	<b>97.338</b>	<b>109.243</b>	<b>123.148</b>	<b>141.021</b>	<b>157.560</b>	<b>174.421</b>	<b>195.522</b>	<b>217.077</b>	<b>247.455</b>	<b>292.743</b>	<b>342.364</b>	<b>360.936</b>

Fonte: Celesc (2017).

<sup>10</sup> Dados obtidos na administração central da empresa, em Florianópolis.

O Gráfico 4 mostra a rápida evolução das ligações elétricas detalhadas no Quadro 2.



UC: unidade consumidora.

Fonte: Celesc (2017).

**Gráfico 4.** Número total de ligações elétricas no município de Camboriú (SC).

Além do crescimento populacional, Camboriú também apresenta larga expansão econômica e melhora de alguns aspectos sociais (Sebrae 2013), no entanto esse desenvolvimento pode trazer sérias consequências ao meio ambiente natural, principalmente quando não se tem a monitorização de sua qualidade ambiental.

## Qualidade ambiental e indicadores

Um indicador é uma medida que fornece uma pista para uma questão de maior significância ou torna perceptível uma tendência ou fenômeno que não é imediatamente detectável. Assim, o significado de um indicador estende-se para além do que é de fato medido, ou seja, para um fenômeno maior de interesse. Indicadores também fornecem informações de uma forma mais simples, mais facilmente compreensível do que as estatísticas, por vezes complicadas, ou outros tipos de dados econômicos ou científicos, porque implicam um modelo ou um conjunto de pressupostos que relaciona o indicador a fenômenos mais complexos (Hammond *et al.* 1995).

Trentin (2008) afirma que indicadores são instrumentos que permitem a percepção das condições de um objeto ou de uma situação de forma compreensível e comparável e podem ser utilizados como auxílio à gestão urbana, em seus diversos subprocessos – diagnóstico, planejamento, execução e controle. Um bom indicador “resume, quantifica e comunica informação relevante, tornando visíveis os fenômenos de interesse de maneira simplificada” (Pérez & Hernández, 2015, p. 2).

Embora a região costeira brasileira possua diversas políticas públicas que particularizam o processo de monitoramento como responsável por oportunizar o estado da qualidade ambiental e melhoria da qualidade de vida da população, tais medidas não estabelecem claramente os indicadores socioambientais a serem empregados de modo adequado na análise (Tischer & Polette 2015). Um dos fatores que contribuem para essa problemática, de acordo com Braga *et al.* (2004), é a dificuldade na obtenção de dados, tanto no que se refere à sua disponibilidade quanto à sua qualidade. Assim, para identificar tendências emergentes no desenvolvimento urbano e as consequências ambientais de tal processo de crescimento, é necessário recolher informações relacionadas aos diferentes aspectos do estado do ambiente a ser estudado e representá-los em formato adequado.

A respeito disso, destaca-se que no Brasil a falta de indicadores socioambientais tem sido um dos grandes desafios para as políticas públicas nessa área. Várias políticas públicas incidentes no litoral têm no processo de monitoramento o responsável por proporcionar o estado da qualidade ambiental e a melhoria da qualidade de vida da população. Ocorre, no entanto, que essas políticas públicas não definem de forma clara os indicadores socioambientais que poderiam compor posteriormente um relatório de qualidade socioambiental (Tischer 2013). Nesse sentido, Pereira & Pinto (2014, p. 363) ponderam:

Nas últimas décadas, o desenvolvimento social tem sido medido por meio de indicadores compostos, também denominados índices, amplamente utilizados pelos gestores públicos como subsídios para a formulação e a avaliação de políticas públicas, e como forma de estreitar a comunicação de suas ações à sociedade, especialmente num contexto em que é crescente a descentralização das ações governamentais e a importância do nível local no planejamento estratégico e na implementação dessas políticas.

Os primeiros indicadores sociais e ambientais surgiram na década de 1960, mas somente em 1980 apareceram as primeiras estatísticas mensurando aspectos de desenvolvimento social e ambiental que contribuíram tanto para a formulação de políticas públicas como para tomadas de decisão de atores públicos e privados, buscando descrever os resultados da interação antrópica no meio ambiente (Pérez & Hernández 2015).

Quando se trata de avaliar o meio ambiente, um indicador ambiental deve ter como objetivos representar um conjunto de informações acerca de fenômenos urbano-ambientais e ser capaz de expressar e comunicar, de forma clara e objetiva, características importantes desses fenômenos aos tomadores de decisão e à sociedade (Agra Filho *et al.* 2005). Isso porque, conforme Oliveira (1983 *apud* Machado 1997), a qualidade ambiental está intimamente ligada à qualidade de vida, tendo em vista que meio ambiente e vida são inseparáveis e que a qualidade do ambiente em que se vive interfere diretamente na qualidade de vida de quem o habita.

Para Lima e Amorim (2006), a qualidade ambiental das cidades não interfere apenas na vida e nas atividades de seus habitantes locais; ela também reflete nos contextos regional, estadual e nacional, e os problemas ambientais existentes resultam da soma de vários impactos locais em diferentes segmentos, tanto nas cidades como nas áreas rurais. Nesse contexto, constata-se que uma forma de medir a qualidade ambiental urbana de um local ou uma cidade é por meio de indicadores ambientais, que, conforme Kraemer (2004 *apud* Agra Filho *et al.* 2005), devem descrever de maneira simplificada informações e fenômenos complexos.

Assim, indicadores ambientais refletem o modo de produção e consumo de uma sociedade, podendo avaliar tendências e evoluções no consumo de recursos naturais, bem como os danos gerados ao meio ambiente em determinado período. Acerca disso, percebe-se a importância de estudos locais/regionais baseados em sistemas de indicadores que auxiliam nas tomadas de decisão por parte dos diversos atores envolvidos na questão ambiental no município e impactados por ela.

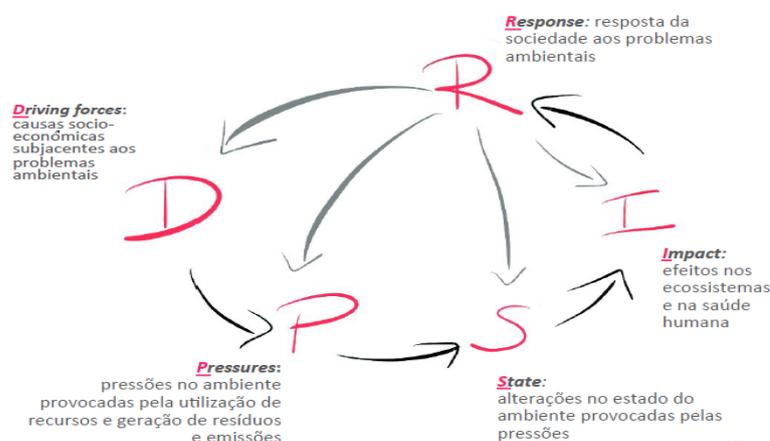
## O Modelo DPSIR

Com a crescente preocupação ambiental nas últimas décadas do século XX, inúmeros sistemas e modelos de indicadores surgiram. Entre eles, destaca-se o modelo DPSIR, acrônimo em inglês para força motriz, pressão, estado, impacto e resposta, que representa as relações de causa e efeito e avalia conjuntamente o tripé meio ambiente, economia e sociedade. Kemerich *et al.* (2014, p. 3729) afirmam: “Este modelo tem por objetivo fornecer informação sobre os diferentes elementos da cadeia DPSIR, demonstrar a sua interligação e avaliar a eficácia das respostas”. Assim, o modelo DPSIR reforça a relação entre as razões dos problemas ambientais, as consequências/os impactos e as respostas da sociedade, de forma integrada, considerando que as atividades econômicas e o comportamento humano afetam a qualidade ambiental (Lira 2008 *apud* Kemerich *et al.* 2014).

O sistema DPSIR, de acordo com Cammarrota & Pierantoni (2005), revela relações de causa e efeito de determinado local proporcionadas por atividades diversas que indivíduos e sociedade exercem sobre ele. Já Kristensen (2004) aponta para uma cadeia de relações causais iniciada com forças motrizes (setores econômicos, atividades humanas), por intermédio de pressões (emissões, resíduos), para os estados (físico, químico e biológico) e os impactos aos ecossistemas e à saúde humana, eventualmente levando a respostas políticas (priorização/definição de objetivos/indicadores). Entretanto, complementa o autor, descrever essa cadeia causal de forças motrizes a impactos e respostas é tarefa complexa, que tende a ser dividida em subtarefas, por exemplo, considerando a relação pressão e estado.

Nesse contexto, faz-se necessária uma visão clara e específica sobre:

- forças motrizes;
- pressões ambientais resultantes;
- estado do ambiente;
- impactos decorrentes de mudanças na qualidade ambiental;
- respostas societais a essas mudanças no ambiente (Figura 8).



DPSIR: acrônimo de força motriz, pressão, estado, impacto e resposta.

Fonte: adaptado de OECD (1994).

**Figura 8.** Avaliação ambiental integrada em uma estrutura DPSIR.

Para Gabrielsen & Bosch (2003), os indicadores para as forças motrizes descrevem a evolução social e demográfica e as mudanças nos estilos de vida, nos níveis globais de consumo e nos padrões de produção. Essas forças motrizes primárias<sup>11</sup> provocam mudanças nos níveis globais de produção e consumo que exercem pressão sobre o meio ambiente.

Os indicadores de pressão<sup>12</sup> descrevem a evolução da libertação de substâncias (emissões), os agentes biológicos e o uso de recursos e da terra por atividades humanas. As pressões exercidas pela sociedade são transportadas e transformadas em uma variedade de processos que se manifestam em mudanças nas condições ambientais.

<sup>11</sup> As principais forças motrizes são o crescimento populacional, as necessidades e atividades dos indivíduos (Gabrielsen & Bosch 2003).

<sup>12</sup> Exemplos de indicadores de pressão são as emissões de CO<sub>2</sub> por setor, a utilização de rocha, terra, cascalho e areia para a construção de estradas (Gabrielsen & Bosch 2003).

Os indicadores de estado<sup>13</sup> dão uma descrição da quantidade e qualidade dos fenômenos físicos (temperatura), biológicos (estoques de peixes) e químicos (concentrações atmosféricas de CO<sub>2</sub>) em determinada área. Por causa da pressão exercida sobre o ambiente, o estado<sup>14</sup> altera-se e, dessa forma, acarreta impactos sobre as funções do ambiente.

Os indicadores de impacto são utilizados para descrever mudanças nessas condições, embora os efeitos da mudança humana no ambiente ocorram em sequência: a poluição do ar pode causar mudanças no balanço de radiação (efeito primário, mas ainda um indicador de estado), o que pode, por sua vez, causar aumento na temperatura (efeito secundário e também indicador de estado), que pode provocar aumento do nível do mar (efeito terciário, porém mesmo assim um estado do ambiente). Apenas o último passo, a perda de biodiversidade, deve ser chamado de indicador de impacto<sup>15</sup>.

Já os indicadores de resposta<sup>16</sup> se referem a reações por grupos (e indivíduos) na sociedade, bem como tentativas do governo para prevenir, compensar, melhorar mudanças no ambiente ou adaptar-se a elas. Algumas respostas sociais podem ser entendidas como forças motrizes, porque visam redirecionar as tendências predominantes nos padrões de consumo e produção. Outras objetivam aumentar a eficiência dos produtos e processos, estimulando o desenvolvimento de tecnologias limpas (Gabrielsen & Bosch 2003).

Cabe salientar que, embora se possa considerar a estrutura DPSIR como uma análise descritiva com focos específicos sobre cada um dos elementos individuais do sistema econômico, social e ambiental, devem-se levar em conta efetivamente as relações entre os elementos que introduzem a dinâmica na estrutura e nas mudanças. Quando se analisam as ligações entre os elementos DPSIR adaptados para a dimensão ambiental, percebe-se uma série de processos e indicadores envoltos em uma relação de causa e efeito.

Dessa forma, o modelo de indicadores desenvolvido neste estudo poderá evoluir para a elaboração de um relatório de qualidade ambiental dos municípios, mostrando-se um instrumento acurado para avaliar ou mesmo monitorar o estado socioambiental da localidade, mediante as inter-relações a serem identificadas pelo sistema DPSIR.

## **Aplicação do modelo DPSIR no município de Camboriú**

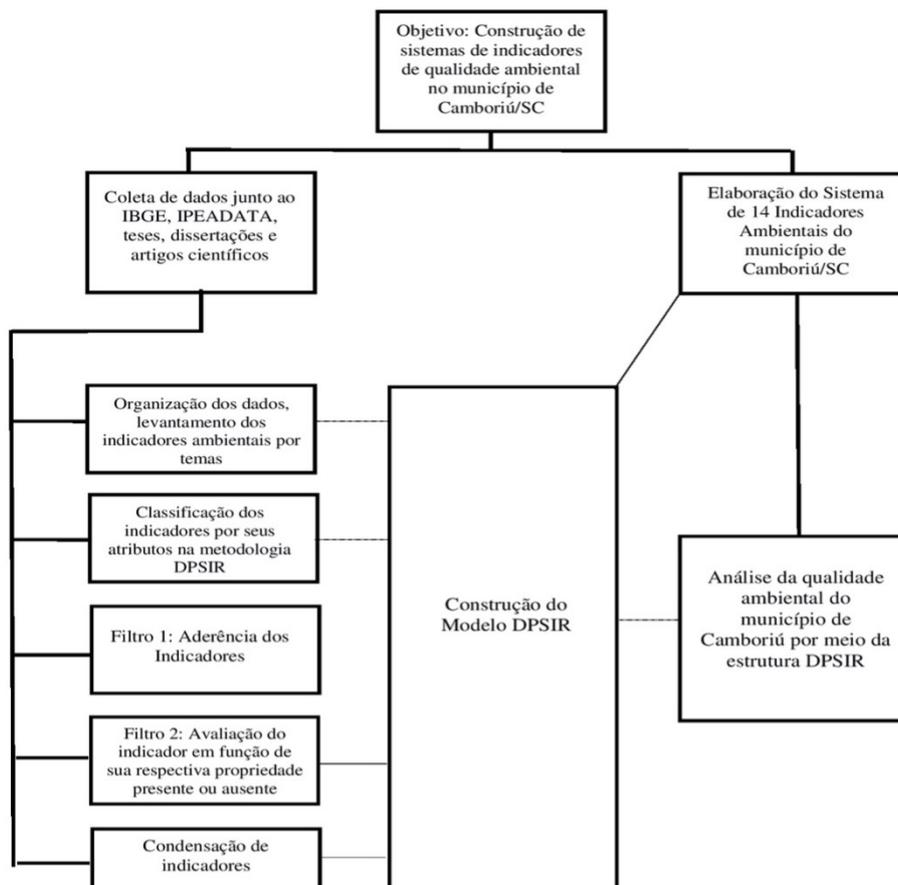
O levantamento inicial dos indicadores econômicos, sociais e ambientais passíveis de serem aplicados foi realizado por meio de observação e análise das informações de bancos de dados na internet. Um dos problemas encontrados durante essa etapa do trabalho foi a ausência de dados municipais disponíveis que pudessem ser utilizados em um sistema de indicadores. As etapas metodológicas desenvolvidas neste estudo foram reunidas num fluxograma (Figura 9).

<sup>13</sup> Esses indicadores podem descrever, por exemplo, os recursos florestais e faunísticos presentes, a concentração de fósforo e enxofre nos lagos, ou o nível de ruído na vizinhança dos aeroportos (Gabrielsen & Bosch 2003).

<sup>14</sup> Tais como a saúde humana e a do ecossistema, a disponibilidade de recursos, as perdas de capital manufaturado e de biodiversidade (Gabrielsen & Bosch 2003).

<sup>15</sup> Na definição estrita, impactos são aqueles parâmetros que refletem diretamente as mudanças nas funções de uso ambiental por seres humanos e, como seres humanos são parte do ambiente, os impactos também incluem impactos na saúde (Gabrielsen & Bosch 2003).

<sup>16</sup> Indicadores de resposta são a quantidade relativa de carros com conversores catalíticos e taxas de reciclagem de resíduos domésticos (Gabrielsen & Bosch 2003).



DPSIR: acrônimo de força motriz, pressão, estado, impacto e resposta.

Fonte: primária (2017).

**Figura 9.** Etapas metodológicas do estudo.

Nesse sentido, foram observados diversos temas específicos de cada indicador, por propriedade do DPSIR, como crescimento populacional, dados de qualidade do ar e da água, coleta de resíduos convencionais e orgânicos, entre outros que haviam sido pensados inicialmente.

Após a seleção dos temas, os autores elegeram os indicadores com maior potencial para o atingimento do objetivo do estudo. Apuraram-se 26 indicadores, os quais foram organizados em uma planilha e classificados por temas e atributos conforme o modelo DPSIR: D (força motriz) – P (pressão) – (E) estado – (I) impacto – (R) resposta (Quadro 3).

**Quadro 3.** Classificação dos indicadores por temas e atributos no modelo DPSIR.

Tema	Indicador	Propriedade DPSIR
Qualidade da água	Condutividade da água	E
	Oxigênio dissolvido	E
	pH	E
	Temperatura instantânea da água (°C)	E
	Turbidez (NTU)	E
	Poluição da água	P
Abastecimento de água	Propriedades com rede de água	P
	Propriedades com rede de poço/nascente	P
	Perda na distribuição	I

Continua...

Continuação do quadro 3

Tema	Indicador	Propriedade DPSIR
<b>Uso do solo</b>	Taxa de urbanização	D
	Densidade demográfica	P
	Uso e ocupação da terra	P
	Número de pessoas vivendo em aglomerados subnormais (integridade dos ecossistemas)	I
	% de diminuição de vazios urbanos em função de IPTU progressivo	R
<b>Áreas verdes</b>	Domicílios com arborização	E
	Floresta <i>per capita</i>	E
	Taxa de desmatamento	P
	Número de multas ambientais emitidas (fiscalização ambiental)	R
<b>Resíduo sólido</b>	Domicílios com coleta de resíduo rural	P
	Domicílios com coleta de resíduo urbano	P
<b>Saneamento</b>	Moradores com esgoto ou rede pluvial	P
	% de domicílios rede pública de esgoto	P
	% de domicílios fossa séptica	P
	Mortalidade infantil	I
	% de arrecadação aplicada em saneamento básico/habitante (saneamento básico)	R
<b>Agricultura</b>	Área plantada	P

DPSIR: acrônimo de força motriz, pressão, estado, impacto e resposta; IPTU: Imposto sobre a Propriedade Predial e Territorial Urbana.

Fonte: adaptado de Jannuzzi (2006).

Depois, aplicou-se o primeiro filtro para seleção do sistema de indicadores, chamado de filtro de aderência dos indicadores, em consonância com a metodologia proposta por Jannuzzi (2006), em seu livro intitulado *Indicadores sociais no Brasil*. Segundo o autor, a escolha de indicadores para uso no processo de formulação e avaliação de políticas públicas deve se basear na aderência deles a um conjunto de 12 propriedades desejáveis para se encontrar em um indicador. Dessa maneira, analisa-se a possível aderência de um indicador quanto à presença ou ausência de cada uma dessas propriedades, a qual definirá a tipologia de indicadores mais adequada para o propósito pretendido.

A não aderência ou indiferença do indicador deve determinar a sua inutilização. As propriedades desejáveis propostas por Jannuzzi (2006) são: relevância para agenda político-social, validade, confiabilidade, cobertura populacional, cobertura territorial, sensibilidade, especificidade, transparência metodológica, comunicabilidade, periodicidade na atualização, factibilidade para obtenção e comparabilidade, conforme o Quadro 4.

**Quadro 4.** Propriedades desejáveis dos indicadores, suas definições e características.

Propriedade desejável	Definições e características
Relevância para agenda político-social	É historicamente determinada, resultante da agenda de discussão política e social de cada sociedade ao longo de sua trajetória
Validade	Corresponde ao grau de proximidade entre o conceito e a medida, isto é, a sua capacidade de refletir, de fato, o conceito abstrato a que o indicador se propõe a substituir ou operacionalizar
Confiabilidade	Relacionada à qualidade do levantamento dos dados usados no seu cômputo
Cobertura populacional	Deve representar a realidade empírica em análise, ser amplamente desagregável e gozar certa historicidade
Cobertura territorial	Deve ser sensível, específica, reproduzível, comunicável, atualizável periodicamente, a custos factíveis, ser amplamente desagregável em termos geográficos e gozar certa historicidade
Sensibilidade	Diz respeito à sua capacidade de refletir mudanças significativas quando ocorrem alterações nas condições que afetam a dimensão social referida
Especificidade	Corresponde à sua propriedade em refletir alterações estritamente ligadas às mudanças relacionadas à dimensão social de interesse
Transparência metodológica	Está associada à inteligibilidade, que se compreende bem
Comunicabilidade	Aspectos práticos, claros e de fácil comunicação
Periodicidade na atualização	A periodicidade com que o indicador pode ser atualizado e a factibilidade de sua obtenção a custos módicos são outros aspectos cruciais na construção e seleção de indicadores sociais para dada temática. Para que se possam acompanhar mudanças e avaliar o efeito de ações corretivas e/ou medidas implementadas, é necessário que se disponha de indicadores levantados com certa regularidade
Factibilidade para obtenção	
Comparabilidade	O que se denominou de historicidade de um indicador é a propriedade de se dispor de séries históricas extensas e comparáveis, de modo a poder cotejar o valor presente com situações do passado, inferir tendências e avaliar efeitos de eventuais políticas sociais implementadas

Fonte: adaptado de Jannuzzi (2006).

Além disso, aplicou-se o segundo filtro, que consistiu na avaliação de cada indicador em função de sua respectiva propriedade presente ou ausente. Assim, atribuiu-se o valor numérico 1 ao indicador que atingia a propriedade, ou 0, quando o indicador não a possuía (Quadro 5).

**Quadro 5.** Doze propriedades presentes ou ausentes da metodologia de Jannuzzi (2006).

Tema	Indicador	Relevância	Validade	Confiabilidade	Cobertura populacional	Cobertura territorial	Sensibilidade	Especificidade	Transparência metodológica	Comunicabilidade	Periodicidade	Factibilidade	Comparabilidade	Total
Qualidade da água	Condutividade da água	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12
	Oxigênio dissolvido	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12
	pH	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12
	Temperatura instantânea da água (°C)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12
	Turbidez (NTU)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12
	Poluição da água	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12

Continua...

Continuação do quadro 5

Tema	Indicador	Relevância	Validade	Confiabilidade	Cobertura populacional	Cobertura territorial	Sensibilidade	Especificidade	Transparência metodológica	Comunicabilidade	Periodicidade	Factibilidade	Comparabilidade	Total
<b>Abastecimento de água</b>	Propriedades com rede de água	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12
	Propriedades com rede de poço/nascente	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12
	Perda na distribuição	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1	10
<b>Uso do solo</b>	Taxa de urbanização	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12
	Densidade demográfica	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12
	Uso e ocupação da terra	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	10
	Número de pessoas vivendo em aglomerados subnormais (integridade dos ecossistemas)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12
	% de diminuição de vazios urbanos em função de IPTU progressivo	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12
<b>Áreas verdes</b>	Domicílios com arborização	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	10
	Floresta <i>per capita</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12
	Taxa de desmatamento	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12
	Número de multas ambientais emitidas	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12
<b>Resíduo sólido</b>	Domicílios com coleta de resíduo rural	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12
	Domicílios com coleta de resíduo urbano	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12
<b>Saneamento</b>	Moradores com esgoto ou rede pluvial	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12
	% de domicílios rede pública de esgoto	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12
	% de domicílios fossa séptica	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12
	Mortalidade infantil	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12
	% de arrecadação aplicada em saneamento básico/habitante	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12
<b>Agricultura</b>	Área plantada	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	12

IPTU: Imposto sobre a Propriedade Predial e Territorial Urbana.

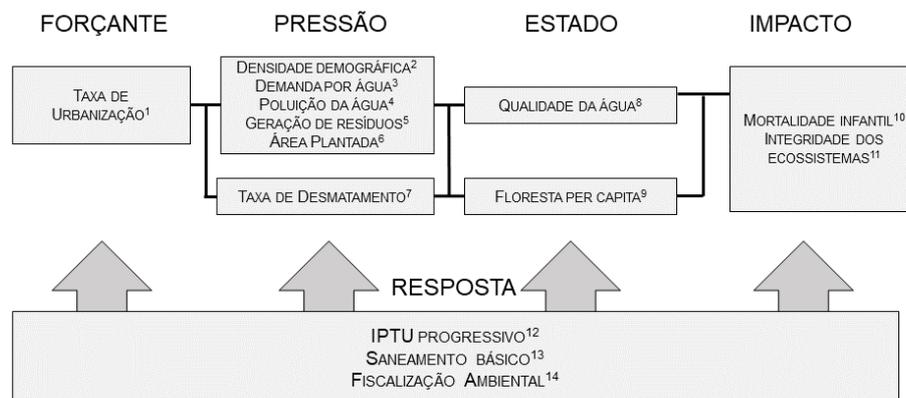
Fonte: primária (2017).

Com a aplicação do segundo filtro, constatou-se que três indicadores não possuíam todas as propriedades desejáveis. São eles: perda na distribuição, uso e ocupação da terra e domicílios com arborização, permanecendo, dessa forma, 23 indicadores. Em seguida, condensaram-se 12 indicadores, formando três novos. Condutividade da água, oxigênio dissolvido, pH, temperatura instantânea da

água e turbidez geraram o indicador qualidade da água; propriedades com rede de água e propriedades com rede de poço/nascente tonaram-se o indicador demanda por água; e domicílios com coleta de resíduo rural, domicílios com coleta de resíduo urbano, moradores com esgoto ou rede pluvial, % de domicílios rede pública de esgoto e % de domicílios fossa séptica passaram a ser o indicador geração de resíduos.

Portanto, restaram 14 indicadores finais, que permitiram a análise da qualidade ambiental de Camboriú por meio da estrutura DPSIR. Foi possível identificar quais indicadores integram processos de força motriz, pressão, estado, impacto e resposta e suas respectivas inter-relações que compõem o sistema de indicadores propostos para o município, os quais são mostrados na Figura 10:

- Forçante: taxa de urbanização;
- Pressão: densidade demográfica, demanda por água, poluição da água, geração de resíduos, área plantada e taxa de desmatamento;
- Estado: qualidade da água e floresta *per capita*;
- Impacto: mortalidade infantil e integridade dos ecossistemas;
- Resposta: Imposto sobre a Propriedade Predial e Territorial Urbana (IPTU) progressivo, saneamento básico e fiscalização ambiental.



DPSIR: acrônimo de força motriz, pressão, estado, impacto e resposta; IPTU: Imposto sobre a Propriedade Predial e Territorial Urbana.

Fonte: primária (2017).

**Figura 10.** Indicadores inseridos e classificados no sistema DPSIR de Camboriú (SC).

## Considerações finais

Diante do exposto, observou-se que a principal forçante é a taxa de urbanização descontrolada, que suscita as pressões densidade demográfica, demanda por água, poluição da água, geração de resíduos e área plantada, além do desmatamento; tudo isso modifica o estado da água, especialmente a sua qualidade e a quantidade de floresta *per capita* no município. Como impacto, caracterizam-se a mortalidade infantil e a integridade dos ecossistemas.

Outrossim, quando cruzados os diversos dados e indicadores aplicados no modelo DPSIR, alguns problemas puderam ser destacados, como: falta de saneamento básico, invasões de áreas impróprias e sem infraestrutura adequada para moradia, desmatamentos ilegais, falta de políticas públicas, elevado índice de violência, um dos menores índices de desenvolvimento humano (IDH) da região e pontos de enchente, localizados sobretudo nos bairros Monte Alegre, Santa Regina, Taboleiro e Vila do Conde, que concentram a maior parte da população, bem como a população economicamente mais pobre do município.

Dessa forma, identificou-se um planejamento precário ao longo do período analisado, bem como a ausência de gestão pública eficaz. Crê-se que as respostas, enquanto políticas públicas a serem desenvolvidas norteadas pelo modelo DPSIR aplicado, se baseiam em fiscalização ambiental, associada à implementação de saneamento básico e de IPTU progressivo e/ou como subsídio para a tomada de decisão por parte do poder público.

Logo, pode-se afirmar que o sistema DPSIR aplicado no município de Camboriú se mostrou satisfatório e conclusivo em fornecer retorno para os principais problemas levantados neste estudo. Com isso, emerge a necessidade da construção de um sistema mais robusto de indicadores com vistas a fundamentar as relações causais entre ações antropogênicas e a qualidade do meio ambiente como um todo no município em questão e, portanto, da elaboração de um relatório de qualidade ambiental composto de textos e indicadores que poderão fornecer uma visão geral da evolução da qualidade ambiental no município, além de mostrar os principais vetores de pressão sobre o meio ambiente.

## Referências

Agra Filho SS, Marinho MMO, Pereira F, Santana R & Mendes R. 2005. Análise e proposição de um modelo de indicadores de sustentabilidade ambiental. *Bahia Análise & Dados*, 14(4): 733-744. Disponível em: [http://www.ijsn.es.gov.br/ConteudoDigital/20180502\\_bahiaanaliseedados\\_v.14\\_n.4mar2005\\_p.733\\_744\\_.pdf](http://www.ijsn.es.gov.br/ConteudoDigital/20180502_bahiaanaliseedados_v.14_n.4mar2005_p.733_744_.pdf). Acesso em: março/2021.

Braga TM, Freitas PG, Duarte GS & Carepa-Sousa J. 2004. Índices de sustentabilidade municipal: o desafio de mensurar. *Nova Economia*, 14(33): 11-33. Disponível em: <https://revistas.face.ufmg.br/index.php/novaeconomia/article/view/435/434>. Acesso em: setembro/2020.

Cammarota M & Pierantoni I. 2005. Urban environmental indicators in the Driving-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR) Scheme. *Convegno Intermedio SIS 2005*. Roma: Società Italiana di Statistica/Università di Messina. Disponível em: <http://old.sis-statistica.org/files/pdf/atti/CIMe0905p219-222.pdf>. Acesso em: dezembro/2020.

Comerlato T. 2012. Compartimentação da paisagem com o auxílio de SIG, exemplo da Sub-Bacia do Rio Canoas – Camboriú/SC. Dissertação (Mestrado Profissional em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Socioambiental), Universidade do Estado de Santa Catarina. Disponível em: [http://www.faed.udesc.br/arquivos/id\\_submenu/868/taisa\\_comerlato.pdf](http://www.faed.udesc.br/arquivos/id_submenu/868/taisa_comerlato.pdf). Acesso em: março/2021.

Gabrielsen P & Bosch P. 2003. Environmental indicators: typology and use in reporting. Copenhagen. Disponível em: [https://www.researchgate.net/profile/Peter\\_Bosch3/publication/237573469\\_Environmental\\_Indicators\\_Typology\\_and\\_Use\\_in\\_Reporting/links/53e35f9c0cf23a7ff7494402/Environmental-Indicators-Typology-and-Use-in-Reporting.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Peter_Bosch3/publication/237573469_Environmental_Indicators_Typology_and_Use_in_Reporting/links/53e35f9c0cf23a7ff7494402/Environmental-Indicators-Typology-and-Use-in-Reporting.pdf). Acesso em: abril/2017.

Hammond A, Adriaanse A, Rodenburg E, Bryant & Woodward R. 1995. Environmental indicators: a systematic approach to measuring and reporting on environmental policy performance in the context of sustainable development. Washington: World Resources Institute. Disponível em: [http://pdf.wri.org/environmentalindicators\\_bw.pdf](http://pdf.wri.org/environmentalindicators_bw.pdf). Acesso em: fevereiro/2017.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2000. Censo 2000. Densidade demográfica. Brasil: IBGE. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em: março/2017.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2010. Densidade demográfica. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em: março/2017.

Jannuzzi PM. 2006. Indicadores sociais no Brasil: conceitos, fontes de dados e aplicações. 3. ed. Campinas: Alínea.

Kemerich PDC, Ritter LG & Borba WF. 2014. Indicadores de sustentabilidade ambiental: métodos e aplicações. *Revista Monografias Ambientais*, 13(5): 3723-3736. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/remoa/article/viewFile/14411/pdf>. Acesso em: março/2017.

Kristensen P. 2004. The DPSIR framework. *In: Workshop on a comprehensive/detailed assessment of the vulnerability of water resources to environmental change in Africa using river basin approach*. Nairobi: UNEP Headquarters. Disponível em: <http://wwz.ifremer.fr/dce/content/download/69291/913220/file/DPSIR.pdf>. Acesso em: março/2017.

Lima V & Amorim MCCT. 2006. A importância das áreas verdes para a qualidade ambiental das cidades. *Revista Formação*, 1(13): 139-165. Disponível em: <http://revista.fct.unesp.br/index.php/formacao/article/view/835/849>. Acesso em: março/2017.

Machado LMCP. 1997. Qualidade ambiental: indicadores quantitativos e perceptivos. *In: Matos HL & Maia NB. Indicadores ambientais*. Sorocaba: [s.l.]. pp. 15-21.

Organization for Economic Cooperation and Development (OECD). 1994. *Environmental Indicators*. Paris: OECD.

Pereira DRM & Pinto MR. 2014. A importância do entendimento dos indicadores na tomada de decisão de gestores públicos. *Revista do Serviço Público*, 63(3): 363-380. Disponível em: <https://doi.org/10.21874/rsp.v63i3.103>. Acesso em: março/2017.

Pérez AG & Hernández M. 2015. Medición de indicadores de desarrollo sostenible en Venezuela: propuesta metodológica. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, (24): 1-19. Disponível em: <https://www.raco.cat/index.php/Revibec/article/view/298637>. Acesso em: março/2017.

Prefeitura de Camboriú (PMC). 2017. História. Disponível em: <http://www.cidadedecamboriu.sc.gov.br/estudante.php>. Acesso em: fevereiro/2017.

Programme des Nations Unies pour L'environnement (PNUE). 2002. *Indicateurs pour le développement durable dans les régions côtières méditerranéennes: suivis recommandations de la Commission Méditerranéenne de Développement Durable Rapport final*. Antipolis: Plan Bleu pour l'environnement et le développement em Méditerranée Centre d'Activités Régionales.

Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas (Sebrae). 2013. *Santa Catarina em números: Camboriú*. Florianópolis: Sebrae.

Tischer V. 2013. *Indicadores socioambientais aplicados nos municípios costeiros do litoral centro-norte de Santa Catarina, com ênfase nos promontórios costeiros*. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia Ambiental), Universidade do Vale do Itajaí. Disponível em: <https://siaiap39.univali.br/repositorio/bitstream/repositorio/1980/1/Vinicius%20Tischer.pdf>. Acesso em: março/2017.

Tischer V & Polette M. 2015. Proposta metodológica de estabelecimento de indicadores socioambientais para a zona costeira brasileira. *Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional*, 12(2): 355-373.

Trentin P. 2008. Aplicação experimental de indicadores físico-espaciais do Sistema Integrado de Gestão do Ambiente Urbano (SIGAU/2003) na área central de Itajaí/SC. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Santa Catarina. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/91184>. Acesso em: março/2017.

Urban SR. 2008. Uso do solo na bacia hidrográfica do Rio Camboriú (SC) e sua influência sobre a qualidade da água. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia Ambiental), Universidade do Vale do Itajaí. Disponível em: <https://siaiap39.univali.br/repositorio/bitstream/repositorio/1926/1/Sandro%20Rogerio%20Urban.pdf>. Acesso em: março/2017.

CAPÍTULO

# 4



# Instrumentos de planejamento e gestão territorial e paisagístico para manter e restaurar a conectividade da paisagem e a conservação da biodiversidade<sup>1</sup>

Lucas da Silva Rudolpho, Dr.<sup>2\*</sup>

Alina Gonçalves Santiago, Dra.<sup>2</sup>

\*Autor para correspondência: [lucarudolpho@gmail.com](mailto:lucarudolpho@gmail.com)

## Introdução

As paisagens urbanas estão se expandindo em ritmo acelerado. Estima-se que, até o ano de 2050, mais de dois terços da população mundial (68%) viverá em cidades. No Brasil, esse percentual sobe para 92,4% (United Nations 2019).

Parte da expansão urbana futura deve ocorrer em *hotspots* de biodiversidade (Seto *et al.* 2012) e em pequenas e médias cidades – áreas reconhecidas por possuir baixa capacidade de planejamento e gerenciamento, o que pode restringir a conservação da diversidade biológica. Essas previsões representam desafios e oportunidades sem precedentes para travar a perda da biodiversidade e criar um quadro de desenvolvimento territorial mais sustentável (SCBD 2012).

Apesar de serem vistas muitas vezes como ambientes inóspitos, dominados por espécies exóticas e pouco variadas, as cidades vêm sendo reconhecidas cada vez mais como ecossistemas vitais para apoiar a biodiversidade (McDonnell & Hahs 2013, Müller *et al.* 2013), podendo abrigar grande riqueza de habitats e diversidade de espécies (Forman 2014, Aronson *et al.* 2017, Lepczyk *et al.* 2017).

Essa riqueza de habitats e diversidade de espécies fornece serviços ecossistêmicos essenciais para a saúde e o bem-estar dos seres humanos, tais como regulação do clima, da água e de algumas doenças humanas; enriquecimento espiritual, desenvolvimento cognitivo, recreação e experiência estética; apoio aos sistemas de conhecimento, relações sociais e valores estéticos; purificação do ar, redução do ruído e resfriamento urbano; entre muitos outros (Gómez-Baggethun *et al.* 2013, McDonald *et al.* 2013).

---

<sup>1</sup> O presente capítulo é parte da pesquisa de doutorado do autor Lucas da Silva Rudolpho, intitulada: *Conectividade funcional da paisagem e conservação da biodiversidade: subsídios para o planejamento territorial e paisagístico brasileiro*. A pesquisa foi desenvolvida no Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo da Universidade Federal de Santa Catarina e contou com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes).

<sup>2</sup> Grupo de Pesquisa Desenho Urbano e Paisagem (CNPq). Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo (PósARQ) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

Entretanto, apesar da reconhecida importância da biodiversidade para a saúde e o bem-estar humano, os habitats naturais são perdidos ou fragmentados, e as espécies, extirpadas à medida que as cidades continuam a se expandir por causa da crescente população humana (Müller *et al.* 2013).

A perda e a fragmentação dos habitats naturais (decorrentes, entre outros motivos, de processos de expansão urbana) são consideradas as principais ameaças à conservação da biodiversidade em todo o mundo (Fahrig 2003, Wilson *et al.* 2016).

Um dos mais significativos efeitos da fragmentação é a redução da conectividade, que representa o grau em que a paisagem facilita ou impede o movimento de organismos entre manchas de recursos (Taylor *et al.* 1993). A conectividade possui uma função essencial na paisagem: facilita o movimento de organismos, o intercâmbio genético e de outros fluxos ecológicos que são fundamentais para a viabilidade e sobrevivência das espécies e para a provisão dos serviços ecossistêmicos dos quais os seres humanos dependem (Crooks & Sanjayan 2006).

A capacidade de uma espécie de sobreviver no espaço e no tempo está intimamente relacionada à sua mobilidade. Quanto maior o seu poder de se movimentar pela paisagem, maior será sua importância na manutenção do fluxo gênico, na polinização e dispersão de sementes e na chance de sobrevivência como indivíduo ou como espécie (Crooks & Sanjayan 2006). Dessa forma, manter e restaurar a conectividade passou a ser um desafio para a conservação da biodiversidade, sobretudo em pequenas e médias cidades, onde as áreas urbanas estão se expandindo expressivamente e, por conseguinte, alterando a configuração e a permeabilidade da paisagem.

Para promover e restaurar a conectividade e proteger com eficiência a biodiversidade, são necessários, entre outras questões, o desenvolvimento e a aplicação de instrumentos, os quais, tratando-se de planejamento e gestão territorial e paisagística, podem ser de diversas naturezas e ter variadas classificações, no que tange ao seu potencial de influenciar as atividades dos agentes modeladores do território e da paisagem.

Este capítulo teve como objetivos identificar e analisar, por meio de pesquisa bibliográfica e documental, alguns desses instrumentos, de maneira especial aqueles que podem contribuir para manter e restaurar a conectividade da paisagem e conservação da biodiversidade. A expectativa é que o presente capítulo possa auxiliar gestores públicos, arquitetos, urbanistas, paisagistas e demais profissionais afins a elaborarem e implementarem instrumentos para essa finalidade, nas práticas de planejamento e gerenciamento territorial e paisagístico brasileiro.

## **Instrumentos de planejamento e gestão territorial e paisagística**

Os instrumentos foram agrupados em três categorias, com base na classificação de instrumentos de política ambiental adotada por Moura (2016) e Merico (2002). São eles:

- instrumentos normativos ou de comando e controle: aqueles que buscam, por meio da aplicação da legislação (comando) e fiscalização/monitoramento (controle), direcionar o comportamento da sociedade e dos agentes econômicos, geralmente estabelecendo punições ou sanções aos que não cumprirem as leis. Como exemplos dessa categoria, destacam-se as áreas de preservação permanente (APPs) e as reservas legais (RLs) da Lei de Proteção da Vegetação Nativa, as unidades de conservação (UCs), as reservas particulares do patrimônio natural (RPPNs) e os corredores ecológicos, criados pela lei que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), bem como a Quota Ambiental do Município de São Paulo (SP);
- instrumentos econômicos: aqueles que procuram, por intermédio de benefícios e incentivos fiscais, direcionar e incentivar comportamentos favoráveis ao meio ambiente. Como exemplos, há o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), o Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS) Ecológico, o Imposto sobre a Propriedade Predial e Territorial Urbana (IPTU) Verde e os mecanismos previstos no Estatuto da Cidade, como o direito de preempção, a outorga onerosa do direito de construir e a transferência do direito de construir;

- instrumentos voluntários: aqueles que, como o próprio nome indica, dependem da adesão voluntária dos agentes públicos, econômicos e sociais para serem implementados. Como exemplos dessa categoria, destacam-se algumas tipologias de infraestrutura verde, como telhados e paredes verdes, jardins de chuva, canteiros pluviais, biovaletas, técnicas de bioengenharia, corredores verdes e ruas verdes e medidas para mitigar os impactos negativos dos corredores viários sobre a fauna, como estruturas de passagens de fauna, cercas e telamentos, sinalizações de alerta, redutores de velocidade e espelhos e refletores.

### ***Instrumentos normativos ou de comando e controle***

#### **Áreas de preservação permanente e reservas legais**

As APPs e as RLs, instituídas pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei Federal n.º 12.651, de 25 de maio de 2012), mais conhecida como Novo Código Florestal (Brasil 2012), destacam-se entre os principais instrumentos normativos para promover a conectividade da paisagem e a conservação da biodiversidade no Brasil.

As APPs são áreas legalmente protegidas, como margens de cursos de água, nascentes, lagos, lagoas e reservatórios, topos de morro, encostas íngremes e outros ecossistemas sensíveis, cobertas ou não por “vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas” (Brasil 2012, art. 3.º, II).

Já a RL é uma área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural que deve ser mantida com a sua vegetação nativa, com o objetivo de “assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa” (Brasil 2012, art. 3.º, III).

Por causa da ampla extensão e distribuição espacial em todos os territórios e paisagens brasileiras, as APPs e as RLs desempenham papel crucial no estabelecimento de condições para permitir a persistência e facilitar os fluxos e movimentos de muitas espécies pela paisagem. Por exemplo, a localização estratégica da RL dentro de uma propriedade rural pode contribuir para formar corredores ecológicos com outras RLs, APPs, UCs e demais áreas verdes (públicas ou privadas) e para manter zonas de amortecimento, garantindo a conservação de maiores extensões de áreas com cobertura vegetal nativa.

Contudo, apesar de sua importância para a conectividade da paisagem, conservação da biodiversidade e prestação de serviços ecossistêmicos, a implementação desses e de outros instrumentos (como as UCs, descritas na próxima seção) tem sido bastante dificultada, em parte em razão das constantes pressões do setor do agronegócio e de seus representantes políticos, que argumentam que esses instrumentos restringem e impedem a expansão das atividades agrícolas (Soares-Filho *et al.* 2014, Metzger *et al.* 2019), e em parte pelo elevado valor da terra e questões fundiárias, que dificultam a criação dessas áreas, especialmente em zonas urbanas (Ganem 2008).

#### **Unidades de conservação**

As UCs são espaços territoriais cujos recursos ambientais têm características naturais relevantes. Legalmente instituídas pelo poder público federal, estadual ou municipal, seu objetivo é a conservação (Brasil 2000). São reguladas pela Lei n.º 9.985, de 18 de julho de 2000, que instituiu o SNUC. Dividem-se em dois grupos: unidades de proteção integral e unidades de uso sustentável.

As unidades de proteção integral visam preservar a natureza, admitindo apenas o uso indireto dos seus recursos naturais, ou seja, aquele que não envolve consumo, coleta ou dano aos recursos naturais. Incluem cinco categorias: estação ecológica, reserva biológica, parque nacional, monumento natural e refúgio de vida silvestre (Brasil 2000).

Já as unidades de uso sustentável se destinam à conservação da natureza com o uso sustentável dos recursos, conciliando a presença humana nas áreas protegidas. Nesse grupo, atividades que envolvem a coleta e o uso dos recursos naturais são permitidas, desde que praticadas de forma a manter constantes os recursos ambientais renováveis e os processos ecológicos. Abrangem sete categorias: área de proteção ambiental, área de relevante interesse ecológico, floresta nacional, reserva extrativista, reserva de fauna, reserva de desenvolvimento sustentável e RPPN (Brasil 2000).

De modo geral, a maior parte das UCs está localizada em áreas rurais com baixa densidade populacional, abrangendo grandes extensões territoriais com vegetação nativa, contudo é comum a ocorrência de algumas categorias de UC de uso sustentável (por exemplo, área de proteção ambiental, área de relevante interesse ecológico e RPPN) permeando ou envolvendo áreas urbanas (Ganem 2008). Segundo Ganem (2008), os fragmentos de vegetação nativa que integram essas unidades possuem papel essencial na manutenção de corredores ecológicos, conectando áreas de vegetação nativa rurais e urbanas.

Considerando que mais da metade (53%) de toda a vegetação nativa do Brasil está localizada em propriedades privadas (Soares-Filho *et al.* 2014) e que há limitações para a aquisição e gestão dessas áreas pelo poder público, a participação da sociedade civil é de extrema importância para assegurar a manutenção da conectividade e a conservação da biodiversidade do país.

Dessa forma, a criação de UCs privadas, como a RPPN, poderia ser incentivada.

### Reserva particular do patrimônio natural

De acordo com o SNUC, a RPPN é uma UC de domínio privado, gravada com perpetuidade na matrícula do imóvel, com o objetivo de conservar a biodiversidade (Brasil 2000).

Ao contrário das APPs e RLs, as RPPNs dependem da vontade e da iniciativa dos proprietários de transformar, voluntariamente, toda ou parte de sua propriedade em reserva, sem que haja a perda do direito de propriedade. Podem ser criadas tanto em áreas rurais como urbanas, não havendo limite de tamanho mínimo ou máximo para a sua criação. Em Curitiba (PR), por exemplo, até o ano de 2017 já haviam sido criadas RPPNs com áreas variando de 684 a 46.955 m<sup>2</sup> (IAP 2017).

Em paisagens altamente fragmentadas, as RPPNs podem contribuir para aumentar a conectividade da paisagem, funcionando como trampolins ecológicos e habitat para inúmeras espécies (Simão & Freitas 2018).

Dados da Confederação Nacional de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (CNRPPN 2021) mostram que, no Brasil, existem 1.667 RPPNs, totalizando 806.866,60 ha de áreas protegidas. Destas, 700 (42%) são reservas federais, 913 (54,8%) são estaduais e 54 (3,2%) municipais.

Segundo Souza & Fonseca (2018), compete ao proprietário decidir a esfera do governo (federal, estadual ou municipal) em que pretende reconhecer sua RPPN. A princípio, não há diferenças significativas entre os níveis de governo, contudo, conforme os autores, cabe apontar alguns fatores que podem influenciar a decisão: “Facilidade de acesso aos técnicos da Instituição que está reconhecendo a RPPN; infraestrutura institucional para apoiar o proprietário; e proximidade da RPPN com outras unidades de conservação, o que pode colaborar na proteção e gestão da reserva” (Souza & Fonseca 2018, p. 10).

Poucos municípios brasileiros contam com legislações municipais específicas para a criação de RPPNs. Entre eles, Curitiba merece destaque, por possuir o maior número de reservas municipais (CNRPPN 2020) e atuar ativamente na criação, no apoio à gestão e no manejo dessas unidades (Souza & Fonseca 2018). De acordo com informações coletadas no *site* da prefeitura (Curitiba 2019), a cidade abrange 24 RPPNs municipais, totalizando 328 mil m<sup>2</sup> de área verde particular protegida. Como forma de incentivar a conservação da biodiversidade urbana em propriedades privadas, o município concede aos proprietários de RPPNs o direito de transferir o potencial construtivo dessas áreas para outros imóveis da cidade e isenção total do IPTU.

Embora possuam importância significativa para a conservação da biodiversidade, as UCs tendem a sofrer as consequências do isolamento ao longo do tempo, afetando negativamente a vida de diferentes espécies animais e vegetais (Pereira & Cestaro 2016). Como medida para melhorar essa problemática, o SNUC regulamentou outro importante instrumento, descrito na seção a seguir.

### Corredores ecológicos

Os corredores ecológicos são instrumentos destinados a manter e aumentar a conectividade entre ecossistemas naturais ou seminaturais protegidos. Entre as metas a alcançar, busca-se ligar UCs, com vistas a possibilitar o fluxo de genes e o movimento das espécies, permitindo a dispersão, a recolonização de áreas degradadas e a manutenção de populações que demandam mais do que o território de uma UC para sobreviver (Brasil 2000).

A adoção desse instrumento de conservação é bastante recente no Brasil, embora já haja projetos criados e geridos pelo poder público nos diferentes biomas do país (Britto 2012, Pereira & Cestaro 2016), contudo os projetos existentes ainda carecem de discussões e avaliações mais aprofundadas, com o intuito de indicar as melhores possibilidades para o seu uso (Pereira & Cestaro 2016).

Na esfera federal, a legislação sobre os corredores ecológicos está associada à Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) n.º 9/1996 e ao SNUC. Já na esfera estadual, é possível identificar legislações com menções ao tema em estados como São Paulo, Bahia, Espírito Santo, Minas Gerais, entre outros, e em domínio municipal existem algumas iniciativas visando ao estabelecimento e à proteção dos corredores ecológicos em códigos municipais de meio ambiente (Pereira & Cestaro 2016).

Além das APPs, RLs, UCs e corredores ecológicos, outros instrumentos normativos podem ser adotados para manter e restaurar a conectividade funcional da paisagem e a conservação da biodiversidade. Apresenta-se, a seguir, a Quota Ambiental do Município de São Paulo.

### Quota Ambiental do Município de São Paulo

A quota ambiental, proposta pela Lei n.º 16.402, de 22 de março de 2016 (São Paulo 2016b) e regulamentada pelo Decreto n.º 57.565, de 27 de dezembro de 2016 (São Paulo 2016a), corresponde a um conjunto de regras de ocupação que fazem com que cada lote contribua com a melhoria da qualidade ambiental da cidade, com ênfase nos aspectos de drenagem, microclima e biodiversidade. Tais regras são aplicadas em lotes com área superior a 500 m<sup>2</sup>, no caso de construção de edificação nova, ou em reforma de edificação existente, com acréscimo de área superior a 20% da área construída (São Paulo 2016b).

Segundo a Prefeitura de São Paulo, a quota ambiental exige que cada lote/edificação atinja uma pontuação mínima, que varia conforme a localização do lote na cidade (perímetros de qualificação ambiental) e a sua dimensão (quanto maior o lote, maior a pontuação). A pontuação mínima tem como objetivo exigir maior qualificação ambiental nas áreas mais críticas, bem como manter a qualificação de áreas que apresentam boa qualidade ambiental (São Paulo 2016b).

Identificada a pontuação mínima a ser atingida, as soluções construtivas e paisagísticas a serem aplicadas para obtenção de pontos podem ser combinadas de forma cumulativa (várias no mesmo lote) ou alternativa (escolha de uma ou outra solução), com base em um cardápio de opções preestabelecidas, que podem ir desde a criação de telhado e parede verde até a manutenção de vegetação arbórea preexistente no lote.

Cada uma das soluções construtivas e paisagísticas possui um valor, fundamentado na sua capacidade de contribuir para a atenuação das alterações microclimáticas, para a melhoria da drenagem urbana e para a proteção da biodiversidade. Por exemplo, uma espécie arbórea de pequeno porte a ser plantada pontua mais do que 1 m<sup>2</sup> de telhado verde intensivo; 1 m<sup>2</sup> de área ajardinada sobre solo

natural pontua mais do que 1 m<sup>2</sup> de parede verde; e assim por diante. Quando a pontuação atingida para a quota é superior ao mínimo exigido, são concedidos benefícios econômicos, como o desconto na outorga onerosa (taxa para edificar acima do potencial construtivo) (São Paulo 2016b).

Instrumentos urbanísticos semelhantes à quota ambiental, que objetivam incentivar ou exigir melhor qualificação ambiental dos lotes, têm sido usados com sucesso em outras cidades do mundo, como o *biotope area factor* (BAF), adotado desde 1994 na cidade-estado de Berlim, na Alemanha; o *green space factor* (GSF), introduzido em 2001 na cidade de Malmö, na Suécia; o *green plot ratio* (GnPR), implementado na cidade-estado de Singapura, em 2002; o *Seattle green factor* (SGF), implementado em 2007 na cidade de Seattle, nos Estados Unidos; entre outros. Uma revisão crítica sobre alguns desses instrumentos é encontrada em Silva *et al.* (2018).

### **Instrumentos econômicos**

#### **Pagamento por Serviços Ambientais**

O PSA é comumente definido como uma transação voluntária em que os serviços ambientais ou os usos do solo são comprados e vendidos entre compradores e provedores desses serviços (Wunder 2005). O objetivo do instrumento é recompensar quem, direta ou indiretamente, produz ou mantém serviços ambientais, ou incentivar aqueles que não promoveriam esses serviços sem o incentivo financeiro (Seehusen & Prem 2011).

Os serviços ambientais ou ecossistêmicos consistem nos benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas, os quais incluem: serviços de provisão, tais como a produção de água, alimentos e matéria-prima; serviços de regulação, como a purificação do ar, regulação do clima, controle de pragas e doenças; serviços de suporte, como a formação de solo, ciclagem de nutrientes, polinização e dispersão de sementes; e serviços culturais, como os de natureza recreacional, educacional, estética e espiritual (MEA 2005).

Segundo Tejeiro & Stanton (2014), o PSA vem se tornando um instrumento efetivo para apoiar a conservação da biodiversidade, dando suporte a outros instrumentos da política ambiental, como os normativos ou de comando e controle, que muitas vezes não alcançam a eficácia desejada por demandarem forte aparato de fiscalização e operacionalização.

Além de apoiar a conservação ambiental, políticas de PSA podem contribuir para a resolução de problemas socioeconômicos, como a redução da pobreza (Bulte *et al.* 2008), de maneira especial em países como o Brasil, onde há altos índices de desigualdade social (Cepal 2018).

De acordo com a Avaliação Ecológica do Milênio (MEA 2005), os processos de degradação dos ecossistemas têm implicações significativas para os grupos economicamente mais pobres, cujo bem-estar e cuja segurança estão intimamente ligados à integridade dos ecossistemas locais. A pobreza também é identificada como um importante motor subjacente de problemas como desmatamento, degradação do solo e caça ilegal (Bulte *et al.* 2008). Dessa forma, pagar as pessoas mais pobres para se engajarem em práticas ambientalmente amigáveis pode melhorar de modo simultâneo os objetivos ecológicos e socioeconômicos (Jack *et al.* 2008).

Desde o início da década de 1990, centenas de políticas públicas de PSA foram implantadas em todo o mundo (Grima *et al.* 2016). A maior parte dessas políticas tem sido implementada em áreas rurais, a fim de encorajar os proprietários a adotarem novas práticas de manejo para proteger, criar e melhorar a prestação de serviços ambientais, sendo ainda muito pouco utilizada para apoiar a conservação e o manejo de ecossistemas urbanos (Richards & Thompson 2019).

No Brasil, apesar de a política nacional de PSA ainda não ter sido promulgada, alguns estados e municípios já praticam esquemas de PSA nas suas estratégias de gestão ambiental, focadas principalmente na conservação dos recursos hídricos e, em menor medida, no sequestro de carbono e conservação da biodiversidade (Guedes & Seehusen 2011).

Entre os casos brasileiros, destaca-se o Programa Conservador das Águas, no município de Extrema (MG), que se tornou a primeira lei municipal no Brasil a regulamentar o PSA relacionado com a água. Desde a sua criação, em 2005, o programa já contribuiu para a restauração ecológica de mais de 3 mil ha de mata atlântica (Richards *et al.* 2015) e em 2012 foi reconhecido pela iniciativa Programa das Nações Unidas para os Assentamentos Humanos (UN-Habitat) como uma das 10 melhores práticas globais de conservação (Taffarello *et al.* 2017).

Outros instrumentos econômicos que merecem destaque por estimular práticas que visam à conservação da biodiversidade são o ICMS Ecológico, o IPTU Verde e mecanismos previstos pelo Estatuto da Cidade (como direito de preempção, outorga onerosa e transferência do direito de construir), descritos nas seções a seguir.

### ICMS Ecológico

O ICMS Ecológico é um tipo de PSA que corresponde ao repasse de parte dos recursos financeiros do ICMS, arrecadado pelos estados, aos seus municípios, conforme critérios ambientais estabelecidos em lei.

Criado no estado do Paraná, em 1991, com o objetivo de compensar os municípios pela restrição de uso de áreas protegidas (por exemplo, UCs e outras áreas de preservação específicas), o ICMS Ecológico evoluiu, transformando-se em um instrumento de incentivo à criação e à melhoria da qualidade de áreas protegidas e em fonte de renda para a conservação ambiental nos municípios (Loureiro 2002).

Segundo Medeiros *et al.* (2011), o ICMS Ecológico tem garantido a transferência anual de mais de R\$ 400 milhões para as administrações municipais, a título de compensação pela presença de UCs em seus territórios.

Um estudo desenvolvido por Ferreira *et al.* (2015) mostrou que a implantação do instrumento no estado do Rio de Janeiro, em 2009, impactou positivamente os investimentos dos municípios na área ambiental. Ao compararem os quatro anos anteriores e posteriores à vigência do ICMS Ecológico, os autores encontraram aumento médio de 603,07% dos recursos aplicados em saneamento e gestão ambiental.

De acordo com Brito & Marques (2017), 16 estados brasileiros (59%) possuem legislações específicas com critérios para a distribuição do ICMS Ecológico entre os municípios. O Distrito Federal e os estados de Amazonas, Alagoas, Bahia, Espírito Santo, Maranhão, Paraíba, Rio Grande do Norte, Roraima, Santa Catarina e Sergipe ainda não fazem uso desse instrumento.

Para Loureiro (2002), o ICMS Ecológico representa um avanço na busca de um modelo de gestão ambiental compartilhada entre os estados e municípios brasileiros, com impactos positivos em vários temas, especialmente na conservação da biodiversidade. De acordo com o autor, após a implementação da lei do ICMS Ecológico no estado do Paraná, houve aumento significativo da superfície das áreas protegidas, melhoria da qualidade da gestão das UCs e do aporte do instituto ambiental do estado, com avanços no processo de capacitação dos profissionais do instituto no que se refere a temas ligados à conservação da biodiversidade, entre outros.

### IPTU Verde

O IPTU Verde, ou IPTU Ecológico, refere-se aos descontos no IPTU concedidos pelos municípios, com o objetivo de incentivar ocupações do solo ambientalmente mais desejáveis.

Os descontos e as práticas incentivadas variam entre os municípios. Em Curitiba, por exemplo, terrenos com vegetação arbórea nativa, araucárias, árvores imunes ao corte e com grande volume de copada podem ter entre 10 e 100% de desconto/isenção no valor do IPTU (Curitiba 2000). Já em São Carlos (SP), imóveis com edificações horizontais que possuem uma ou mais árvores em suas calçadas ou que detêm em seu perímetro áreas permeáveis com cobertura vegetal podem ter desconto de até

2% no valor do IPTU (São Carlos 2005). Em São Paulo, concede-se o desconto de até 50% para os imóveis revestidos de vegetação arbórea declarada de preservação permanente ou perpetuada nos termos do Código Florestal (São Paulo 1987). Já em São Bernardo do Campo (SP), os descontos fiscais concedidos aos proprietários podem chegar a 80%, dependendo da área com cobertura vegetal e da área total do imóvel (São Bernardo do Campo 2017).

### Instrumentos do Estatuto da Cidade

O Estatuto da Cidade, instituído pela Lei Federal n.º 10.527, de 10 julho de 2001 (Brasil 2001), regulamentou a política urbana nacional (arts. 182 e 183 da Constituição da República Federativa do Brasil de 1988) e definiu, em sua redação, diversas possibilidades e instrumentos com aplicabilidade na criação e proteção de áreas verdes urbanas.

Entre os instrumentos que podem ser utilizados para auxiliar a promover e restaurar a conectividade funcional da paisagem e a conservar a biodiversidade, destacam-se o direito de preempção, a outorga onerosa do direito de construir e a transferência do direito de construir.

#### Direito de preempção

De acordo com o estatuto, o direito de preempção é um instrumento que confere ao poder público municipal a preferência para a compra de imóveis urbanos de seu interesse, objeto de alienação onerosa entre particulares (Brasil 2001).

O direito pode ser exercido pelo poder público quando este necessitar de áreas para atender às funções sociais da cidade, como em razão da criação de espaços públicos de lazer, áreas verdes, UCs, ou da proteção de outras áreas de interesse ambiental e paisagístico (Rolnik & Saule Júnior 2002). Para usufruir esse direito, o município deve possuir lei municipal, baseada no plano diretor, que delimite as áreas onde incidirá a preempção (Brasil 2001).

Apesar de o direito de preempção ser um dos instrumentos mais frequentes nos planos diretores brasileiros, ele ainda é pouco aplicado (Oliveira & Biasotto 2011).

#### Outorga onerosa do direito de construir

A outorga onerosa do direito de construir, também conhecida como solo criado, consiste na concessão emitida pelo poder público municipal ao proprietário de um imóvel para que este possa edificar acima do índice construtivo estabelecido pelo coeficiente de aproveitamento básico, mediante contrapartida financeira a ser prestada pelo beneficiário (Brasil 2001).

Segundo o art. 31 do Estatuto da Cidade, os recursos recebidos com a adoção da outorga onerosa do direito de construir devem ser aplicados para atender a diversas finalidades, as mesmas que sustentam a instituição do direito de preempção. Conforme já mencionado, entre elas estão, por exemplo, a criação de UCs ou a proteção de áreas de interesse ambiental e paisagístico (Brasil 2001).

Embora o instrumento esteja presente em muitos planos diretores brasileiros, poucos municípios regulamentaram a outorga onerosa do direito de construir de maneira a garantir a sua aplicação (Oliveira & Biasotto 2011).

#### Transferência do direito de construir

A transferência do direito de construir corresponde à autorização dada pelo poder público municipal ao proprietário de imóvel urbano, público ou privado, para que construa em outro local ou aliene o direito de construir quando, entre outras destinações, o imóvel for considerado de interesse para a proteção da paisagem e do meio ambiente (Brasil 2001). Vários municípios brasileiros, como Curitiba (PR), Blumenau (SC), Porto Alegre (RS), São Paulo, Belo Horizonte (MG), Salvador (BA) e Natal (RN), fazem uso desse instrumento.

Em Curitiba, por exemplo, a transferência do potencial construtivo é utilizada desde 1982 para a preservação do patrimônio histórico. Em 2000, o seu uso foi ampliado e inseriram-se na lei objetivos de preservação de áreas verdes e fundos de vale (Rolnik & Saule Júnior 2002).

De acordo com Rolnik & Saule Júnior (2002, p. 76), em Curitiba, “oito áreas verdes foram transformadas em parques com recursos provenientes de transferências de potencial construtivo [...] e cerca de 31 imóveis foram restaurados desde 1982. [...] uma arrecadação que soma R\$ 7.124.000,00”.

Os exemplos exitosos de Curitiba estabelecem marcos referenciais e indicam o seu potencial de uso em outras áreas urbanizadas brasileiras, como incentivo aos proprietários pela manutenção e conservação ambiental.

Outros mecanismos que poderiam contribuir para promover a conectividade da paisagem e a conservação da biodiversidade são os instrumentos voluntários, ou seja, aqueles que dependem da adesão voluntária dos agentes públicos, econômicos e sociais para a sua implementação. Como exemplos dessa categoria de instrumento, são abordadas nas seções a seguir algumas tipologias multifuncionais de infraestrutura verde e algumas medidas para mitigar os impactos negativos dos corredores viários sobre a fauna.

### ***Instrumentos voluntários***

#### **Tipologias multifuncionais de infraestrutura verde**

A infraestrutura verde consiste em uma rede interconectada de áreas naturais e outros espaços abertos tratados paisagisticamente que pretende mimetizar os processos e ciclos naturais, desempenhando funções infraestruturais relacionadas à drenagem urbana, ao conforto ambiental, à purificação da água e do ar, à conservação da biodiversidade, à mobilidade, ao lazer, à imagem local, entre outros (Cormier & Pellegrino 2008). Alguns de seus objetivos cruciais são “a proteção, melhoria e conexão de fragmentos florestados e vegetados, de modo a que haja troca gênica entre as espécies dos diversos fragmentos florestais [...]. Visa também reconectar as pessoas com outros seres vivos que fazem parte do ecossistema que sustenta a vida de todos” (Herzog 2013, p. 155).

Em contraste com a infraestrutura cinza monofuncional, “onde cada rede ou sistema é projetado, na maioria das vezes, para resolver um único e determinado problema, seja o da drenagem urbana, do abastecimento de água, da distribuição de energia, da circulação motorizada pública ou particular, ou a dos pedestres” (Ahern *et al.* 2012, p. 35), a infraestrutura verde promove a multifuncionalidade, ou seja, executa várias funções e oferece múltiplos benefícios ambientais, sociais e econômicos na mesma área.

Soluções multifuncionais de infraestrutura verde podem ser implementadas em diferentes escalas, desde o nível local até o nível regional e nacional. Na escala local, existem diversas tipologias que podem ser incorporadas tanto em áreas já urbanizadas, por meio de reformas, renovações e adaptações de edificações e espaços impermeabilizados existentes, como implantadas em áreas a serem urbanizadas, sejam elas públicas, sejam privadas (Herzog 2013).

Apresentam-se, a seguir, algumas tipologias multifuncionais de infraestrutura verde que podem ser aplicadas localmente, a fim de manter ou restaurar, mesmo que de maneira parcial, a conectividade da paisagem e a conservação da biodiversidade.

#### *Telhados verdes*

Também chamado de cobertura verde ou teto verde, o telhado verde é um sistema construtivo caracterizado pelo plantio de vegetação sobre a cobertura de edifícios. É classificado como extensivo quando apresenta seção estreita de substrato e plantas de pequeno porte e intensivo quando possui maior profundidade de substrato e plantas de maior porte (Cormier & Pellegrino 2008, Mayrand & Clergeau 2018).

Quando comparado ao telhado tradicional, o telhado verde pode oferecer inúmeros benefícios ecológicos, ambientais e visuais, tanto na escala da cidade quanto na do edifício (Oberndorfer *et al.* 2007). No que tange aos benefícios à biodiversidade, pode contribuir para mitigar a perda de espaços verdes urbanos, fornecer hábitat para diversas espécies vegetais e animais (Coffman & Waite 2011, Madre *et al.* 2014, Parkins & Clark 2015, Wang *et al.* 2017), atuar como trampolins ecológicos, facilitando o movimento de organismos entre manchas de hábitat (Braaker *et al.* 2014), entre outros.

Em âmbito internacional, diversos municípios, estados e países têm implementado legislações e concedido incentivos fiscais para fomentar o uso de telhados verdes nos edifícios, fazendo deles um instrumento normativo e econômico. Por exemplo, em Toronto, no Canadá, a lei de telhados verdes exige que todas as edificações acima de 200 m<sup>2</sup> tenham cobertura verde; em Vancouver, também no Canadá, a legislação obriga os edifícios residenciais e comerciais com mais de 5 mil m<sup>2</sup> a terem telhados verdes e isenta as taxas de licença de projetos que possuem esse tipo de cobertura; e em Nova York, nos Estados Unidos, o governo concede crédito fiscal de um ano de até US\$ 100 mil para quem tem telhado verde que ocupe pelo menos 50% da cobertura (Rangel *et al.* 2015).

Ainda, alguns municípios possuem políticas de telhados verdes diretamente voltadas à conservação da biodiversidade, como é o caso de Basel, na Suíça, que exige telhado verde em todas as edificações com coberturas planas, orienta a criação de hábitat para diferentes tipos de plantas e animais nos telhados verdes e define critérios de projeto para a criação desses hábitats, os quais incluem variação na espessura do substrato, uso de solos naturais locais e diversidade de espécies de plantas nativas (Brenneisen 2006, Kazmierczak & Carter 2010).

Já em âmbito nacional, a implementação de políticas públicas voltadas a fomentar o uso de telhados verdes é incipiente e o seu uso ainda pouco frequente e estudado no Brasil (Blank *et al.* 2013). Entre os poucos exemplos disponíveis no país, destaca-se a legislação do Recife (PE), que obriga todas as novas edificações habitacionais multifamiliares com mais de quatro pavimentos e não habitacionais com mais de 400 m<sup>2</sup> de área coberta a implantarem coberturas verdes (Recife 2015).

Estimular a implantação de telhados verdes, especialmente os intensivos com substrato mais profundo, e a maior diversidade de vegetação e plantio de espécies nativas nas estratégias de planejamento territorial e paisagístico poderia, entre os inúmeros benefícios, propiciar maior conectividade entre as manchas de hábitat e trazer melhorias significativas para a biodiversidade urbana (Braaker *et al.* 2014, Partridge & Clark 2018).

Contudo cabe destacar que, apesar das oportunidades que os telhados verdes oferecem para apoiar a conservação da biodiversidade urbana, eles não devem ser considerados equivalentes aos ecossistemas terrestres. A instalação desse sistema construtivo nunca deve justificar a remoção de ambientes naturais (Peck & Kuhn 2003), pois o isolamento vertical dos telhados verdes pode limitar o seu valor para espécies que habitam o nível do solo ou próximo a ele.

As paredes verdes, descritas na seção a seguir, podem funcionar como corredores verticais, permitindo que espécies menos móveis se dispersem mais facilmente do solo para os telhados verdes (Mayrand & Clergeau 2018).

### Paredes verdes

O termo parede verde refere-se basicamente a todos os sistemas que permitem o esverdeamento de uma superfície vertical com vegetação. Pode ser dividido em dois sistemas principais: fachada verde e parede viva (Manso & Castro-Gomes 2015).

A fachada verde é caracterizada pelo uso de plantas trepadeiras ou pendentes para cobrir determinada superfície vertical. As espécies são plantadas no solo ou em floreiras e crescem diretamente na parede ou auxiliadas por suportes, como grades e treliças. Já a parede viva se caracteriza pelo uso de materiais e tecnologias para suportar uma variedade maior de espécies (por exemplo, herbáceas e arbustos de pequeno porte), permitir crescimento mais uniforme ao longo da superfície vertical e alcançar áreas mais altas. As espécies são plantadas em telas leves e permeáveis ou em módulos com

dimensões específicas, fixados diretamente na parede ou em estruturas de suporte (Manso & Castro-Gomes 2015).

Assim como os telhados verdes, as paredes verdes podem oferecer múltiplos benefícios ecológicos, ambientais e visuais, tanto na escala da cidade quanto na do edifício (Pérez-Urrestarazu *et al.* 2015). No que tange aos benefícios relacionados à biodiversidade, elas podem contribuir para aumentar os espaços verdes urbanos, especialmente em áreas com alta densidade populacional, onde há falta de espaços livres para criar áreas verdes e sobram paredes nuas (Virtudes & Manso 2016); fornecer habitat adicional para diversas espécies de animais (Chiquet *et al.* 2013, Chiquet 2014, Madre *et al.* 2015); atuar como trampolins e corredores ecológicos verticais, facilitando o deslocamento das espécies entre as manchas de habitat (Mayrand & Clergeau 2018), entre outros.

Apesar dos múltiplos benefícios que podem oferecer para a cidade e para os edifícios, é importante destacar que os serviços ambientais prestados pelas paredes verdes são muito menores do que aqueles prestados pelas árvores nas cidades. Portanto, paredes verdes não devem ser utilizadas como forma de compensação ambiental.

Pelo fato de o uso de paredes verdes ser ainda incipiente no Brasil e no exterior, há escassez de políticas públicas diretamente voltadas à sua utilização, mas, considerando o seu potencial e as experiências recentes com os telhados verdes, acredita-se que seja apenas uma questão de tempo para que medidas e programas de incentivo sejam criados (Costa 2011).

### Jardins de chuva

Jardins de chuva são depressões topográficas criadas especialmente para receber as águas da chuva provenientes de telhados e outras áreas impermeabilizadas. Nesse tipo de infraestrutura, o solo em geral é tratado com compostos e insumos que aumentam a sua porosidade, sugando a água, “enquanto microrganismos e bactérias no solo removem os poluentes difusos trazidos pelo escoamento superficial. Adicionando-se plantas, aumentam-se a evapotranspiração e a remoção dos poluentes” (Cormier & Pellegrino 2008, p. 129).

Segundo Hartman & Robison (2017), os benefícios ecológicos dos jardins de chuva, quando bem projetados, vão muito além do gerenciamento de águas pluviais. De acordo com os autores, o projeto de plantio pode reintroduzir a biodiversidade nativa e fornecer habitat e fonte de alimento para um grande número de espécies de animais selvagens, incluindo insetos, aves e pequenos mamíferos. Esses jardins podem ser implantados em diversos espaços abertos (por exemplo, praças, rótulas e estacionamentos) e assumir tamanhos variados, conforme o espaço disponível. Quando associados ao sistema viário, podem constituir estruturas de *traffic calming*, proporcionando sinuosidade ao leito carroçável, forçando os veículos a diminuírem a velocidade.

### Canteiros pluviais

Canteiros pluviais são basicamente jardins de chuva de pequenas dimensões, projetados para receber as águas do escoamento superficial de áreas impermeabilizadas (Herzog 2013). Podem compor com qualquer edificação ou área, até mesmo em um ambiente urbano densamente construído (Cormier & Pellegrino 2008).

### Biovaletas

Semelhantes aos jardins de chuva, as biovaletas ou valetas de biorretenção vegetadas são depressões lineares com vegetação, solo e outros elementos filtrantes, que limpam a água da chuva e aumentam o seu tempo de escoamento, dirigindo essa água para os jardins de chuva ou para sistemas convencionais de drenagem (Cormier & Pellegrino 2008).

Além de promoverem melhor infiltração e filtragem inicial das águas das chuvas, as biovaletas podem contribuir para aumentar a biodiversidade (Herzog 2013), abrigando e camuflando os movimentos de pequenas espécies de animais pela paisagem.

### Bioengenharia

A bioengenharia, ou engenharia natural, compreende técnicas ecológicas nas quais plantas, ou parte destas (por exemplo, estacas e galhos vivos), são utilizadas como material de construção. Sozinhas ou combinadas com materiais inertes (como rochas e fibras naturais), as plantas contribuem para estabilizar encostas e margens de corpos de água, reduzindo a erosão e melhorando o habitat local (Sabbion 2017).

Surgida inicialmente no âmbito fluvial, como medida complementar aos métodos tradicionais de controle de torrentes, a bioengenharia é amplamente difundida na Europa Central (especialmente na Alemanha, Suíça e Áustria) e na América do Norte (sobretudo nos Estados Unidos) há décadas. No Brasil, ainda é pouco conhecida e utilizada (Durló & Sutili 2014).

Segundo Herzog (2013), soluções de bioengenharia podem substituir, com vantagens, as técnicas monofuncionais de engenharia para a contenção de encostas e margens de corpos de água. Além de evitar deslizamentos e assoreamento dos corpos de água, podem oferecer vários benefícios ambientais e estéticos, como: aumento da biodiversidade e do conforto térmico, maior infiltração das águas das chuvas e filtragem de sedimentos e poluentes carreados pelo escoamento superficial das águas, uma estética mais naturalizada da paisagem etc.

### Corredores verdes

Os corredores verdes, ou *greenways*, do inglês, são espaços livres lineares ao longo de corredores naturais, como rios, vales de cursos de água, linhas de cumeada, ou ao longo de margens de estradas cênicas ou outras vias que ligam entre si locais de interesse, parques, reservas naturais, patrimônio cultural e áreas habitacionais (Little 1990). São planejados, projetados e manejados para propósitos ecológicos, recreativos, culturais, estéticos ou outros compatíveis com o conceito de uso sustentável do solo (Ahern 2007).

Entre as funções básicas dos corredores verdes está a manutenção da biodiversidade, de modo a permitir a movimentação e a disseminação das espécies (Frischenbruder & Pellegrino 2006).

### Ruas verdes

Ruas verdes são ruas arborizadas que priorizam a circulação de pedestres e ciclistas. Nelas, o limite de velocidade é reduzido e não é permitido o trânsito de veículos pesados. Apresentam inúmeros benefícios: contribuem para o manejo das águas das chuvas; conectam a fauna entre manchas de vegetação, parques e praças; amenizam o microclima; facilitam a educação ambiental ao darem visibilidade aos processos de funcionamento da infraestrutura verde; entre outros (Herzog 2013).

Por se tratar de um tema bastante extenso, foram detalhadas apenas algumas tipologias de infraestrutura verde que podem ser implementadas localmente a fim de promover e restaurar a conectividade da paisagem e a conservação da biodiversidade. Todavia outras tipologias podem ser estimuladas, como jardins públicos e privados, hortas comunitárias, parques, *pocket parks* (parques de bolso) etc.

Apresentam-se, na seção a seguir, algumas medidas que podem ser adotadas e incorporadas nas práticas de planejamento territorial e paisagístico brasileiro para aumentar a conectividade entre as áreas de habitat isoladas pelo sistema viário e evitar ou mitigar os atropelamentos da fauna.

### Medidas mitigadoras de atropelamento de fauna

Os corredores viários são responsáveis pela morte de milhões de animais todos os anos no Brasil, representando uma ameaça para as populações de muitas espécies. Para evitar ou mitigar esse problema, diversas medidas podem ser adotadas (Bager *et al.* 2016, Rytwinski *et al.* 2016). A medida mitigadora mais eficiente ocorre na fase de planejamento do projeto viário, ao se projetar traçados que evitem fragmentar o hábitat nativo de diversas espécies. Quando não é possível evitar essas áreas, a construção de estruturas de passagens de fauna inferiores, como túneis, e superiores, como elevados, deve ser prioritária no projeto.

### **Estruturas de passagens de fauna (inferiores e superiores)**

As estruturas de passagens de fauna destacam-se como as medidas mitigadoras mais eficientes para evitar os atropelamentos dos animais nas estradas (Forman *et al.* 2003). Contudo, antes de se construir essas estruturas, é preciso analisar criteriosamente a área e as espécies que poderão utilizá-las. Quando mal planejadas, as passagens podem não ser usadas pelos animais e até mesmo prejudicar a sua conservação.

Em países como a Austrália e os Estados Unidos, passagens inferiores, combinadas com cercas que guiam os animais até o local em que a passagem é implantada, têm apresentado bons resultados. Na Austrália, Taylor & Goldingay (2004) registraram 17 vertebrados de diferentes espécies usando passagens subterrâneas de fauna, e nos Estados Unidos essa medida reduziu a taxa de mortalidade de animais silvestres em 93,5% no Parque Estadual Paynes Prairie Preserve, na Flórida (Dodd Jr. *et al.* 2004).

Quando as passagens inferiores são construídas em grande tamanho, tem-se a oportunidade de se recriar aspectos naturais (incluindo, por exemplo, vegetação semelhante à do hábitat), tornando-as mais atraentes para as espécies. As passagens devem sempre ser mais largas do que compridas, para que o animal veja a saída e as utilize.

Já as passagens superiores, quando comparadas às inferiores, oferecem mais vantagens para os animais, por serem menos limitantes e por manterem as condições ambientais, tais como pluviosidade, temperatura e luminosidade. Além disso, apresentam menos interferências dos ruídos veiculares e podem servir tanto como passagem de espécies de grande porte como de hábitat intermediário para espécies menores, como aves, répteis, anfíbios e pequenos mamíferos (Jackson & Griffin 2000).

Nos casos em que a opção de passagens inferiores e superiores é inviável (por conta dos altos custos de construção e manutenção), outras medidas menos dispendiosas podem ser adotadas, como a instalação de cercas e telamentos, sinalizações de alerta indicando a travessia de animais, redutores de velocidade dos veículos para acalmar o tráfego, espelhos e refletores (Huijser & Paul 2008, Van Der Grift *et al.* 2013, Rytwinski *et al.* 2016), promoção da educação ambiental no território para aumentar a conscientização da população sobre os acidentes entre veículos e animais silvestres, criação de apoio para a implantação de possíveis medidas de mitigação etc.

### **Cercas e telamentos**

A instalação de cercas e telamentos tem sido uma medida bastante utilizada para evitar que os animais atravessem as estradas. Embora possam reduzir substancialmente o número de colisões, as cercas e os telamentos apresentam alguns efeitos colaterais indesejáveis. Eles fazem com que os movimentos dos animais na estrada sejam fortemente reduzidos ou completamente bloqueados, o que aumenta o efeito de barreira do corredor viário. Para algumas espécies com baixo ou nenhum poder de voo, isso pode reduzir drasticamente a probabilidade de sobrevivência da população. Portanto, sugere-se que cercas e telamentos, quando aplicados a longas distâncias, sejam acompanhados de oportunidades de travessia segura para uma grande variedade de espécies (Huijser & Paul 2008, Rytwinski *et al.* 2016).

### **Sinalizações de alerta**

As sinalizações de alerta, que indicam a travessia de animais na pista, talvez sejam a medida de minimização de atropelamentos mais empregada. De acordo com Huijser & Paul (2008), as placas de sinalização alertam os motoristas sobre a presença potencial de animais silvestres na via ou nas proximidades e pedem para que eles fiquem mais atentos, que reduzam a velocidade do veículo, ou a combinação de ambos.

Como a eficácia dos sinais de alerta depende da resposta do motorista, é fundamental que esses sinais sejam confiáveis, ou seja, que o motorista seja avisado quando há chance relativamente alta de acidentes em locais específicos, entretanto muitos autores duvidam da eficácia dessa medida e ainda poucos estudos investigaram a eficiência dos sinais de alerta em reduzir as colisões entre veículos e animais (Huijser & Paul 2008).

### **Redutores de velocidade**

No que tange aos redutores de velocidade, vários métodos podem ser adotados para desacelerar os veículos e acalmar o tráfego. Tipicamente utilizados em bairros residenciais ou em rodovias próximas às áreas urbanas, os métodos podem incluir a implantação de lombadas, rotatórias, extensões de meio-fio e de calçada, faixas de vibração, entre outros (Huijser & Paul 2008).

De acordo com Huijser e Paul (2008), a velocidade reduzida do veículo e o aumento da atenção do motorista podem diminuir a mortalidade de todas as espécies de animais selvagens que atravessam as vias.

### **Espelhos e refletores**

Os espelhos e refletores são instalações destinadas a agir como repelentes visuais da vida selvagem, refletindo os faróis dos veículos na estrada para o hábitat. Acredita-se que essas reflexões criam uma cerca de luz, o que altera o comportamento dos animais e interrompe o seu movimento em direção à estrada (Benten *et al.* 2018).

Segundo Huijser & Paul (2008), é provável que os espelhos e refletores da vida selvagem aumentem o efeito de barreira do corredor de transporte, mas esse efeito pode ser diminuído ou eliminado quando nenhum veículo estiver presente.

## **Considerações finais**

A implementação de instrumentos de planejamento e gestão territorial e paisagística que visem manter e restaurar a conectividade da paisagem e a conservação da biodiversidade se torna cada vez mais importante à medida que as áreas urbanas e suas populações crescem, não só para alcançar os objetivos de conservação, mas porque a biodiversidade apoia funções e serviços ecossistêmicos dos quais os seres humanos dependem.

O capítulo mostrou que vários instrumentos de planejamento e gestão territorial e paisagística (normativos ou de comando e controle, econômicos e voluntários) podem ser adotados, contudo essa implantação depende de processos inovadores de planejamento e gestão nos municípios que, de modo geral, ainda precisam ser criados. É notório que muitas cidades brasileiras, especialmente as de pequeno e médio porte, não possuem estrutura administrativa adequada para o exercício do planejamento e da gestão do território e da paisagem no que se refere a recursos técnicos, humanos, tecnológicos e financeiros (Santos Júnior *et al.* 2011).

Considerando essa realidade e tendo em vista que as divisões político-administrativas e naturais (como municípios e bacias hidrográficas) são geralmente insuficientes para determinar os fluxos da fauna, a constituição de consórcios intermunicipais, ou de outras formas de cooperação entre os municípios para o planejamento e gestão regionalizada da biodiversidade, poderia ser adotada. Além

disso, a comunidade científico-acadêmica poderia transferir ativamente o seu conhecimento técnico para auxiliar nas tomadas de decisão dos municípios e colaborar na elaboração e/ou melhoria de políticas públicas que visem promover a conectividade da paisagem e a conservação da biodiversidade, levando em conta os processos sociopolíticos que moldam o planejamento e a gestão do território e da paisagem.

## Referências

Ahern J. 2007. Green infrastructure for cities: the spatial dimension. *In*: Novotny V & Brown PR (Eds.) *Cities of the future: towards integrated sustainable water, landscape and infrastructure management*. Londres: IWA. pp. 267-283.

Ahern J, Pellegrino P & Becker N. 2012. Infraestrutura verde: desempenho, estética, custos e método. *In*: Costa LMSA & Machado DBP (Eds.) *Conectividade e resiliência: estratégias de projeto para a metrópole*. Rio de Janeiro: Rio Books/Prourb. pp. 35-52.

Aronson MFJ, Lepczyk CA, Evans KL, Goddard MA, Lerman SB, Macivor JS, Nilon CH & Vargo T. 2017. Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(4): 189-196.

Bager A, Lucas PS, Bourscheit A, Kuczach A & Maia B. 2016. Os caminhos da conservação da biodiversidade brasileira frente aos impactos da infraestrutura viária. *Biodiversidade Brasileira*, 6(1): 75-86.

Benten A, Annighöfer P & Vor T. 2018. Wildlife warning reflectors' potential to mitigate wildlife-vehicle collisions — a review on the evaluation methods. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6(37): 1-12.

Blank L, Vasl A, Levy S, Grant G, Kadas G, Dafni A & Blaustein L. 2013. Directions in green roof research: a bibliometric study. *Building and Environment*, 66: 23-28.

Braaker S, Ghazoul J, Obrist MK & Moretti M. 2014. Habitat connectivity shapes urban arthropod communities: the key role of green roofs. *Ecology*, 95(4): 1010-1021.

Brasil. 2000. Lei n.º 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1.º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/19995.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19995.htm). Acesso em: agosto/2019.

Brasil. 2001. Lei n.º 10.527, de 10 de julho de 2001. Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/leis\\_2001/110257.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/leis_2001/110257.htm). Acesso em: agosto/2019.

Brasil. 2012. Lei n.º 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis n.ºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis n.ºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória n.º 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm). Acesso em: agosto/2019.

Brenneisen S. 2006. Space for urban wildlife: designing green roofs as habitats in Switzerland. *Urban Habitats*, 4(1): 27-36.

Brito RO & Marques CF. 2017. Pagamento por serviços ambientais: uma análise do ICMS ecológico nos estados brasileiros. *Planejamento e Políticas Públicas*, 49: 357-383.

Britto F. 2012. Corredores ecológicos: uma estratégia integradora na gestão de ecossistemas. 2. ed. Florianópolis: Edufsc.

Bulte EH, Lipper L, Stringer R & Zilberman D. 2008. Payments for ecosystem services and poverty reduction: concepts, issues, and empirical perspectives. *Environment and Development Economics*, 13(3): 245-254.

Chiquet C. 2014. The animal biodiversity of green walls in the urban environment. Tese (Doutorado em Filosofia), Staffordshire University.

Chiquet C, Dover JW & Mitchell P. 2013. Birds and the urban environment: the value of green walls. *Urban Ecosystems*, 16(3): 453-462.

Coffman RR & Waite T. 2011. Vegetated roofs as reconciled habitats: rapid assays beyond mere species counts. *Urban Habitats*, 6(1): 1-10.

Comissão Econômica para a América Latina e o Caribe (Cepal). 2018. A ineficiência da desigualdade. Disponível em: [https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/43569/4/S1800303\\_pt.pdf](https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/43569/4/S1800303_pt.pdf). Acesso em: julho/2019.

Confederação Nacional de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (CNRPPN). 2021. Painel de Indicadores da Confederação Nacional de RPPN. Disponível em: [https://datastudio.google.com/reporting/0B\\_Gpf05aV2RrNHRvR3kwX2ppSUE/page/J7k](https://datastudio.google.com/reporting/0B_Gpf05aV2RrNHRvR3kwX2ppSUE/page/J7k). Acesso em: maio/2021.

Cormier NS & Pellegrino PRM. 2008. Infraestrutura verde: uma estratégia paisagística para a água urbana. *Paisagem e Ambiente: Ensaios*, 25: 125-142.

Costa CS. 2011. Jardins verticais: uma oportunidade para as nossas cidades? *Arquitextos*. Disponível em: <http://www.vitruvius.com.br/revistas/read/arquitextos/12.133/3941>. Acesso em: julho/2019.

Crooks KR & Sanjayan M. 2006. Connectivity conservation: maintaining connections for nature. *In*: Crooks KR & Sanjayan M. (Eds.). *Connectivity conservation*. Cambridge: Cambridge University Press. pp. 1-20.

Curitiba. 2019. Curitiba chega a 328 mil metros quadrados de áreas particulares preservadas. Disponível em: <https://www.curitiba.pr.gov.br/noticias/curitiba-chega-a-328-mil-metros-quadrados-de-areas-particulares-preservadas/49075>. Acesso em: maio/2021.

Curitiba. 2000. Lei n.º 9.806, de 3 de janeiro de 2000. Institui o código florestal do Município de Curitiba, revoga as leis n.º 8353/93 e n.º 8436/94, e dá outras providências. Disponível em: <http://leismunicipa.is/dcnep>. Acesso em: junho/2019.

Dodd Jr. CK, Barichivich WJ & Smith LL. 2004. Effectiveness of a barrier wall and culverts in reducing wildlife mortality on a heavily traveled highway in Florida. *Biological Conservation*, 118(5): 619-631.

Durlo MA & Sutili FJ. 2014. Bioengenharia: manejo biotécnico de cursos de água. 3. ed. Santa Maria: Pallotti.

Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. 2003. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34: 487-515.

Ferreira SA, Pimenta MM, Macedo MAS & Siqueira JRM. 2015. Impacto do ICMS Ecológico nos investimentos em saneamento e gestão ambiental: análise dos municípios do estado do Rio de Janeiro. *Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, 4(2): 65-82.

Forman RTT. 2014. *Urban ecology: science of cities*. Nova York: Cambridge University Press.

Forman RTT, Sperling D, Bissonette JA, Clevenger AP, Cutshall CD, Dale VH, Fahrig L, France R, Goldman CR, Heanue K, Jones JA, Swanson FJ, Turrentine T & Winter TC. 2003. *Road ecology: science and solutions*. Washington, D.C.: Island Press.

Frischenbruder M & Pellegrino P. 2006. Using greenways to reclaim nature in Brazilian cities. *Landscape and Urban Planning*, 76(1-4): 67-78.

Ganem RS. 2008. Conservação da biodiversidade em áreas urbanas. *Cadernos Aslegis*, 34: 41-64. Disponível em: <http://bd.camara.gov.br/bd/handle/bdcamara/11200>. Acesso em: agosto/2019.

Gómez-Baggethun E, Gren A, Barton DN, Langemeyer J, McPhearson T, O'Farrell, P, Andersson E, Hamstead Z & Kremer P. 2013. Urban ecosystem services. *In: Elmqvist T, Fragkias M, Goodness J, Güneralp B, Marcotullio PJ, McDonald RI, Parnell S, Schewenius M, Sendstad M, Seto KC & Wilkinson C (Eds.) Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities*. Heidelberg: Springer. pp. 175-251.

Grima N, Singh SJ, Smetschka B & Ringhofer L. 2016. Payment for Ecosystem Services (PES) in Latin America: analyzing the performance of 40 case studies. *Ecosystem Services*, 17: 24-32.

Guedes FB & Seehusen SE. 2011. *Pagamento por serviços ambientais na mata atlântica: lições aprendidas e desafios*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

Hartman JM & Robison M. 2017. *Rain Garden Measurement & Evaluation Guide*. Landscape Architecture Foundation. Disponível em: <https://landscapeperformance.org/sites/default/files/Hartman-2017-Rain-Garden-Measurement-Evaluation-Guide.pdf>. Acesso em: agosto/2019.

Herzog CP. 2013. *Cidades para todos: (re)aprendendo a conviver com a natureza*. Rio de Janeiro: Mauad X/Inverde.

Huijser MP & Paul KJS. 2008. Wildlife-vehicle collision and crossing mitigation measures: a literature review for Parks Canada, Kootenay National Park. Disponível em: <http://www.friendsofkootenay.ca/sites/default/files/Huijser%20&%20Paul%202008.pdf>. Acesso em: agosto/2019.

Instituto Ambiental do Paraná (IAP). 2017. Listagem de RPPN's municipais. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/pagina-1502.html>. Acesso em: agosto/2019.

Jack BK, Kousky C & Sims KRE. 2008. Designing payments for ecosystem services: lessons from previous experience with incentive-based mechanisms. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(28): 9465-9470.

Jackson SD & Griffin CR. 2000. A strategy for mitigating highway impacts on wildlife. *In: Messmer TA & West B (Eds.) Wildlife and highways: seeking solutions to an ecological and socio-economic dilemma*. Bethesda: Wildlife Society. pp. 143-159.

Kazmierczak A & Carter J. 2010. Adaptation to climate change using green and blue infrastructure: a database of case studies. University of Manchester. Disponível em: [http://orca.cf.ac.uk/64906/1/Database\\_Final\\_no\\_hyperlinks.pdf](http://orca.cf.ac.uk/64906/1/Database_Final_no_hyperlinks.pdf). Acesso em: maio/2019.

Lepczyk CA, Myla FJ, Aronson MFJ, Evans KL, Goddard MA, Lerman SB & Macivor JS. 2017. Biodiversity in the city: fundamental questions for understanding the ecology of urban green spaces for biodiversity conservation. *BioScience*, 67(9): 799-807.

Little CE. 1990. *Greenways for America*. Baltimore e Londres: The Johns Hopkins University Press.

Loureiro W. 2002. Contribuição do ICMS Ecológico à conservação da biodiversidade no estado do Paraná. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal), Universidade Federal do Paraná.

Madre F, Clergeau P, Machon N & Vergnes A. 2015. Building biodiversity: vegetated façades as habitats for spider and beetle assemblages. *Global Ecology and Conservation*, 3: 222-233.

Madre F, Vergnes A, Machon N & Clergeau P. 2014. Green roofs as habitats for wild plant species in urban landscapes: first insights from a large-scale sampling. *Landscape and Urban Planning*, 122: 100-107.

Manso M & Castro-Gomes JP. 2015. Green wall systems: a review of their characteristics. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 41: 863-871.

Mayrand F & Clergeau P. 2018. Green roofs and green walls for biodiversity conservation: a contribution to urban connectivity? *Sustainability*, 10(4): 1-13.

McDonald RI, Marcotullio PJ & Güneralp B. 2013. Urbanization and global trends in biodiversity and ecosystem services. *In: Elmqvist T, Fragkias M, Goodness J, Güneralp B, Marcotullio PJ, McDonald RI, Parnell S, Schewenius M, Sendstad M, Seto KC & Wilkinson C (Eds.) Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities*. Heidelberg: Springer. pp. 31-52.

McDonnell M & Hahs A. 2013. The future of urban biodiversity research: moving beyond the “low-hanging fruit”. *Urban Ecosystems*, 16(3): 397-409.

Medeiros R, Young CEF, Pavese HB & Araújo FFS. 2011. Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional: sumário executivo. Brasília: UNEP-WCMC.

Merico LF. 2002. *Introdução à economia ecológica*. 2. ed. Blumenau: Edifurb.

Metzger JP, Bustamante MMC, Ferreira J, Fernandes GW, Librán-Embide F, Pillar VD, Prist PR, Rodrigues RR, Vieira ICG & Overbeck GE. 2019. Why Brazil needs its legal reserves. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 17(3): 91-103.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005. Ecosystems and human well-being: global assessment reports. Washington, D.C.: Island Press.

Moura AMM. 2016. Aplicação dos instrumentos de política ambiental no Brasil: avanços e desafios. *In: Moura AMM (Ed.) Governança ambiental no Brasil: instituições, atores e políticas públicas.* Brasília: Ipea. pp. 111-145.

Müller N, Ignatieva M, Nilon CH, Werner P & Zipperer WC. 2013. Patterns and trends in urban biodiversity and landscape design. *In: Elmqvist T, Fragkias M, Goodness J, Güneralp B, Marcotullio PJ, McDonald RI, Parnell S, Schewenius M, Sendstad M, Seto KC & Wilkinson C (Eds.) Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities.* Heidelberg: Springer. pp. 123-174.

Oberndorfer E, Lundholm J, Bass B, Coffman RR, Doshi H, Dunnett N, Gaffin S, Köhler M, Liu KKY & Rowe B. 2007. Green roofs as urban ecosystems: ecological structures, functions, and services. *BioScience*, 57(10): 823-833.

Oliveira FL & Biasotto R. 2011. O acesso à terra urbanizada nos planos diretores brasileiros. *In: Santos Junior OA & Montandon DT. (Eds.) Os planos diretores municipais pós-estatuto da cidade: balanço crítico e perspectivas.* Rio de Janeiro: Letra Capital/Observatório das Cidades/IPPUR/UFRJ. pp. 57-98.

Parkins KL & Clark JA. 2015. Green roofs provide habitat for urban bats. *Global Ecology and Conservation*, 4: 349-357.

Partridge DR & Clark JA. 2018. Urban green roofs provide habitat for migrating and breeding birds and their arthropod prey. *PLoS One*, 13(8): 1-23.

Peck S & Kuhn M. 2003. Design guidelines for green roofs. Ontario Association of Architects. Disponível em: <https://www.eugene-or.gov/DocumentCenter/View/1049/Design-Guidelines-for-Green-Roofs>. Acesso em: julho/2019.

Pereira VHC & Cestaro LA. 2016. Corredores ecológicos no Brasil: avaliação sobre os principais critérios utilizados para definição de áreas potenciais. *Caminhos de Geografia*, 17(58): 16-33.

Pérez-Urrestarazu L, Fernández-Cañero R, Franco-Salas A & Egea G. 2015. Vertical greening systems and sustainable cities. *Journal of Urban Technology*, 22(4): 65-85.

Rangel ACLC, Aranha KC & Silva MCBC. 2015. Os telhados verdes nas políticas ambientais como medida indutora para a sustentabilidade. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 35: 397-409.

Recife. 2015. Lei n.º 18.112, de 12 de janeiro de 2015. Dispõe sobre a melhoria da qualidade ambiental das edificações por meio da obrigatoriedade de instalação do "telhado verde", e construção de reservatórios de acúmulo ou de retardo do escoamento das águas pluviais para a rede de drenagem e dá outras providências. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=280138>. Acesso em: julho/2019.

Richards DR & Thompson BS. 2019. Urban ecosystems: a new frontier for payments for ecosystem services. *People and Nature*, 1(2): 249-261.

Richards RC, Rerolle J, Aronson J, Pereira PH, Gonçalves H & Brancalion PHS. 2015. Governing a pioneer program on payment for watershed services: stakeholder involvement, legal frameworks and early lessons from the Atlantic forest of Brazil. *Ecosystem Services*, 16: 23-32.

Rolnik R, Saule Júnior N. 2002. Estatuto da Cidade: guia para implementação pelos municípios e cidadãos. 2. ed. Brasília: Instituto Pólis/Caixa Econômica Federal/Câmara dos Deputados.

Rudolpho LS. 2020. Conectividade funcional da paisagem e conservação da biodiversidade: subsídios para o planejamento territorial e paisagístico brasileiro. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo), Universidade Federal de Santa Catarina.

Rytwinski T, Soanes K, Jaeger JAG, Wilson L, Findlay CS, Houlahan J, Van Der Ree R & Van Der Grift EA. 2016. How effective is road mitigation at reducing road-kill? A meta-analysis. *PLoS One*, 11(11): 1-25.

Sabbion P. 2017. Urban river restoration. *In*: Perini K & Sabbion P. Urban sustainability and river restoration: green and blue infrastructure. Reino Unido: John Wiley & Sons. pp. 76-92.

Santos Júnior O, Silva RH & Sant'ana MC. 2011. Introdução. *In*: Santos Júnior O & Montandon DT (Eds.) Os planos diretores municipais pós-estatuto da cidade: balanço crítico e perspectivas. Rio de Janeiro: Letra Capital. pp. 13-26.

São Bernardo do Campo. 2017. Lei n.º 6.594, de 28 de setembro de 2017. Institui benefícios fiscais, nos termos que especifica, e dá outras providências. Disponível em: <http://leismunicipa.is/qhavs>. Acesso em: junho/2019.

São Carlos. 2005. Lei n.º 13.692, de 25 de novembro de 2005. Institui a planta genérica de valores do município, define critérios para lançamento do imposto predial e territorial urbano, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.saocarlos.sp.gov.br/index.php/incentivo-ambiental-iptu.html>. Acesso em: julho/2019.

São Paulo. 1987. Lei n.º 10.365, de 22 de setembro de 1987. Disciplina o corte e a poda de vegetação de porte arbóreo existente no município de São Paulo, e dá outras providências. Disponível em: [https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/arquivos/secretarias/meio\\_ambiente/banco\\_textos/0027/TCA\\_Lei\\_10365\\_1987.pdf](https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/arquivos/secretarias/meio_ambiente/banco_textos/0027/TCA_Lei_10365_1987.pdf). Acesso em: agosto/2019.

São Paulo. 2016a. Decreto n.º 57.565, de 27 de dezembro de 2016. Regulamenta procedimentos para a aplicação da Quota Ambiental, nos termos da Lei n.º 16.402, de 22 de março de 2016. Disponível em: <https://gestaourbana.prefeitura.sp.gov.br/legislacao/decreto-no-57-565-de-27-de-dezembro-de-2016/>. Acesso em: agosto/2019.

São Paulo. 2016b. Lei n.º 16.402, de 22 de março de 2016. Disciplina o parcelamento, o uso e a ocupação do solo no município de São Paulo, de acordo com a Lei n.º 16.050, de 31 de julho de 2014 – Plano Diretor Estratégico (PDE). Disponível em: <http://legislacao.prefeitura.sp.gov.br/leis/lei-16402-de-22-de-marco-de-2016>. Acesso em: agosto/2019.

Secretariat of the Convention on Biological Diversity (SCBD). 2012. Cities and biodiversity outlook: action and policy. Disponível em: <https://www.cbd.int/doc/health/cbo-action-policy-en.pdf>. Acesso em: março/2020.

Seehusen SE & Prem I. 2011. Por que pagamentos por serviços ambientais? *In*: Guedes FB & Seehusen SE (Eds.) Pagamento por serviços ambientais na mata atlântica: lições aprendidas e desafios. 2. ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. pp. 15-53.

Seto KC, Güneralp B & Hutyrá LR. 2012. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *PNAS*, 109(40): 16083-16088.

Silva PWS, Benites HS, Monteiro LM & Duarte DHS. 2018. Instrumentos urbanísticos para incremento de vegetação em áreas urbanas: análise comparada a partir da quota ambiental do município de São Paulo. *Cadernos Zygmunt Bauman*, 8(18): 167-187.

Simão I & Freitas MJCC. 2018. As motivações dos proprietários de terra para a criação das Reservas Particulares do Patrimônio Natural federais do estado de Santa Catarina, Brasil. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 45: 231-257.

Soares-Filho B, Rajão R, Macedo M, Carneiro A, Costa W, Coe M, Rodrigues H & Alencar A. 2014. Cracking Brazil's Forest Code. *Science*, 344(6182): 363-364.

Souza JL & Fonseca M. 2018. Roteiro para o reconhecimento de Reserva Particular do Patrimônio Natural. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica.

Taffarello D, Calijuri MC, Viani RAG, Marengo JA & Mendiando EM. 2017. Hydrological services in the Atlantic Forest, Brazil: an ecosystem-based adaptation using ecohydrological monitoring. *Climate Services*, 8: 1-16.

Taylor BD & Goldingay RL. 2004. Wildlife road-kills on three major roads in north-eastern New South Wales. *Wildlife Research*, 31(1): 83-91.

Taylor PD, Fahrig L, Henein K & Merriam G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68(3): 571-573.

Tejeiro G & Stanton M. 2014. Sistemas estaduais de pagamento por serviços ambientais: diagnóstico, lições aprendidas e desafios para a futura legislação. São Paulo: Instituto O Direito por um Planeta Verde.

United Nations. Department of Economic and Social Affairs. 2019. World urbanization prospects. The 2018 Revision. Disponível em: <https://population.un.org/wup/Publications/Files/WUP2018-Report.pdf>. Acesso em: março/2020.

Van Der Grift EA, Van Der Ree R, Fahrig L, Findlay S, Houlahan J, Jaeger JAG, Klar N, Madriñan LF & Olson L. 2013. Evaluating the effectiveness of road mitigation measures. *Biodiversity and Conservation*, 22(2): 425-448.

Virtudes A & Manso M. 2016. Applications of green walls in urban design. *IOP Conference Series Earth and Environmental Science*, 44(3): 1-6.

Wang JW, Poh CH, Tan CYT, Lee VN, Jain A & Webb EL. 2017. Building biodiversity: drivers of bird and butterfly diversity on tropical urban roof gardens. *Ecosphere*, 8(9): 1-22.

Wilson MC, Chen XY, Corlett RT, Didham RK, Ding P, Holt RD, Holyoak M, Hu G, Hughes AC, Jiang L, Laurance WF, Liu J, Pimm SL, Robinson SK, Russo SE, Si X, Wilcove DS, Wu J & Yu M. 2016. Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. *Landscape Ecology*, 31(2): 219-227.

Wunder S. 2005. Payments for environmental services: some nuts and bolts. *CIFOR Occasional Paper*, 42: 1-24.

CAPÍTULO

# 5



# Qualidade visual da paisagem como indicador de conservação ambiental: estudo de caso estuário do Rio Camboriú, Balneário Camboriú, SC

Rosemeri Carvalho Marenzi, Dra.<sup>1,2\*</sup>

Carolina Schmanech Mussi, Dra.<sup>1</sup>

Katiuscia Wilhelm Kangerski, Ma.<sup>1</sup>

Diego Bremer Trevizzan, Bel.<sup>1</sup>

Daruã Valente, Me.<sup>1</sup>

Bianca Kluck<sup>1</sup>

Nicolý Rodrigues da Silva<sup>1</sup>

\*Autora para correspondência: merimarenzi@univali.br

## Introdução

A paisagem é o resultado visual da formação do meio físico natural associado às transformações decorrentes do meio cultural. O estudo da paisagem possibilita subsidiar o planejamento de uso e ocupação do solo, a análise de impactos ambientais, a elaboração de planos diretor, de manejo e de desenvolvimento turístico (Marenzi & Roderjan 2005), assim como indica a situação de conservação ambiental auxiliando na construção de políticas públicas que visem à proteção dos atributos paisagísticos.

Diante da relevância dos ecossistemas costeiros, da realidade de ocupações não planejadas e da ausência de uma política pública efetiva na zona litorânea, a paisagem deve ser estudada e protegida em função não só de sua influência no desenvolvimento socioeconômico, mas como fonte de satisfação das necessidades humanas mais elementares de bem-estar, tendo em vista que os espaços naturais proporcionam relaxamento e saúde mental (Howley 2011). Para Vitte (2007, p. 71), “a paisagem emerge na análise geográfica carregada de simbolismo, sendo responsável pela constituição do imaginário social que atua na condução da ação dos atores sociais, ao mesmo tempo em que mediatiza a representação do território por estes mesmos atores”. “Como modo de ligação entre o espaço e a imaginação, a paisagem carrega códigos e símbolos territoriais instituídos coletivamente” (Maciel 2005, p. 12).

---

<sup>1</sup> Vice-coordenadora do Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Ciências e Tecnologia Ambiental.

<sup>2</sup> Laboratório de Conservação e Gestão Costeira (LCGC). Escola do Mar, Ciência e Tecnologia (EMCT). Universidade do Vale do Itajaí (Univali).

Na perspectiva da importância da paisagem na relação humana, as transformações do estuário do Rio Camboriú incidem principalmente na sua paisagem e estão refletindo no cotidiano da população local, bem como nas atividades turísticas, pela depreciação da qualidade estética desse espaço, que deve estar integrado aos meios urbano e periurbano de forma harmônica. “Paisagem e turismo são duas realidades intimamente relacionadas já que a motivação fundamental para a viagem turística é a necessidade de romper com a rotina” (Pires 2005, p. 418).

A paisagem do estuário do Rio Camboriú veio ao longo do tempo incorrendo em drásticas transformações, decorrentes da substituição da vegetação nativa por exótica, da ocupação das margens por edificações horizontais mais a montante e verticalizadas mais a jusante, da emissão de efluentes domésticos e da implantação de empreendimentos turísticos e náuticos. Ainda, grandes empreendimentos são previstos, cuja avaliação dos impactos ambientais negligencia o valor da paisagem natural, enquanto vários estudos demonstram que o elemento naturalidade é um atributo de preferência turística e de bem-estar social (Felix *et al.* 2016, Belino *et al.* 2018).

Assim, em função do reconhecimento do valor da paisagem como um recurso socioeconômico e cultural, surgem metodologias que buscam valorar a qualidade paisagística em áreas de interesse onde a paisagem, na sua dimensão ecológica, pode ser analisada objetivamente, mas ainda assim relacionada à percepção sobre o meio ambiente em que está inserida (Heijgen 2013).

Com base no exposto, este estudo de caso teve como objetivo analisar a qualidade visual da paisagem do estuário do Rio Camboriú e a sua situação de conservação ou alterações ambientais. Foram utilizados imagens de satélite e registros fotográficos para definição de unidades de paisagem que representam a realidade do estuário, bem como para seleção de elementos que influenciam na sua qualidade visual.

Santiago *et al.* (2001) usaram o sistema de informação geográfica (SIG) a diferentes escalas para analisar a paisagem natural e a construída, levantar a ocupação do solo e verificar os conflitos sociais e ambientais na Lagoa da Conceição, em Florianópolis (SC). Outros autores recorreram ao SIG para estudos da paisagem no Saco da Fazenda, em Itajaí (SC) (Fisch *et al.* 2016), e na área de proteção ambiental (APA) do Morro do Gavião, em Camboriú (SC) (Menezes 2009), considerando também a percepção de moradores.

Sobre outros estudos de percepção ambiental, em Laguna (SC), os pescadores artesanais foram sujeitos de pesquisa a respeito dos componentes das paisagens natural e antrópica no que tange aos conflitos e à estética (Marcomim & Sato 2016). Morari (2010), visando identificar os atores sociais e grupos de interesse envolvidos direta ou indiretamente na transformação da paisagem da Praia dos Naufragados da Barra do Sul, em Florianópolis, constatou que os moradores se esforçam por conservar o meio ambiente para garantir sua permanência e sobrevivência. Outra investigação buscou compreender a percepção da paisagem da população ribeirinha para reunir informações que impulsionam o sucesso da realização de projetos sustentáveis no Ribeirão Fortaleza, em Blumenau (SC) (Rudolpho *et al.* 2018).

Ainda, acerca de percepção, especificamente em Balneário Camboriú (SC), Daum (2018) analisou a percepção dos moradores do bairro da Barra atingidos pelas transformações na paisagem decorrentes da implantação de infraestrutura turística. A autora observou que a descrição da evolução da paisagem ocorre de maneira complexa e que infraestrutura turística causa diversos impactos na paisagem e no cotidiano dos moradores. Outros estudos no bairro da Barra focaram nas questões urbana e histórico-cultural (Moraes & Tricárico 2006, 2015), bem como no processo de artificialização de Balneário Camboriú (Piatto & Polette 2012) e nos aspectos históricos (Schlickmann 2016).

Alguns estudos também foram realizados na Bacia Hidrográfica do Rio Camboriú, cabendo destacar o de Rabelo & Schwingel (2019), por considerar a percepção quanto ao Rio Camboriú.

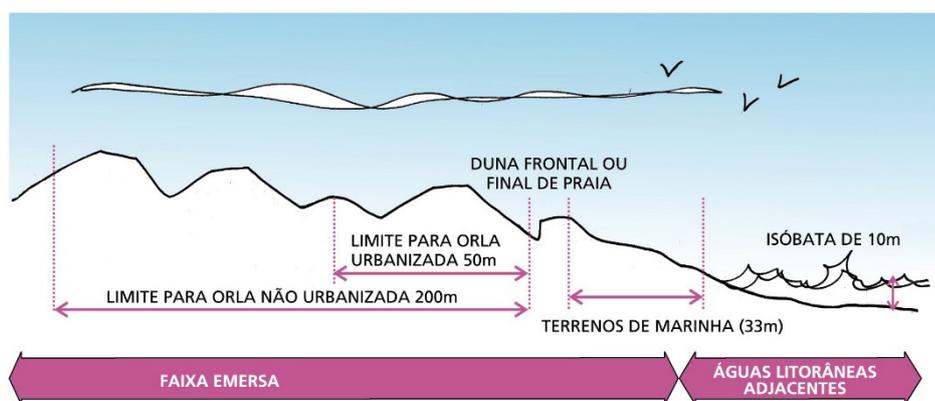
Na pesquisa que compara as paisagens das praias de Taquarinhas e Central, em Balneário Camboriú, ficou evidente a preferência pelas imagens dos aspectos naturais da Praia de Taquarinhas (Saly 2001). Outra investigação no município comparou as preferências paisagísticas entre as praias do Coco e Central, destacando-se os valores mais altos para a paisagem da Praia do Coco (Felix *et al.* 2016). Resultados similares e por meio do mesmo método foram obtidos para as praias Brava, de

Cabeçudas e do Atalaia, em que as imagens de maior naturalidade foram as avaliadas com maior pontuação (Belino *et al.* 2018).

O estudo de impacto ambiental realizado para o empreendimento Terminal Portuário de Turismo BC Port (Acquaplan & BC Port 2016), apesar de não ter utilizado métodos para avaliar a qualidade visual da paisagem, considerou que a estrutura instalada do terminal na Barra Sul da Praia Central provocará alteração da paisagem natural, implicando variação da beleza cênica da região. Os resultados deste estudo são inéditos para o estuário e oportunizaram recorrer à qualidade visual da paisagem como um indicador, além de outros que compuseram o Programa Estuário do Rio Camboriú 2030, da Universidade do Vale do Itajaí (Univali), formando um sistema de indicadores.

## Área de estudo

A área de estudo compreende o estuário do Rio Camboriú, tendo como base a definição de orla marítima<sup>3</sup> estabelecida na metodologia do Projeto Orla (Figura 1).



Fonte: Brasil (2006).

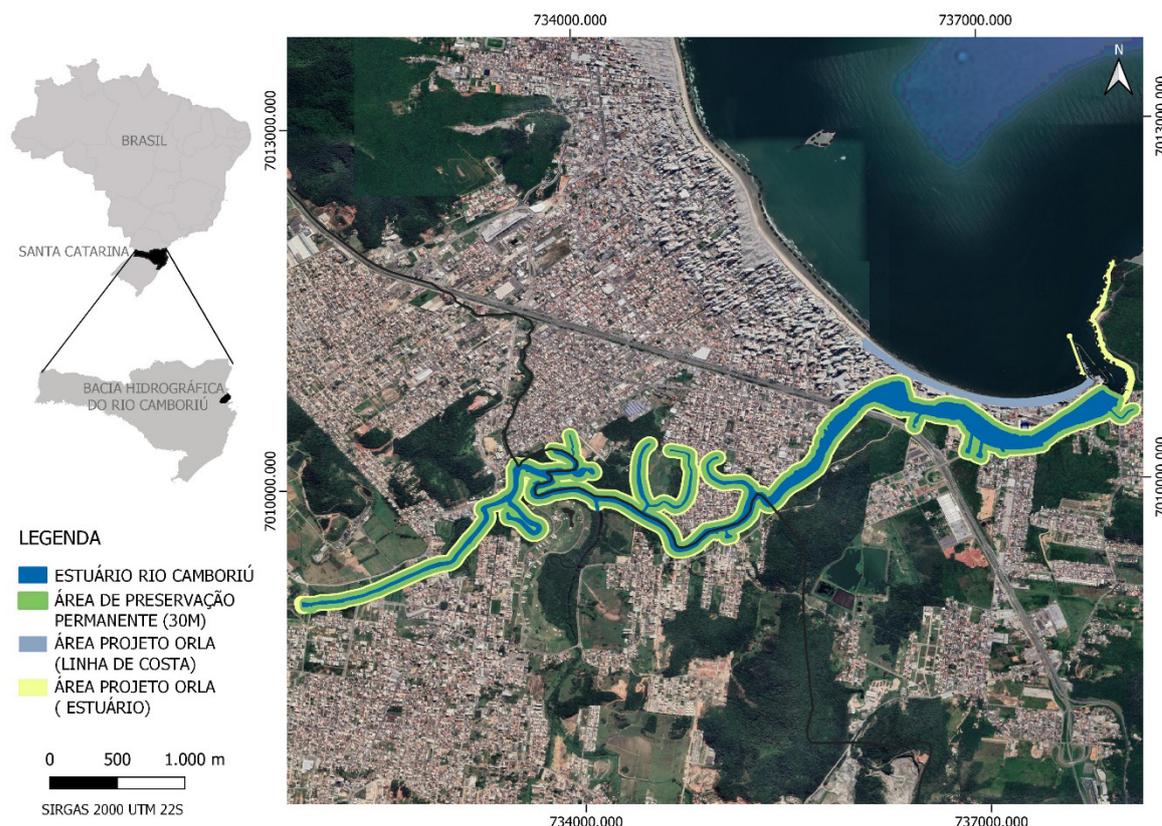
**Figura 1** – Delimitação da orla marítima.

## Identificação e mapeamento das unidades e dos elementos da paisagem

Para o mapeamento da área de estudo e a definição de unidades e elementos da paisagem e aspectos da água, foi realizada saída de campo em março de 2020, com fins de reconhecimento e registro fotográfico ao longo do percurso do rio, entre a barragem, em Camboriú, até a foz, no deságue do Oceano Atlântico, tendo sido anotadas as coordenadas geográficas dos pontos em que as imagens foram registradas (pontos de 1 a 21).

No Laboratório de Conservação e Gestão Costeira da Univali foi plotada a delimitação da área, segundo Brasil (2006), incluindo nela o mapeamento da área de preservação permanente (APP de 30 m), que, somada à área de marinha, resultou em torno de 80 metros de cada margem do estuário, conforme demonstrado na Figura 2. As imagens fotográficas coletadas durante a campanha foram espacializadas no Google Earth em conjunto com o mapeamento das marinas da área de estudo.

<sup>3</sup> Orla marítima na área terrestre são considerados os 50 metros em áreas urbanizadas, demarcados na direção do continente a partir da linha de preamar ou do limite final de ecossistemas, tais como as caracterizadas por feições de praias, dunas, áreas de escarpas, falésias, costões rochosos, restingas, manguezais, marismas, lagunas, estuários, canais ou braços de mar, quando existentes, onde estão situados os terrenos de marinha e seus acrescidos (Brasil 2006).



Fonte: elaborada pelos autores.

**Figura 2** – Área de estudo para análise da paisagem do estuário do Rio Camboriú, Balneário Camboriú (SC).

Todos os dados foram convertidos para o *software* ArcGIS 10.2 e, em conjunto com as imagens de alta resolução e ortoretificadas da Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável de Santa Catarina do ano de 2012, foi feito o mapeamento das unidades (UP) e dos elementos da paisagem (EP). As atualizações na leitura das imagens ocorreram de forma manual em imagem de 2019 do Google Earth. Com essa sistematização dos dados em SIG, visualmente, foram definidas as diferentes tipologias de paisagem. Aquelas em que havia similaridade de textura ou de cor, ou ainda se podia distinguir o mesmo tipo de uso e/ou de ocupação, compuseram a mesma UP. Os EP foram selecionados com base no critério de destaque ou de simbolismos no estuário. Dessa maneira, foi possível definir as UP e os EP para o estuário do Rio Camboriú.

Após definição das UP e dos EP, foi possível selecionar as imagens que melhor os representassem, de modo que uma mesma fotografia pudesse representar mais de uma UP ou um EP. Isso porque não é adequado um conjunto grande de fotografias, pois estas, sendo objetos de avaliação da qualidade visual de paisagem, não devem confundir ou exaurir o participante avaliador (Marenzi 1996); basta que representem a realidade da UP ou do EP no tocante às variáveis que a compõem (tipo de vegetação, tipo de edificação, presença de embarcação, simbolismo etc.).

Uma nova saída de campo foi realizada em outubro de 2020, com fins de confirmar e validar as UP e os EP demarcados e mapeados.

## Avaliação e mapeamento da qualidade visual da paisagem

Para a avaliação da qualidade visual da paisagem, foi utilizado o conjunto de fotografias que representam as diversas imagens das UP e dos EP, que compõem as margens e o leito do estuário do Rio Camboriú. Além delas, também foram selecionadas imagens que representassem vistas da paisagem no tocante aos aspectos da água: com sedimentos (barrenta), com efluentes e normal, mas

predominando o ambiente natural (a montante), e ambiente artificializado (a jusante). O registro das fotografias deu-se com base em um padrão preestabelecido quanto ao enquadramento fotográfico, de modo que houvesse distribuição semelhante de porção de céu em relação aos outros elementos da cena fotográfica.

As fotografias foram avaliadas por diferentes públicos (moradores, comerciantes da região, turistas), por meio de questionário *on line* no sistema Google Form. Esse instrumento substituiu o método de entrevista, haja vista o problema da pandemia do novo coronavírus. O questionário ficou disponível de 23 de abril a 17 de julho de 2020, e nele os participantes marcaram com um X a concordância do termo de consentimento livre e esclarecido (TCLE).

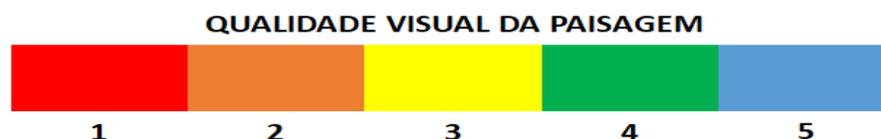
As diversas imagens da paisagem foram pontuadas pelos avaliadores em:

- 5: qualidade muito alta;
- 4: qualidade alta;
- 3: qualidade média;
- 2: qualidade baixa;
- 1: qualidade muito baixa, conforme método direto (Marenzi 1996).

Dessa maneira, foi possível estabelecer o indicador de qualidade visual da paisagem por UP e EP, assim como para o estuário como um todo na área de estudo, por meio da média geral.

A previsão da amostragem foi de 266 avaliadores respondentes, admitindo 6% de erro (Opinion Box 2019), considerando a população de Balneário Camboriú de 142.295 habitantes em 2019 (IBGE 2020).

Após retorno das respostas, foram calculadas as médias das avaliações obtidas para cada fotografia e extrapoladas para as UP e os EP. Assim, foi elaborado o mapa de qualidade visual da paisagem nas cores correspondentes aos valores de 5 (qualidade visual da paisagem muito alta) a 1 (qualidade visual da paisagem muito baixa), conforme escala da Figura 3, de modo a distinguir as UP e os EP de acordo com a qualidade obtida.



Fonte: elaborada pelos autores.

**Figura 3** – Escala de cores utilizadas para avaliação da qualidade visual da paisagem.

## Resultados e discussão

Participaram da avaliação da qualidade visual da paisagem 216 pessoas, chegando próximo à amostragem prevista, para 6% de erro, e ultrapassando a amostra ideal para 7% de erro, que é de 196 entrevistados (Opinion Box 2019). O público foi diverso e bem representado (Tabela 1).

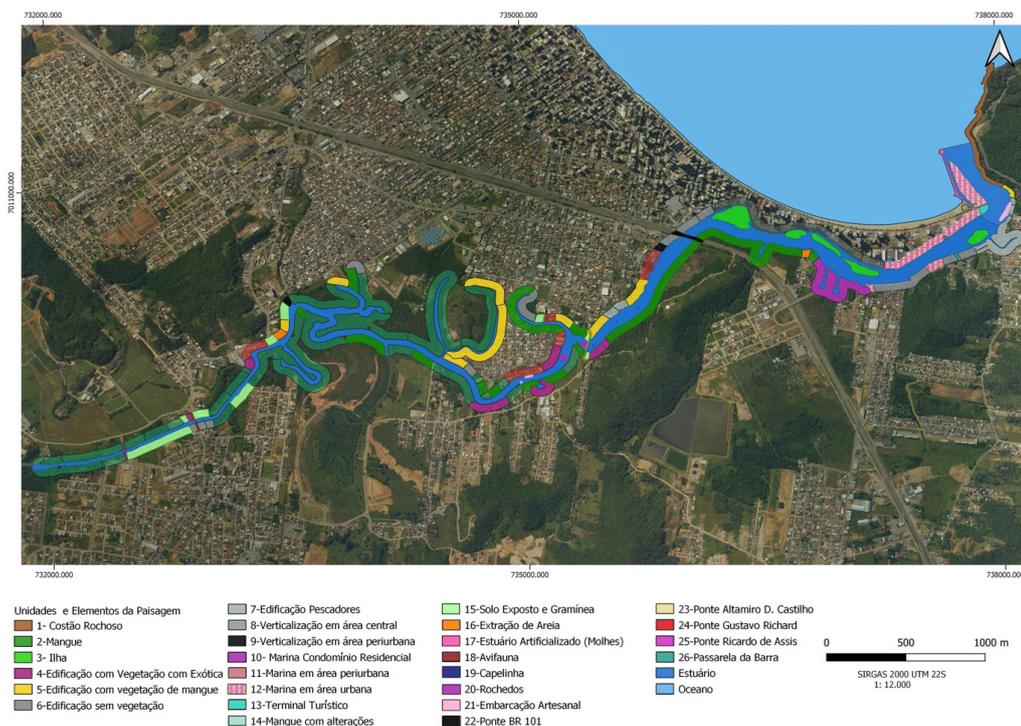
**Tabela 1** – Perfil dos entrevistados sobre a qualidade visual da paisagem do estuário do Rio Camboriú, Balneário Camboriú, SC.

Participantes	Categorias	Número	%
<b>Gênero</b>	Feminino	119	55,10
	Masculino	96	44,44
	Não especificou	1	0,46
<b>Naturalidade</b>	Balneário Camboriú	18	8,33
	Outros municípios	110	50,92
	Outros estados	85	39,35
	Estrangeiros	2	0,92
	Em branco	1	0,46
<b>Local de moradia</b>	Balneário Camboriú	79	36,57
	Outros municípios de SC	130	60,19
	Outros estados	7	3,24
<b>Faixa etária</b>	Menor de 18 anos	5	2,31
	Jovem (18 até 24 anos)	47	21,75
	Jovem adulto (25 até 39 anos)	85	39,35
	Adulto (40 até 59 anos)	61	28,24
	Idoso (acima de 60 anos)	18	8,33

Fonte: elaborada pelos autores.

## Qualidade visual da paisagem

Das centenas de fotografias que registraram a região do estuário, foram selecionadas 30 que melhor representavam os diversos aspectos da paisagem para avaliar a sua qualidade visual, subdivididas em: UP (17 imagens), EP (nove imagens) e vistas da paisagem (quatro imagens) presentes no estuário. As UP e os EP foram mapeados (Figura 4), e as imagens que os representam se encontram nas Figuras 5 e 6. Já a Figura 7 apresenta as imagens que representam diversos aspectos da água.



Fonte: elaborada pelos autores.

**Figura 4** – Unidades e elementos da paisagem do estuário do Rio Camboriú, Balneário Camboriú, SC.





Fonte: elaborada pelos autores.

**Figura 5** – Unidades de paisagem no estuário do Rio Camboriú, Balneário Camboriú, SC: (A) costão rochoso; (B) manguezal; (C) ilha; (D) edificação com vegetação exótica; (E) edificação com vegetação mangue; (F) edificação sem vegetação; (G) edificação de pescadores; (H) verticalização em área central; (I) verticalização em área periurbana; (J) marina e condomínio residencial; (K) marina em área periurbana; (L) marina em área urbana; (M) terminal turístico; (N) manguezal com alterações; (O) solo exposto e gramínea; (P) extração de areia; (Q) estuário artificializado.



Fonte: elaborada pelos autores.

**Figura 6** – Elementos de paisagem presentes no estuário do Rio Camboriú, Balneário Camboriú, SC: (A) avifauna; (B) Capelinha; (C) rochedos; (D) embarcação artesanal; (E) ponte da BR 101; (F) Ponte Altamiro D. Castilho; (G) Ponte Gustavo Richard; (H) Ponte Ricardo Assis; (I) passarela da barra.



Fonte: elaborada pelos autores.

**Figura 7** – Aspectos da água no estuário do Rio Camboriú, Balneário Camboriú, SC: (A) água em ambiente natural; (B) água com sedimentos; (C) água com efluentes; (D) água em ambiente artificializado.

Apesar de muitas imagens terem recebido avaliações de muito alta e muito baixa, quando consideradas as médias, predominaram somente três classes de qualidade visual da paisagem: qualidades alta, média e baixa.

Na Tabela 2 é possível observar os resultados obtidos para as UP, representadas por 17 imagens.

**Tabela 2** – Avaliação pelos entrevistados da qualidade visual da paisagem das unidades de paisagem do estuário do Rio Camboriú, Balneário Camboriú, SC.

UNIDADES DE PAISAGEM						
Imagem	Descrição	Qualidade 5	Qualidade 4	Qualidade 3	Qualidade 2	Qualidade 1
Figura 5A	Costão rochoso					
Figura 5B	Manguezal					
Figura 5C	Ilha					
Figura 5D	Edificação com vegetação exótica					
Figura 5E	Edificação com vegetação mangue					
Figura 5F	Edificação sem vegetação					
Figura 5G	Edificação de pescadores					
Figura 5H	Verticalização em área central					
Figura 5I	Verticalização em área periurbana					
Figura 5J	Marina e condomínio residencial					
Figura 5K	Marina em área periurbana					

Continua...

Continuação da tabela 2

UNIDADES DE PAISAGEM						
Imagem	Descrição	Qualidade 5	Qualidade 4	Qualidade 3	Qualidade 2	Qualidade 1
Figura 5L	Marina em área urbana					
Figura 5M	Terminal turístico					
Figura 5N	Manguezal com alterações					
Figura 5O	Solo exposto e gramínea					
Figura 5P	Extração de areia					
Figura 5Q	Estuário artificializado					

Fonte: elaborada pelos autores.

Das imagens (UP) avaliadas, o costão rochoso e o manguezal receberam a melhor avaliação (qualidade 4: alta), sendo ambos representantes das paisagens mais naturais no estuário. Na sequência, qualidade 3 (média) correspondeu às unidades que na sua maioria ainda têm a presença de elementos naturais: ilha, edificação com vegetação (nativa e exótica) e manguezal com alteração, além de estuário artificializado.

A imagem denominada de estuário artificializado se refere à porção do molhe da Praia Sul, sendo este um atrativo turístico em que é possível avistar Camboriú (Acquaplan & BC Port 2016). Assim, a vegetação, composta da mata atlântica avistada ao fundo, deve ter agregado valor à paisagem, somada à presença do mar. Ambiente de praia e de morraria receberam a maior avaliação em estudos na região (Marenzi 1996, Felix *et al.* 2016, Belino *et al.* 2018).

As outras 11 UP receberam a classificação de qualidade 2 (baixa), compostas de edificações sem vegetação, verticalização, marinas, extração de areia, solo exposto e terminal turístico. Cabe destacar que são UP em que predomina a artificialização, o que corrobora com Pires (2005) quando afirma que os elementos construtivos são detratores da paisagem. No caso da qualidade visual baixa para o terminal turístico, essa avaliação serve de alerta para o impacto visual negativo que novos empreendimentos desse ramo ou similares podem trazer ao estuário, perdendo um importante serviço ecossistêmico cultural, que é a contemplação da paisagem e os bens associados a ela.

A Tabela 3 revela o resultado obtido para as avaliações dos EP, constituídos de nove cenas paisagísticas presentes no estuário.

**Tabela 3** – Avaliação pelos entrevistados da qualidade visual da paisagem dos elementos da paisagem do estuário do Rio Camboriú, Balneário Camboriú, SC.

ELEMENTOS DA PAISAGEM						
Imagem	Descrição	Qualidade 5	Qualidade 4	Qualidade 3	Qualidade 2	Qualidade 1
Figura 6A	Avifauna					
Figura 6B	Capelinha					
Figura 6C	Rochedos					
Figura 6D	Embarcação artesanal					
Figura 6E	Ponte da BR 101					
Figura 6F	Ponte Altamiro D. Castilho					
Figura 6G	Ponte Gustavo Richard					
Figura 6H	Ponte Ricardo Assis					
Figura 6I	Passarela da barra					

Fonte: elaborada pelos autores.

A presença da garça representando a avifauna foi a que mais agradou aos entrevistados (qualidade 4: alta), considerando todas as 30 fotografias. Esse fato aponta para a possibilidade de estimular a atividade de observação de aves (*birdwatching*), como recreação em contato com a natureza no estuário. Na sequência, as rochas, Capelinha, presença de embarcação artesanal e a Ponte Ricardo Assis receberam avaliação qualidade 3 (média). Esses elementos representam aspectos de religiosidade, no caso da imagem da santa, e aspectos culturais, no caso da embarcação artesanal. Parecem ser simbolismos que podem ser explorados para a identidade local. A Ponte Ricardo Assis tem no seu entorno a presença da vegetação ciliar, o que atribui certa qualidade à paisagem, mesmo tratando-se de um elemento em que sobressai a estrutura de engenharia.

As demais pontes e a passarela da barra foram avaliadas como qualidade 2 (baixa). No caso da passarela, estudo realizado por Moraes e Tricário (2015) mostrou que ela foi construída em “escala monumental”, incompatível com a estrutura histórica do bairro da Barra, alterando de maneira significativa a paisagem. Os autores afirmam ainda que a Barra possui um legado histórico-cultural ainda evidente, o que a diferencia do restante do município, que seguiu um padrão urbanístico verticalizado. Portanto, essa percepção deve ter influenciado na avaliação do referido elemento, por tratar-se de uma obra moderna da engenharia.

Ainda, foram selecionadas quatro fotografias com foco no leito do estuário, buscando verificar a percepção social quanto à qualidade visual da água na paisagem (Tabela 4), uma vez que nas demais imagens (UP e EP) a água estava sempre presente, mas dividindo a cena com outros elementos.

**Tabela 4 – Avaliação pelos entrevistados da qualidade visual da paisagem dos aspectos da água do estuário do Rio Camboriú, Balneário Camboriú, SC.**

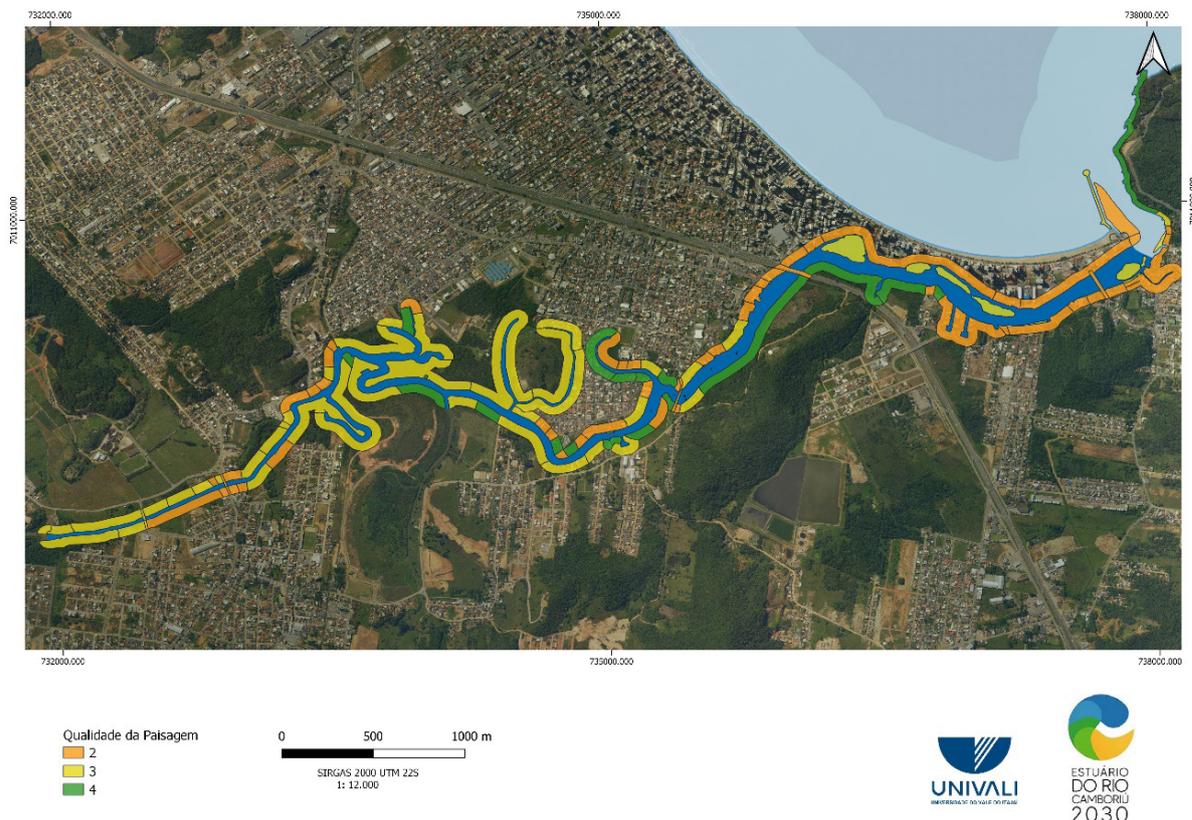
ASPECTOS DA ÁGUA						
Imagem	Descrição	Qualidade 5	Qualidade 4	Qualidade 3	Qualidade 2	Qualidade 1
Figura 7A	Água em ambiente natural					
Figura 7B	Sedimentos na água					
Figura 7C	Efluentes na água					
Figura 7D	Água em ambiente artificializado					

Fonte: elaborada pelos autores.

A melhor avaliação foi atribuída à paisagem em que a água se desloca em ambiente mais natural, com vistas a montante (qualidade 4: alta). As demais imagens tiveram a avaliação na classe qualidade 3 (média). Trata-se de paisagens em que a água tem a sua transparência prejudicada por sedimentos ou efluentes. O impacto negativo da deposição de sedimentos tenderá a se ampliar, pela necessidade de intensificação de dragagem para implantação do Terminal Portuário de Turismo, conforme Acquaplan & BC Port (2016). Tal estudo admite ainda que a disposição inadequada dos resíduos sólidos, além de causar contaminação ambiental, também é fonte de degradação da paisagem. Quanto à emissão de efluentes domésticos, esta é decorrente da água não tratada de Camboriú. A imagem com água de transparência normal, mas que se desloca em ambiente urbanizado, também tem a sua qualidade reduzida. Por outro lado, considerando as paisagens em que a água predomina, nenhuma teve valor de qualidade 2 (baixa), demonstrando que a água é um elemento de atrativo paisagístico.

Na Figura 8 é possível verificar o mapeamento das UP e dos EP segundo os valores atribuídos, apontando para os resultados em cores:

- qualidade visual da paisagem alta: verde;
- qualidade visual da paisagem média: amarela;
- qualidade visual da paisagem baixa: laranja.



Fonte: elaborada pelos autores.

**Figura 8** – Valores atribuídos a unidades e elementos da paisagem do estuário do Rio Camboriú, Balneário Camboriú, SC.

O resultado das avaliações evidenciou que os elementos naturais agregam valor à paisagem, visto que as melhores avaliações foram atribuídas a paisagens com menores interferências humanas, seja nas margens do estuário, seja no seu leito, enquanto as edificações, pontes, embarcações, marinas e verticalização parecem depreciar a qualidade paisagística. Assim, para a paisagem do estuário como um todo, em que foram consideradas todas as avaliações das 30 imagens que a representam, o resultado alcançou qualidade visual média.

Por meio de medidas de proteção para as UP, os EP e aspectos da água de qualidade alta e de recuperação e/ou restauração para as de qualidades média e baixa, é possível considerar que a qualidade da paisagem do estuário se elevará, consolidando o turismo como fonte econômica estável e resultando em maior bem-estar aos moradores de Balneário Camboriú, uma vez que a paisagem consiste em serviço ecossistêmico cultural (MEA 2005).

De todas as imagens, as duas de menor valor referiram-se à edificação de pescadores (Figura 5G) e à edificação sem vegetação (Figura 5F). O fato de serem paisagens desprovidas de vegetação depreciou a sua qualidade visual (Marenzi 1996). Os avaliadores devem ter julgado a necessidade de atender à legislação, pois a vegetação às margens de cursos d'água é APP pelo Código Florestal (Brasil 2012), além de prover segurança, minimizando problemas de inundações e melhorando as condições hídricas. Na imagem de edificação de pescadores, possivelmente a condição precária dos ranchos também foi um detrator da paisagem, mesmo levando-se em conta a peculiaridade e cultura associadas: "Cada pescaria implica diferentes movimentos no estuário, movimentos estes que incluem a movimentação do pescador das áreas de moradia até as áreas de pesca" (Silveira *et al.* 2013, p. 315). Para Maciel (2005), a percepção quanto à população ribeirinha deveria denotar condições nostálgicas dos modos de vida pitorescos às margens do rio, contudo essa mesma condição pode sugerir necessidade de intervenção, que talvez, por conseguinte, resulte em melhoria das condições

de habitação e de segurança, caso os ranchos de pesca estejam servindo de moradia, mas sem perda de identidade cultural e por meio de planejamento participativo. Igualmente ocorre para as edificações sem vegetação e, nesse caso, busca-se o recuo das construções.

Por outro lado, a imagem de maior valor foi a do costão rochoso (Figura 5A), cuja naturalidade evoca as preferências para paisagens mais íntegras. Portanto, ela é uma UP a ser protegida, em razão da beleza cênica dos costões (Marenzi 1996, Oliveira *et al.* 2017).

Importante considerar que no estudo de impacto ambiental de Acquaplan & BC Port (2016) viu-se que o impacto poderá ser negativo no tocante à alteração da paisagem atual da Praia Central. Em contrapartida, a estrutura e a operação do terminal turístico poderão ser um atrativo que deixará o ambiente com maior qualidade cênica. Destaca-se que a Praia Central é um ambiente altamente modificado e urbanizado e que não possui mais a qualidade cênica natural de uma praia agreste. O presente estudo demonstrou que, mesmo que a paisagem do estuário já esteja alterada e a sua qualidade reduzida, prevalecem as preferências por seus aspectos mais naturais.

A manutenção das paisagens a serem protegidas pelo seu valor e as intervenções nas de baixa qualidade visual devem ser objeto de planejamento e de monitoramento, de maneira que os indicadores sejam formas de acompanhar o potencial, levar os atributos paisagísticos e resgatar a identidade cultural de um estuário na sua essência natural, emblemático não somente para Balneário Camboriú, mas para Camboriú, considerando a sua origem e o seu passado. Em uma pesquisa sobre “a paisagem que é a cara do Recife”, 71% dos internautas elegeram o Rio Capibaribe e as pontes. Para Maciel (2005, p. 12) “a imagem-símbolo do rio e pontes de Recife é um tipo de metonímia geográfica baseada numa relação integrativa entre natureza e cultura num sítio urbano de estuário”, o que parece ser a realidade do estuário do Rio Camboriú.

## Conclusão

Denotam-se as preferências por aspectos naturais e com pouca ou nenhuma interferência humana no estuário do Rio Camboriú, enquanto a ausência de vegetação e as estruturas artificiais são detratores dessa paisagem estuarina.

Os resultados demonstram que a capacidade de suporte do estuário quanto ao uso e à ocupação alcançou o seu limite no tocante à qualidade paisagística, pois a continuidade de alterações ambientais tende a decrescer a paisagem para valores de qualidade baixa e muito baixa, uma vez que atualmente resulta em qualidade média. Portanto, novos grandes empreendimentos devem ser limitados e impedidos, minimizando também a necessidade de esforços e investimentos financeiros para a requalificação do estuário em detrimento de projetos de interesse econômico.

Medidas de recuperação ambiental do espaço já consolidado (restauração da mata ciliar, recuo de algumas edificações, inclusão de estruturas de lazer harmônicas com a paisagem, oportunidade de *birdwatching* etc.) poderão resgatar a qualidade visual da paisagem.

## Agradecimento

Ao sr. Júlio Tedesco (*in memoriam*) o financiamento da pesquisa.

## Referências

Acquaplan & BC Port. 2016. Estudo de Impacto Ambiental – EIA: Terminal Portuário de Turismo BC Port, município de Balneário Camboriú, Santa Catarina.

Belino JAT, Beltrão MC, Marenzi RC. 2018. Análise da qualidade visual da paisagem de praias arenosas na orla de Itajaí-SC. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 21(2): 19-25.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. 2006. Projeto Orla: fundamentos para gestão integrada. Brasília: Ministério do Meio Ambiente / Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão.

Brasil. 2012. Lei n.º 12.651, de 25 de maio de 2012. Institui o novo código florestal brasileiro. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm). Acesso em: agosto/2020.

Daum K. 2018. Impactos gerados pela implantação de infraestrutura turística em áreas de paisagens culturais: a percepção dos residentes do Bairro da Barra, Balneário Camboriú (SC). Dissertação (Mestrado em Turismo e Hotelaria), Universidade do Vale do Itajaí.

Felix G, Marenzi RC, Polette M & Netto SA. 2016. Landscape visual quality and meiofauna biodiversity on sandy beaches. *Environmental Management*, 58: 682-693.

Fisch F, Menezes JT, Branco JO. 2016. Análise da paisagem na região do Saco da Fazenda, Itajaí/SC através do sensoriamento remoto. *Boletim Geográfico*, 34(1): 96-107.

Heijgen E. 2013. Human landscape perception. AONH High Weald Unit, Reino Unido. Disponível em: <http://www.highweald.org/downloads/publications/uk-landscape-research-reports/1057-human-landscape-perception-of-the-high-weald/file.html>. Acesso em: abril/2020.

Howley P. 2011. Landscape aesthetics: assessing the general public's preferences towards rural landscapes. *Ecological Economics*, 72: 161-169.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2020. Diretoria de Pesquisas. Coordenação de População e Indicadores Sociais. Estimativas de população enviadas ao TCU. Estimativas da população residente no Brasil e unidades da federação com data de referência em 1º de julho de 2019. Disponível em: [https://ftp.ibge.gov.br/Estimativas\\_de\\_Populacao/Estimativas\\_2019/POP2019\\_20210331.pdf](https://ftp.ibge.gov.br/Estimativas_de_Populacao/Estimativas_2019/POP2019_20210331.pdf). Acesso em: agosto/2020.

Maciel C. 2005. Espaços públicos e geo-simbolismos na cidade-estuário: rios, pontes e paisagens do Recife. *Revista de Geografia*, 22(1): 10-18.

Marcomim FE, Sato M. 2016. Percepção, paisagem e educação ambiental: uma investigação na região litorânea de Laguna-SC, Brasil. *Educação em Revista*, 32(2): 159-186.

Marenzi RC. 1996. Estudo da valoração da paisagem e preferências paisagísticas no município da Penha-SC. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais), Universidade Federal do Paraná.

Marenzi RC, Roderjan C.V. 2005. Estrutura espacial da paisagem da morraria da Praia Vermelha (SC): subsídio à ecologia de paisagem. *Revista Floresta*, 35(2): 259-269.

Menezes RR. 2009. Avaliação da sustentabilidade socioambiental da área de proteção ambiental do Morro do Gavião, Camboriú-SC. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental), Universidade do Vale do Itajaí.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Washington, D.C.: Island Press.

Moraes ST, Tricárico LT. 2006. História, cultura e projeto urbano: a barra do rio Camboriú. *Revista Paranaense de Desenvolvimento*, 111: 105-127.

Moraes ST, Tricárico LT. 2015. Elaboração de políticas de ações para a revalorização histórico-cultural do bairro da Barra, Balneário Camboriú, SC. *Políticas Públicas & Cidades*, 3(3): 108-128.

Morari DC. 2010. A paisagem da Praia dos Naufragados da Barra do Sul, Florianópolis, SC segundo a percepção dos moradores: uma abordagem etnográfica. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo), Universidade Federal de Santa Catarina.

Oliveira C, Marenzi CR, Longarete C. 2017. Serviços ecossistêmicos prestados pelos promontórios costeiros no litoral Centro-norte de Santa Catarina. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 21(2): 10-18.

Opinion Box. Cálculo de melhor amostragem. 2019. Disponível em: <https://www.opinionbox.com/calculadora-margem-de-erro/>. Acesso em abril/2020.

Piatto L, Polette M. 2012. Análise do processo de artificialização do município de Balneário Camboriú, SC, Brasil. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 12(1): 77-88.

Pires PS. 2005. A análise de indicadores da qualidade visual como etapa da caracterização de paisagens turísticas: uma aplicação no distrito-sede de Porto Belo-SC. *Turismo – Visão e Ação*, 7(3): 417-426.

Rabelo L, Schwingel PR. 2019. Resgate histórico como instrumento de avaliação da degradação ambiental em bacia hidrográfica costeira. *Geosul*, 34(73): 238-261.

Rudolpho LS, Karnopp ZMP, Santiago AG. 2018. A paisagem do Ribeirão Fortaleza em Blumenau-SC: percepção da população para a sua recuperação e valorização. *Urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana*, 10(2): 442-457.

Saly A. 2001. Praia de Taquarinhas, Balneário Camboriú, SC: Desafios da conservação. Monografia (Aperfeiçoamento/Especialização em Pós-Graduação em Biologia Marinha), Universidade do Vale do Itajaí.

Santiago A, Bianchi M, Feitosa F, Rosa M. 2001. Diferentes níveis de percepção da paisagem da Lagoa da Conceição (SC) através do SIG. *Paisagem e Ambiente*, (14): 171-186.

Schlickmann M. 2016. Do Arraial do Bonsucesso a Balneário Camboriú: mais de 50 anos de história. Balneário Camboriú: Fundação Cultural de Balneário Camboriú.

Silveira PBCB, Mesquita B, Melo L, Oliveira Filho I. 2013. Estuário paisagem-fluxo de pescadores artesanais. *Iluminuras*, 14(34): 304-323.

Vitte AC. 2007. O desenvolvimento do conceito de paisagem e a sua inserção na geografia física. *Mercator – Revista de Geografia da UFC*, 6(11): 71-78.

CAPÍTULO

# 6



# Avaliação interdisciplinar sobre o impacto das mudanças climáticas nos manguezais do litoral sul do Brasil

Marlon Carlos França, Dr.<sup>1\*</sup>

João Carlos Ferreira de Melo Júnior, Dr.<sup>2</sup>

Vanessa da Conceição Pinheiro, Ma.<sup>3</sup>

Fernando Augusto Borges da Silva, Me.<sup>3</sup>

Patrícia Silva Rodrigues, Ma.<sup>4</sup>

Angela Esmeralda Cely Torres, Bel.<sup>3</sup>

Allana Queiroz de Azevedo, Ma.<sup>5</sup>

Neuza Araújo Fontes, Dra.<sup>6</sup>

\*Autor para correspondência: marlon.franca@ifes.edu.br

## Introdução

Os manguezais são ecossistemas costeiros encontrados em regiões tropicais e subtropicais (Ball 1980, Blasco *et al.* 1996, Schaeffer-Novelli *et al.* 2016), sob influência das marés, que abrigam ampla diversidade de espécies e ocupam área global de aproximadamente 138 mil km<sup>2</sup> (Giri *et al.* 2011). A costa brasileira apresenta a terceira maior área de manguezais do mundo, estimada em cerca de 9 mil km<sup>2</sup> (Giri *et al.* 2011), distribuída entre 4°30'N (Oiapoque, AP) e 28°30'S (Laguna, SC), sob uma grande variedade de condições ambientais (Schaeffer-Novelli *et al.* 1990).

As áreas cobertas por manguezais são diretamente afetadas por uma gama de fatores que envolvem desde adaptações bioquímicas da vegetação até os processos físico-químicos e geológicos do litoral, associados à descarga fluvial (Lara & Cohen 2009, Cohen *et al.* 2012), à ação das correntes costeiras, marés e topografia (Hutchings & Saenger 1987, Wolanski *et al.* 1990), além da salinidade, da temperatura, do tipo de substrato, da frequência das inundações, da disponibilidade de luz e do

<sup>1</sup> Laboratório de Oceanografia e Clima (Ifes), Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica da Universidade Federal do Pará (PPGG/UFPA). Instituto Federal do Espírito Santo (Ifes).

<sup>2</sup> Laboratório de Morfologia e Ecologia Vegetal, Programa de Pós-Graduação em Saúde e Meio Ambiente (PPGSMA), Universidade da Região de Joinville (Univille).

<sup>3</sup> Laboratório de Dinâmica Costeira, Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica da Universidade Federal do Pará (PPGG/UFPA).

<sup>4</sup> German University of Technology in Oman.

<sup>5</sup> Laboratório de Oceanografia Operacional e Paleoceanografia, Programa de Pós-Graduação em Geociências da Universidade Federal Fluminense (PPGA /UFF).

<sup>6</sup> Museu Paraense Emílio Goeldi.

nível relativo do mar (Schaeffer-Novelli *et al.* 1990, Dornelles *et al.* 2006, Krauss *et al.* 2008). Portanto, esses ecossistemas podem ser utilizados como indicadores de mudanças costeiras e flutuações do nível relativo do mar (Blasco *et al.* 1996, Ellison 2005), bem como responder às mudanças climáticas (França *et al.* 2019).

No litoral brasileiro, os manguezais estão presentes desde o início do Holoceno (Behling *et al.* 2001, Smith *et al.* 2011, França *et al.* 2012). Na Região Norte, esse ecossistema é influenciado fortemente pela vazão dos rios (Cohen *et al.* 2012) e também pelas flutuações do nível relativo do mar (Cohen *et al.* 2005). No litoral nordeste, a influência ocorre pelas variações do nível do mar, assim como por mudanças nos processos de sedimentação locais (Ribeiro *et al.* 2018). Entretanto, na Região Sul, esse ecossistema tem sido influenciado pelas flutuações de temperatura (França *et al.* 2019). Portanto, de acordo com Cohen *et al.* (2016), fatores em escala global e regional têm impactado diretamente a área de manguezais brasileiros durante o Holoceno.

Considerando as variações de temperatura na atmosfera terrestre, alguns estudos apresentam possibilidade de aumento de 1 a 3,7°C até o fim deste século (Collins *et al.* 2013). A taxa de aquecimento da temperatura das águas superficiais dos oceanos é de 0,18°C por década (Wong *et al.* 2014). Nesse contexto, as temperaturas do ar e da água poderão influenciar a distribuição geográfica dos manguezais, pois esse ecossistema não consegue crescer sob condições de baixas temperaturas. Por isso, mais da metade dos manguezais do mundo se localiza na faixa entre as latitudes 10°N e 10°S, e a distribuição dos manguezais está limitada a regiões onde a média mensal mais fria está acima de 20°C e a amplitude termal é menor que 5°C (Tomlinson 1986, Stuart *et al.* 2007, Krauss *et al.* 2008).

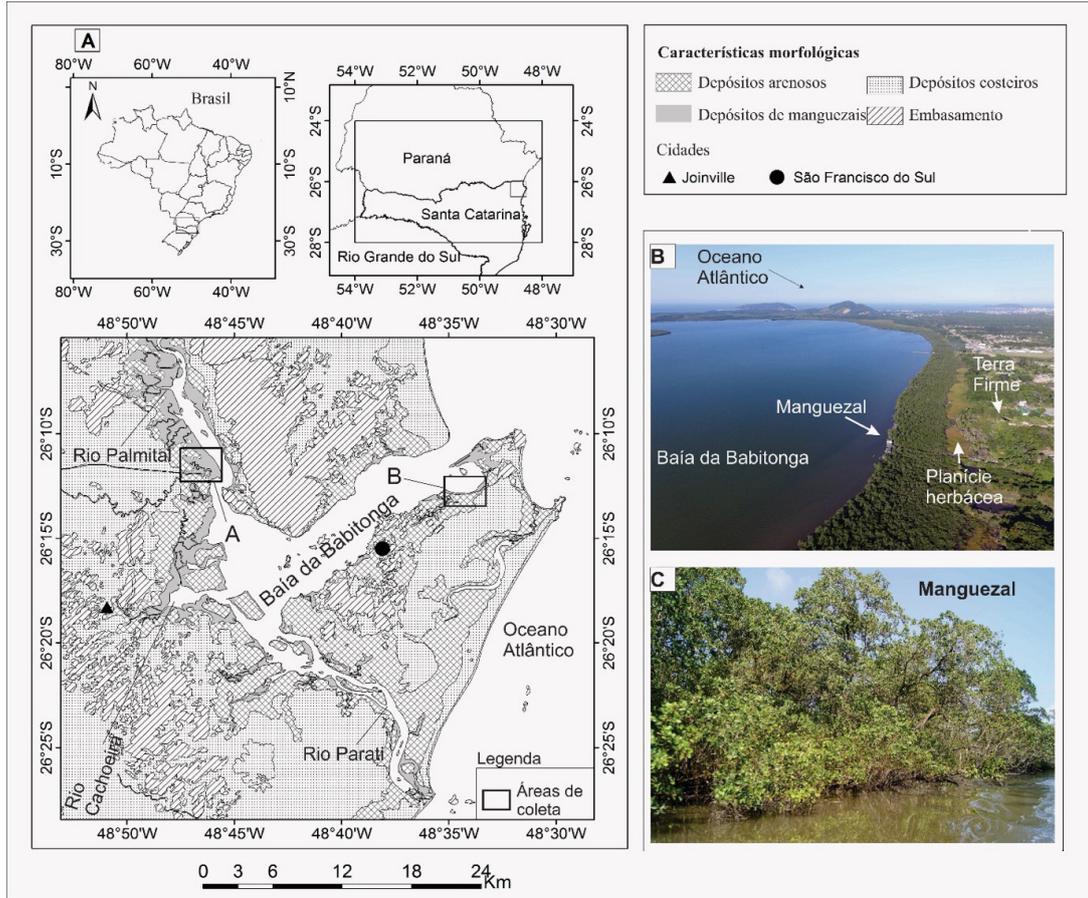
A influência das mudanças na temperatura do ar sobre a distribuição de manguezais em termos de latitude tem sido registrada por alguns estudos (Stevens *et al.* 2006, Perry & Mendelssohn 2009). Poderia estar ocorrendo uma expansão dos manguezais para latitudes mais ao sul do Brasil, à medida que diminui a frequência de eventos de baixa temperatura, como foi apresentado por França *et al.* (2019) e Cohen *et al.* (2020).

No litoral sul do Brasil, especificamente no estado de Santa Catarina, recentes estudos revelam diferenças na vegetação de manguezal (Soares *et al.* 2012, Cohen *et al.* 2020). No litoral norte de Santa Catarina, é possível observar a presença dos gêneros *Laguncularia*, *Avicennia* e *Rhizophora* (França *et al.* 2019), porém no litoral sul são registrados somente os gêneros *Laguncularia* e *Avicennia* (Soares *et al.* 2012, Cohen *et al.* 2020). Um dos fatores principais que podem estar relacionados a essa variedade de gêneros maior na região norte é a temperatura (Soares *et al.* 2012). Conforme França *et al.* (2019), mudanças climáticas causadas tanto por fatores regionais como globais têm afetado as florestas de manguezal no litoral norte de Santa Catarina, durante o Holoceno tardio.

Os manguezais do litoral norte de Santa Catarina representam cerca de 75% de todos os manguezais do estado, ocupando cerca de 60 km<sup>2</sup> (Vale & Schaeffer-Novelli 2018). Por causa da ausência de trabalhos para o entendimento sobre a implantação e expansão dos manguezais nessa região, por meio de dados paleoambientais, este capítulo buscou integrar estudos previamente publicados sobre o estabelecimento e a expansão dos manguezais subtropicais na região norte do litoral de Santa Catarina durante o Holoceno tardio, considerando sua ampla importância para os aspectos concernentes à biodiversidade, assim como de elemento-chave para a manutenção da qualidade e do bem-estar das espécies locais.

## Área de estudo

A área de estudo está localizada no litoral norte de Santa Catarina, na Baía da Babitonga. A região insere-se na área dos municípios de Joinville e São Francisco do Sul, situada entre as latitudes 26°04' e 26°28'S e as longitudes 48°27' e 48°50'W. Segundo Mazzer & Gonçalves (2011), o complexo estuarino da Baía da Babitonga compreende uma superfície hídrica de aproximadamente 160 km<sup>2</sup> (Figura 1).



Fonte: adaptado de França *et al.* (2019).

**Figura 1.** Localização da área de estudo: (A) características morfológicas da área de estudo e respectivas áreas de coleta no litoral sul brasileiro, norte de Santa Catarina (IBGE 2004); (B) área de transição entre o ecossistema de manguezal, a planície herbácea e a vegetação de terra firme; (C) manguezal.

O contexto geológico regional é formado por quatro domínios geotectônicos, e cada um destes possui organização estrutural e evolução geológica própria. Na área de estudo, encontram-se unidades geológicas pertencentes à Microplaca Luís Alves, ao Bloco Paranguá e aos depósitos sedimentares cenozoicos (Iglesias *et al.* 2011).

A área de estudo abrange as seguintes unidades: campos de dunas, domínio montanhoso, domínio de colinas amplas e suaves, domínio de colinas dissecadas e de morros baixos, domínio de morros e de serras baixas, planícies costeiras, planícies fluviais ou fluviolacustres e planícies fluviomarinhas, de acordo com a classificação proposta por Viero (2016).

A região apresenta clima subtropical (Cfa, conforme a classificação de Köppen), com verão úmido e inverno moderadamente seco e umidade relativa do ar média de aproximadamente 85% (Amaral *et al.* 2012). A precipitação média anual varia entre 1.000 e 1.500 mm e a temperatura média é de 18°C (Zular 2011).

O estado de Santa Catarina é coberto pelo bioma da mata Atlântica, com diversas regiões fitoecológicas, como floresta ombrófila densa, floresta ombrófila mista, floresta estacional decidual e as formações associadas como pioneiras de influência fluviomarinha, como manguezais e restingas (Klein 1978, Leite & Klein 1990, IBGE 1992, Gasper *et al.* 2012). A vegetação que compõe a floresta ombrófila densa é caracterizada por fanerófitos, além de lianas lenhosas e epífitas em abundância. As unidades de vegetação encontradas na área de estudo são: restinga, florestas, vegetação halófila, borda dos manguezais, vegetação secundária e comunidades antrópicas (Berger 2008).

## Métodos analíticos para estudos paleoambientais

Para identificar o estabelecimento e a expansão dos manguezais e compreender o impacto das mudanças climáticas nesse ecossistema, os recentes trabalhos publicados têm utilizado técnicas analíticas para estudos paleoambientais, como:

- análises polínicas (palinologia);
- análises sedimentares;
- análises isotópicas;
- datações de  $^{14}\text{C}$ .

### **Palinologia**

A palinologia é o estudo dos grãos de pólen, produzidos pelas plantas superiores, assim como dos esporos das criptógamas (Salgado-Labouriau 1973). As análises palinológicas associadas às datações absolutas, principalmente pelo método  $^{14}\text{C}$ , são, no momento, as ferramentas mais poderosas nos estudos paleoclimáticos do Quaternário (Salgado-Labouriau 2007). Segundo Bradley (1999), a reconstituição paleoclimática pode ser feita por meio da análise polínica haja vista quatro características dos grãos de pólen:

- gêneros e espécies de plantas possuem grãos de pólen com características específicas;
- plantas polinizadas pelo vento produzem grande quantidade de grãos de pólen e são amplamente distribuídas;
- os grãos de pólen apresentam elevada resistência à degradação em alguns ambientes sedimentares;
- os grãos de pólen podem fornecer informações a respeito das condições climáticas passadas, visto que indicam a vegetação natural no momento da deposição do pólen.

Assim, para um tratamento polínico são retiradas amostras de 1 cm<sup>3</sup> de um testemunho sedimentar em intervalos de 5 cm de profundidade, aproximadamente. Depois disso, são adicionadas em cada amostra pastilhas de *Lycopodium* (Stockmarr 1971), para o cálculo da concentração polínica, seguindo as orientações descritas em Faegri & Iversen (1989), incluindo os tratamentos químicos e acetólise. Os grãos de pólen e esporos são identificados por comparação com coleções de referência e várias chaves polínicas (Salgado-Labouriau 1973, Absy 1975, Markgraf & D'Antoni 1978, Roubik & Moreno 1991, Colinvaux *et al.* 1999). Em nossas pesquisas utilizamos também a coleção de referência do Laboratório de Dinâmica Costeira da Universidade Federal do Pará (Ladic-UFPA) e do Laboratório C-14 do Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo (Cena-USP).

### **Análises sedimentares**

Para as análises sedimentares são realizadas análises de fácies sedimentares. Assim, as amostras são radiografadas (raios X), visando à descrição das estruturas sedimentares presentes (Posamentier & Walker 2006). Além disso, descrevem-se cor, litologia, textura e estruturas presentes. Para a determinação granulométrica é utilizado um analisador de partículas a laser (*laser diffraction*, SALD 2101, Shimadzu). As classificações granulométricas seguem o diagrama triangular de Shepard (Suguio 1973), com base nos percentuais de areia (0,0625–2 mm), silte (0,004–0,0625 mm) e argila (< 0,004 mm), de acordo com a classificação de Wentworth (1922).

### **Análises isotópicas ( $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ )**

As composições isotópicas ( $\delta^{13}\text{C}$ ) da matéria orgânica do solo registram informações sobre as espécies de plantas de ciclos fotossintéticos dos tipos C<sub>3</sub> (plantas arbóreas) ou C<sub>4</sub> (gramíneas) nas comunidades que existiram no passado. Essas informações têm sido usadas como evidências de mudanças na fisionomia vegetal, a fim de inferir mudanças paleoclimáticas. Portanto, o uso das

composições elementares e isotópicas do carbono e do nitrogênio para o estudo da dinâmica costeira se baseia na determinação da origem da matéria orgânica que foi preservada nos sedimentos, a qual pode representar diversas fontes, como fitoplâncton marinho, ou de água doce e plantas vasculares  $C_3$  ou  $C_4$  (Wilson *et al.* 2005).

### Datação $^{14}C$

O método de datação  $^{14}C$  foi desenvolvido pelo pesquisador Willard Frank Libby, em 1949 (Libby *et al.* 1949). Segundo Teixeira *et al.* (2009), a datação com base no  $^{14}C$  é uma importante ferramenta em estudos arqueológicos, geológicos e paleontológicos e no apoio cronológico sobre paleoclimas, porque permite a datação de materiais orgânicos. Atualmente, para nossas pesquisas no Brasil, realizam-se os procedimentos para datação no Laboratório C-14 do Cena-USP e no Laboratório de Radiocarbono da Universidade Federal Fluminense (LAC-UFF). A matéria orgânica presente no sedimento é datada por um espectrômetro de massas acoplado a um acelerador de partículas (AMS). As idades são apresentadas de acordo com Reimer *et al.* (2009), com idade convencional (anos AP) e idades calibradas (anos cal AP) ( $\pm 2\sigma$ ), utilizando o *software* CALIB 8.2.

## A dinâmica dos manguezais em latitudes subtropicais

Os recentes resultados de análises polínicas da Baía da Babitonga sugerem que o manguezal começou seu desenvolvimento por volta de 1630 anos cal AP, representado inicialmente pelo gênero *Laguncularia* (França *et al.* 2019). Assim, os resultados podem indicar a existência de uma condição físico-química adequada ao estabelecimento de manguezais com influência marinha. Nos dias atuais, a região da Baía da Babitonga possui salinidade média de 17‰ e a temperatura da água está em torno de 26°C (França *et al.* 2019).

Sequências estratigráficas da planície costeira da Baía da Babitonga revelaram uma planície de maré apropriada para o desenvolvimento do manguezal desde pelo menos 1815  $\pm$  74 anos cal AP, porém somente após 1630 anos cal AP, de acordo com França *et al.* (2019), o primeiro perfil de pólen dessa região aludiu a um manguezal ocupado apenas por *Laguncularia*, até 853 anos cal AP, seguido por *Avicennia* e *Rhizophora*.

Normalmente, em condições climáticas favoráveis ao estabelecimento do manguezal, é observada uma sucessão natural com vegetação herbácea, como a *Spartina*, com potencial estabilizador inicial, reduzindo a erosão e preparando um substrato favorável para o assentamento de *Laguncularia*, criando as condições hidrodinâmicas para o acúmulo de lama e subsequente colonização de *Rhizophora*, favorecendo o acréscimo vertical de sedimentos. Por fim, as árvores *Avicennia* colonizam a área, quando os sedimentos já emergiram o suficiente para criar condições de baixa frequência de inundação de maré e salinidade relativamente alta (Tomlinson 1986).

No entanto, para a Baía da Babitonga, foi identificado inicialmente o estabelecimento de *Laguncularia*, em seguida de *Avicennia* e, então, de *Rhizophora* (França *et al.* 2019), os quais apresentam diferentes faixas de temperatura e tolerância à salinidade (Quisthoudt *et al.* 2012). Portanto, o estabelecimento dessa sequência de manguezal é uma resposta à tendência de aumento das temperaturas durante o Holoceno tardio, levando à migração dos manguezais para latitudes ao sul do litoral brasileiro (França *et al.* 2019).

Hoje em dia, na planície costeira da Baía da Babitonga, os manguezais são representados por árvores *Rhizophora*, *Avicennia* e *Laguncularia*. A densidade do gênero *Rhizophora* diminui em direção ao sul até que esteja completamente ausente (Soares *et al.* 2012, França *et al.* 2019). O limite do manguezal austral do continente americano ocorre no sul de Santa Catarina (28°30'S) e é caracterizado sobretudo por *Laguncularia* e alguns arbustos de *Avicennia* (Cohen *et al.* 2020). Essa distribuição dos gêneros de manguezais ao longo do litoral catarinense sugere tolerância gradual às baixas temperaturas do inverno – *Laguncularia* é mais tolerante e *Rhizophora* menos adaptada às

baixas temperaturas do inverno. Então, a sucessão no estabelecimento e na expansão dos tipos de mangue nos últimos 1.000 anos pode ter sido causada pelo aumento linear da temperatura durante esse período. Ou seja, a sequência temporal no estabelecimento desses gêneros reflete a distribuição moderna dos tipos de mangue ao longo da costa de Santa Catarina (França *et al.* 2019).

O clima do Holoceno tardio foi discutido por diferentes arquivos paleoclimáticos do Hemisfério Sul, incluindo conjuntos de dados de paleotemperatura da Antártica (Blunier & Brook 2001), dados de estalagmites (Novello *et al.* 2016), registro marinho do Atlântico ocidental tropical (Arz *et al.* 2001) e núcleos de gelo continental e conjuntos de dados de sequência lacustre da América do Sul (Thompson 2000, Lamy *et al.* 2001), com tendência de aquecimento em escala milenar na América do Sul (Baker & Fritz 2015).

Os efeitos do aquecimento na distribuição de manguezais foram propostos em várias pesquisas (Stevens *et al.* 2006, Perry & Mendelssohn 2009, Quisthoudt *et al.* 2012, Osland *et al.* 2016), e a expansão de manguezais para latitudes ao sul do Brasil, principalmente durante as últimas décadas, deve estar ocorrendo por causa da diminuição da frequência de eventos de baixa temperatura (Soares *et al.* 2012). A Estação Meteorológica de Paranaguá (25,53°S e 48,51°W, 4,50 m de altitude), a 70 km da Baía da Babitonga, de 1961 a 2017 apresentou temperatura máxima média de 26,09°C ± 3,04 e mínima média de 18,06°C ± 3,15, com amplitude média em torno de 7,97°C ± 1,92 nas últimas cinco décadas, quando as temperaturas máxima e mínima aumentaram e a amplitude diminuiu (França *et al.* 2019), favorecendo o manguezal, pois esse ecossistema tem melhor desenvolvimento em regiões com média de temperatura acima de 20°C e amplitude térmica anual menor que 5°C (Tomlinson 1986).

Portanto, seguindo esses dados climáticos, juntamente com dados polínicos, os manguezais podem se expandir para os limites mais ao sul da costa brasileira, substituindo a vegetação herbácea por manguezais em planícies de maré e aumentando a biodiversidade com espécies de baixa tolerância climática, como *Rhizophora*, ampliando condições favoráveis para a manutenção da qualidade e do bem-estar do meio ambiente.

## Considerações finais

Mudanças climáticas causadas por fatores globais afetaram significativamente os manguezais durante o Holoceno tardio. As recentes pesquisas mostram a resposta dos manguezais ao aquecimento global nesse período. A reconstituição paleoambiental permite inferir um gradual aumento nas temperaturas médias de inverno no Holoceno tardio.

Em artigos previamente publicados, foi indicado o surgimento dos manguezais no litoral norte de Santa Catarina somente depois de ~1815 anos cal AP, apesar de as condições ambientais serem apropriadas para o estabelecimento e a expansão dessas florestas nesse litoral desde o Holoceno médio. Antes do estabelecimento dos manguezais, as margens da Baía da Babitonga foram ocupadas por ervas, palmeiras, árvores e arbustos. Após aproximadamente 1630 anos cal AP, árvores de *Laguncularia* foram estabelecidas nessa planície de maré. Por volta de 853 anos cal AP, o gênero *Avicennia* expandiu-se juntamente com as árvores de *Laguncularia*. Por fim, nas últimas décadas, o gênero *Rhizophora* também se desenvolveu na região, em razão das condições climáticas adequadas em uma zona subtropical, conduzidas pelo aumento contínuo da temperatura.

## Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio dos membros do Ladic-UFGA, ao Cena-USP, à Universidade da Região de Joinville (Univille), aos alunos do Laboratório de Oceanografia Química da UFGA, ao Laboratório C-14 (Cena-USP) e aos Laboratórios de Oceanografia do IFPA e do Instituto Federal do Espírito Santo (Ifes). Esta pesquisa foi financiada pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (445111/2014-3, 405060/2013-0) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (Fapesp) (2011/00995-7, 2017/03304-1). O primeiro autor agradece ao CNPq

a bolsa de pesquisa (processos 165911/2015-8, 305074/2017-2 e 309618/2020-7). À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) – Código Financeiro 001 – o financiamento aos estudantes envolvidos.

## Referências

- Absy ML. 1975. Pólen e esporos do Quaternário de Santos (Brasil). *Hoehnea*, 5: 1-26.
- Amaral PGC, Giannini PCF, Sylvestre F & Pessenda LCR. 2012. Paleoenvironmental reconstruction of a Late Quaternary lagoon system in southern Brazil (Jaguaruna region, Santa Catarina state) based on multi-proxy analysis. *Journal of Quaternary Science*, 27(2): 181-191.
- Arz HW, Gerhardt S, Pätzold J & Röhl U. 2001. Stable oxygen isotope record and Calcium concentrations of sediment core GeoB3910-2. *PANGAEA*.
- Baker PA & Fritz S. 2015. Nature and causes of Quaternary climate variation of tropical South America. *Quaternary Science Reviews*, 124: 31-47.
- Ball MC. 1980. Patterns of secondary succession in a mangrove forest of south Florida. *Oecologia*, 44: 226-235.
- Behling H, Cohen MCL & Lara RJ. 2001. Studies on Holocene mangrove ecosystem development and dynamics of the Bragança Peninsula in northeastern Pará, Brazil. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 167: 225-242.
- Berger JZ. 2008. Vascular Flora of the Babitonga Bay Region (Santa Catarina, Brazil): Diversity and Origins. *Universitat Erlangen-Nurnberg*.
- Blasco F, Saenger P & Janodet E. 1996. Mangroves as indicators of coastal change. *Catena*, 27: 167-178.
- Blunier T & Brook EJ. 2001. Timing of millennial-scale climate change in Antarctica and Greenland during the last glacial period. *Science*, 291(5501): 109-112.
- Bradley RS. 1999. *Paleoclimatology: reconstructing climates of the Quaternary*. International Geophysics Series, 631 pp.
- Cohen MCL, Behling H & Lara R. 2005. Amazonian mangrove dynamics during the last millennium: the relative sea-level and the Little Ice Age. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 136: 93-108.
- Cohen MCL, França MC & Pessenda LCR. 2016. Impacts of climate and sea-level changes on mangroves from Brazilian littoral in a millennial, secular, and decadal time scale. *The International Journal of Climate Change: Impacts and Responses*, 8.
- Cohen MCL, Pessenda LCR, Behling H, Rossetti DF, França MC, Guimarães JTF, Friaes YS & Smith CB. 2012. Holocene palaeoenvironmental history of the Amazonian mangrove belt. *Quaternary Science Reviews*, 55: 50-58.

Cohen MCL, Rodrigues ESF, Rocha D, Freitas J, Fontes NA, Pessenda LCR, Souza AV, Gomes V, França MC, Bonotto D & Bendassolli JA. 2020. Southward migration of the austral limit of mangrove in South America. *Catena*, 195: 104775.

Colinvaux P, Oliveira PE & Patiño JEM. 1999. Amazon Pollen Manual and Atlas. Dordrecht: Harwood Academic Publishers. 332 pp.

Collins M, Knutti R, Arblaster J, Dufresne J, Fichetef T, Friedlingstein P, Gao X, Gutowski Jr. W, Johns T, Krinner G, Shongwe M, Tebaldi C, Weaver A & Wehner M. 2013. Long-term climate change: projections, commitments and irreversibility. *In*: Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V & Midgley PM (Eds.) *Climate change 2013: the physical science basis*. Cambridge: Cambridge University Press.

Dornelles SS, Moreira GM & Freitas LM. 2006. Caracterização da estrutura dos manguezais do canal do Linguado, Baía da Babitonga. *In*: Cremer MJ *et al.* (Eds.) *Diagnóstico ambiental da Baía da Babitonga*. Joinville: Univille, 2006. pp. 187-199.

Ellison JC. 2005. Holocene palynology and sea-level change in two estuaries in Southern Irian Jaya. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 220: 291-309.

Faegri K & Iversen J. 1989. *Textbook of Pollen Analysis*. 4. ed. Chichester: Wiley, 328 p.

França MC, Francisquini MI, Cohen MCL, Pessenda LCR, Rossetti DF, Guimarães J & Smith CB. 2012. The last mangroves of Marajó Island – Eastern Amazon: impact of climate and/or relative sea-level changes. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 187: 50-65.

França MC, Pessenda LCR, Cohen MCL, Azevedo AQ, Fontes NA, Silva FB, Melo Júnior JCF, Piccolo MC, Bendassolli JA & Macario K. 2019. Late-Holocene subtropical mangrove dynamics in response to climate change during the last millennium. *The Holocene*, 29(3): 445-456.

Gasper AL, Salino A, Vibrans AC, Sevegnani L, Verdi M, Korte A, Santos AS, Dreveck S, Cadorin TJ, Schmitt JL & Caglioni E. 2012. Pteridófitas de Santa Catarina: um olhar sobre os dados do Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 26(2): 421-434.

Giri C, Ochieng E, Tieszen LL, Zhu Z, Singh A, Loveland T, Masek J & Duke N. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20(1): 154-159.

Hutchings P & Saenger P. 1987. *Ecology of mangroves*. Queensland: Queensland University Press, 388 pp.

Iglesias CMF, Zerfass H, Silva MAS & Klein C. 2011. *Geologia e recursos minerais da folha Joinville – SH- 22-Z-B*. Escala 1:250.00. Estado de Santa Catarina. Porto Alegre: CPRM. 106 pp.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 1992. *Manual técnico da vegetação brasileira*. Rio de Janeiro: IBGE.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2004. *Mapa de biomas e vegetação do Brasil*. Rio de Janeiro: IBGE.

Klein RM. 1978. Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina. *In*: Reitz R. (Ed.) Flora ilustrada catarinense. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues.

Krauss KW, Lovelock CE, McKee KL, Lopez-Hoffman L, Ewe SML & Sousa WP. 2008. Environmental drivers in mangrove establishment and early development: a review. *Aquatic Botany*, 89(2): 105-127.

Lamy F, Hebbeln D, Röhl U & Wefer G. 2001. Holocene rainfall variability in southern Chile: a marine record of latitudinal shifts of the Southern Westerlies. *Earth and Planetary Science Letters*, 185: 369-382.

Lara RJ, Cohen MCL. 2009. Palaeolimnological studies and ancient maps confirm secular climate fluctuations in Amazonia. *Climatic Change*, 94: 399-408.

Leite PF & Klein RM. 1990. Geografia do Brasil. Região Sul. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

Libby WF, Anderson EC & Arnold JR. 1949. Age determination by radiocarbon content: worldwide assay of natural radiocarbon. *Science*, 109: 227-228.

Markgraf V & D'Antoni HL. 1978. Pollen flora of Argentina: modern spore and pollen types of Pteridophyta, Gymnospermae, and Angiospermae. Tucson: University of Arizona Press. 208 pp.

Mazzer AM & Gonçalves ML. 2011. Aspectos geomorfológicos da Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil: caracterização morfométrica. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 12(3).

Novello V, Vuille M, Cruz FW, Stríkis N, De Paula MS, Edwards RL, Cheng H, Karmann I, Jaqueto P, Trindade R, Hartmann G & Moquet J. 2016. Centennial-scale solar forcing of the South American Monsoon System recorded in stalagmites. *Nature Scientific Reports*, 6: 24762.

Osland MJ, Enwright NM, Day RH, Glaber C, Stagg C & Grace J. 2016. Beyond just sea-level rise: considering macroclimatic drivers within coastal wetland vulnerability assessments to climate change. *Global Change Biology*, 22(1): 1-11.

Perry CL & Mendelssohn IA. 2009. Ecosystem effects of expanding populations of *Avicennia germinans* in a Louisiana salt marsh. *Wetlands*, 29: 396-406.

Posamentier HW & Walker RG. 2006. Deep-water turbidites and submarine fans. *In*: Posamentier HW & Walker RG (Eds.) *Facies models revisited*. SEPM, Special Publication, 84: 399-520.

Quisthoudt K, Schmitz N, Randin CF, Dahdouh-Guebas F, Robert E & Koedam N. 2012. Temperature variation among mangrove latitudinal range limits worldwide. *Trees – Structure and Function*, 26: 1919-1931.

Reimer PJ, Baillie MGL, Bard E, Bayliss A, Beck JW, Blackwell PG, Bronk Ramsey C, Buck CE, Burr GS, Edwards RL, Friedrich M, Grootes PM, Guilderson TP, Hajdas I, Heaton TJ, Hogg AG, Hughen KA, Kaiser KF, Kromer B, McCormac FG, Manning SW, Reimer RW, Richards DA, Southon JR, Talamo S, Turney CSM, Van der Plicht J & Weyhenmeyer CE. 2009. IntCal and Marine radiocarbon age calibration curves, 0-50,000 years cal BP. *Radiocarbon*, 51: 1111-1150.

Ribeiro SR, Batista E JL, Cohen MCL, França MC, Pessenda LCR, Fontes NA, Alves ICC & Bendassolli JA. 2018. Allogenic and autogenic effects on mangrove dynamics from the Ceará Mirim River, northeastern Brazil, during the middle and late Holocene. *Earth Surface Processes and Landforms*, 43: 1622-1635.

Roubik DW & Moreno JE. 1991. Pollen and spores of Barro Colorado Island. Missouri: Botanical Garden. 268 pp.

Salgado-Labouriau ML. 1973. Contribuição à palinologia dos cerrados. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências. 273 pp.

Salgado-Labouriau ML. 2007. Critérios e técnicas para o Quaternário. São Paulo: Edgard Blücher.

Schaeffer-Novelli Y, Cintrón-Molero G & Adaime RR. 1990. Variability of mangrove ecosystems along the Brazilian coast. *Estuaries*, 13(2): 204-218.

Schaeffer-Novelli Y, Soriano-Sierra EJ, Vale CC, Bernini E, Rovai AS, Pinheiro MAA, Schmidt AJ, Almeida R, Júnior CC, Menghini RP, Martinez DI, Abuchahla GMO, Cunha-Lignon M, Charlier-Sarubo S, Shirazawa-Freitas J & Cintrón-Molero G. 2016. Climate changes in mangrove forests and salt marshes. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64: 37-52.

Smith CB, Cohen MCL, Pessenda LCR, França M, Guimarães JTF & Rossetti DF. 2011. Holocene coastal vegetation changes at the mouth of the Amazon River. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 168: 21-30.

Soares MLG, Estrada GCD, Fernandez V & Tognella MMP. 2012. Southern limit of the Western South Atlantic mangroves: assessment of the potential effects of global warming from a biogeographical perspective. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 101: 44-53.

Stevens PW, Fox SL & Montague CL. 2006. The interplay between mangroves and saltmarshes at the transition between temperate and subtropical climate in Florida. *Wetlands Ecology and Management*, 14: 435-444.

Stockmarr J. 1971. Tablets with spores used in absolute pollen analysis. *Pollen et Spores*, 13: 615-621.

Stuart SA, Choat B, Martin KC, Holbrook NM & Ball MC. 2007. The role of freezing in setting the latitudinal limits of mangrove forests. *New Phytologist*, 173: 576-583.

Suguio K. 1973. Introdução à sedimentologia. São Paulo: Edgard Blücher; Edusp. 317 pp.

Teixeira W, Fairchild TR, Toledo MC & Taioli F. 2009. Decifrando a Terra. 2. ed. São Paulo: Companhia Editora Nacional. 303 pp.

Thompson LG. 2000. Ice core evidence for climate change in the tropics: implications for our future. *Quaternary Science Reviews*, 19: 19-35.

Tomlinson PB. 1986. The botany of mangroves. Cambridge: Cambridge University Press.

Vale CC & Schaeffer-Novelli Y. 2018. Atlas dos manguezais do Brasil. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.

Viero AC. 2016. Geodiversidade do estado de Santa Catarina. Porto Alegre: CPRM. 155 pp.

Wentworth CK. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, 30: 377-392.

Wilson GP, Lamb AL, Leng MJ, Gonzales S & Huddart D. 2005. Variability of organic  $\delta^{13}\text{C}$  and C/N in the Mersey Estuary, U.K. and its implications for sea-level reconstruction studies. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64: 688-698.

Wolanski E, Mazda Y, King B & Gay S. 1990. Dynamics, flushing and trapping in Hinchinbrook channel, a giant mangrove swamp, Australia. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 31(5): 555-579.

Wong PP, Losada IJ, Gattuso J-P, Hinkel J, Khattabi A, McInnes KL, Saito Y, Sallenger A. 2014. Coastal systems and low-lying areas. *In*: Field CB, Barros VR, Dokken DJ, Mach KJ, Mastrandrea MD, Bilir TE, Chatterjee M, Ebi KL, Estrada YO, Genova RC, Girma B, Kissel ES, Levy AN, MacCracken S, Mastrandrea PR & White LL (Eds.) *Climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability. Part A: global and sectoral aspects*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 361-409.

Zular A. 2011. Sedimentologia e cronologia por luminescência da Ilha de São Francisco do Sul (SC): considerações sobre a evolução holocênica de barreiras arenosas da costa sul e sudeste do Brasil. Dissertação (Mestrado), Universidade de São Paulo.

CAPÍTULO

# 7



# Variação geoespacial da concentração de chumbo em sedimentos superficiais em áreas adjacentes ao porto de um estuário subtropical

César Adriano da Cruz, Me.<sup>1,2</sup>

Luciano Lorenzi, Dr.<sup>1,2\*</sup>

Dr. Celso Voos Vieira, Dr.<sup>1</sup>

\*Autor para correspondência: llorenzi@univille.br

## Introdução

Os estuários são espaços costeiros que consistem em sistemas em que ocorre a dinâmica de transição entre as águas marinhas e costeiras (Day Jr. *et al.* 1987, Pritchard 1967, Pomerol *et al.* 2013). Esses ambientes têm elevado potencial ecológico, econômico e social, atuando como regiões de entrada e transferência de sedimentos, e são constituídos de componentes autóctones ou alóctones oriundos de diferentes fontes, destacando-se as fontes terrígenas, autigênicas e biogênicas (Silva 2014).

Assim, pelas características geológicas, suas áreas funcionam como filtros de retenção de sedimentos trazidos pelos rios de suas fontes continentais, como também das plataformas litorâneas adjacentes, pelas elevações relativas do nível do mar (Melo 1998, Kjerfve *et al.* 2002). São locais de abrigo e estocagem temporários de materiais em suspensão, em razão de um complexo processo morfológico de mistura e reológico dos prismas de maré e de variações climáticas influenciados pela temperatura e pelos ventos (Hartmann & Schettini 1991). Nesse sistema há acúmulo de sedimentos e nutrientes fluviais provenientes também de águas de bacias hidrográficas circunvizinhas drenadas por efluentes de alta produtividade biológica (Alfredini 2014, Schiavetti & Camargo 2002), tendo importância ecológica, por oferecer espaços para alimentação e abrigo a espécies juvenis de crustáceos e peixes (Clark 2001, Cardoso 2012, Landrigan *et al.* 2020) e contribuir com serviços ecológicos (Likens 1992, Kjerfve 2002, Pereira *et al.* 2007, Beck *et al.* 2001, Hobbie 2000, Veado 2008).

Entretanto, como componentes costeiros, os estuários recebem grande pressão antropogênica por estarem em áreas essenciais para o desenvolvimento socioeconômico; historicamente, 60% das grandes cidades estão em estuários, sendo propícios à urbanização, o que os expõem aos estressores

---

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Saúde e Meio Ambiente, Universidade da Região de Joinville (PPGSMA/Univille).

<sup>2</sup> Laboratório de Bentologia, Curso de Ciências Biológicas, Biologia Marinha, Unidade São Francisco do Sul, Santa Catarina.

urbanos (Kjerfve 2002, Pereira *et al.* 2003). Em termos econômicos, são áreas naturais próprias para a pesca artesanal, instalações logísticas portuárias, turismo náutico e cultivo de peixes, ostras e mariscos.

Para a ocupação portuária, destacam-se por serem naturalmente abrigados e terem profundidade adequada, mesmo que possam demandar dragagens ocasionais e ampla bacia de evolução. Em detrimento dessas pressões de ocupação, os impactos decorrentes das atividades antrópicas são diretos, tais como derrames de óleos de embarcações e descartes de resíduos diversos de embarcações pesqueiras ou por meio da drenagem continental e de bacias hidrográficas que nelas interferem, seja por fontes pontuais, tal qual o lançamento de descarte químico, seja por fontes difusas, como as contaminações provenientes de atividades agrícolas, industriais, urbanas, turísticas, de logística portuária e agrícolas (Santos 2004, Lima 2008, Vargas-Fonseca *et al.* 2016, Oliveira *et al.* 2017). De maneira particular, a atividade portuária contribui com a geração de resíduos sólidos advindos das operações e armazenagens em ambientes portuários, de efluentes das embarcações, das dragagens de manutenção e do aprofundamento de canais de acesso aos portos (Roberts 2012, Botelho 2014). Essas atividades podem contribuir para poluir os estuários com vários tipos de resíduos, entre eles metais, plásticos, óleos, pesticidas, fertilizantes, detergentes e matéria orgânica (Angonesi 2005, Landrigan *et al.* 2020).

Destacam-se ainda as dragagens de manutenção dos canais de acesso a portos, com impactos de alteração e ampliação da turbidez da coluna d'água, o que pode ressuspender sedimentos contaminados com metais pesados, afetando possivelmente a biota aquática. Organometais presentes em tintas anti-incrustantes utilizadas na pintura de embarcações também são potenciais fontes de metais pesados a serem incorporados em ambientes aquáticos (Landrigan *et al.* 2020). Particularmente, os metais pesados têm afinidade com agrupamentos orgânicos presentes nos sedimentos (Marcovecchio & Ferrer 2005) e com sedimentos finos por causa da maior área superficial (McLaren & Bowles 1985). Mesmo depositados ou ainda quando ressuspensos, tendem a ser incorporados à água e aos sedimentos e entrar na cadeia trófica, amplificando suas concentrações por bioacumulação (Lee & Cundy 2001, Sá 2003, Marcovecchio & Ferrer 2005, Souza 2016). Os sedimentos são preferencialmente usados para analisar o impacto ambiental em estuários, pois, pela sua característica de se conjugar a metais, é possível determinar a entrada de metais pesados nos sistemas (Lima 2008).

Avaliações das concentrações de metais pesados nos sedimentos superficiais de estuários podem auxiliar na identificação de impactos causados por atividades antrópicas, sendo possível evidenciar sua origem e dispersão no ambiente, viabilizando aferir a qualidade ambiental, gerando informações para ações de gestão de resíduos e mitigação de impactos ambientais (Souza 2016). Os sedimentos de maneira geral têm uma memória dos metais pesados, e essa característica é utilizada por diversos pesquisadores (Pereira *et al.* 2007, Gomes *et al.* 2010, Cruz 2012), contribuindo para a compreensão de como circulam nos estuários, permitindo estabelecer potenciais áreas poluídas (Veronez Júnior *et al.* 2009).

Sendo assim, o objetivo deste estudo foi determinar a variação espacial da contaminação de sedimentos por chumbo nas adjacências do Porto de São Francisco do Sul, Santa Catarina, localizado na Baía Babitonga.

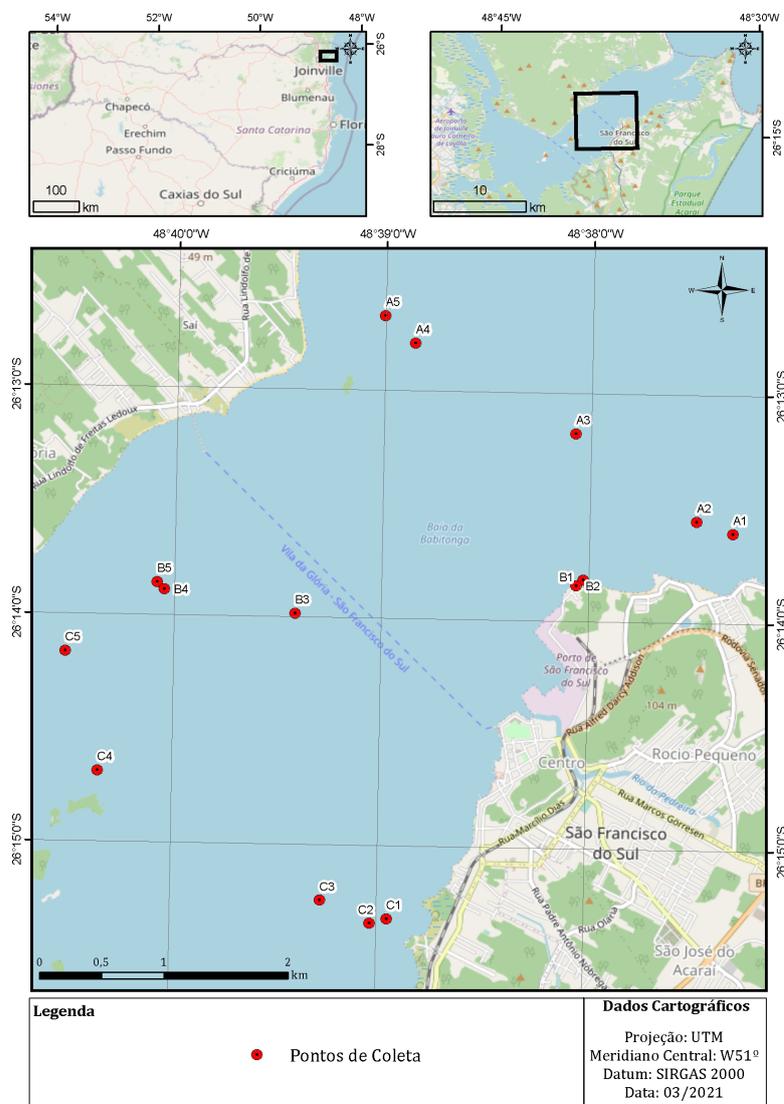
## Material e métodos

### Área de estudo

A Baía Babitonga (Figura 1) é o maior sistema estuarino do estado de Santa Catarina, com área de 160 km<sup>2</sup>, e drena uma área de 1.400 km<sup>2</sup>. Esse complexo sistema de canais atravessa os seis municípios do entorno da baía, formando as bacias hidrográficas do Rio Cubatão, Canal do Palmital, Rio Cachoeira e Rio Parati, conectando-as ao Oceano Atlântico (Bonatti *et al.* 2004, Cremer *et al.* 2006, Barros *et al.* 2010). A Bacia do Rio Cubatão percorre parte da área urbana e atravessa áreas industriais e agrícolas do município de Joinville, abrangendo uma área de 492 km<sup>2</sup>. Já a Bacia Hidrográfica do Canal do Palmital é predominantemente cercada por manguezais e drena uma área de 357,60 km<sup>2</sup>. A Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira está totalmente inserida na área urbana de Joinville

e drena uma área de 83,12 km<sup>2</sup>. Por sua vez, a Baía Hidrográfica do Rio Parati está parcialmente preservada e contempla uma área agrícola e industrial do município de Araquari, com 72,20 km<sup>2</sup> (Barros *et al.* 2008). A temperatura superficial da água fica entre 20 e 22°C no inverno, chegando a 23°C no outono, 22°C na primavera e 27°C no verão, e a amplitude média das marés varia de 101 a 200 cm (Marinha do Brasil 2011).

No estuário Baía Babitonga está localizado o Porto de São Francisco do Sul (Figura 1), que é administrado pelo governo estadual de Santa Catarina. Sua instalação atual ocorreu em 1955 e ele é considerado um porto naturalmente abrigado, por dispensar estruturas artificiais para sua proteção contra ondas, ventos e correntes. Tradicionalmente, foi ponto de exportação e cabotagem, com destaque para a madeira e a erva-mate. Com a expansão agrícola, os investimentos em rodovias e os subsídios liberados para o plantio da soja, aumentou de maneira significativa a exportação de grãos, e o porto passou a ser importante ponto de escoamento de soja e movimentação de fertilizantes. Sua área retroportuária conta com terminais da Terlogs Terminal Marítimo, Companhia Integrada de Desenvolvimento Agrícola de Santa Catarina (Cidasc) e Bunge, além de uma série de armazéns ligados a fertilizantes, produtos siderúrgicos, celulose e cargas gerais (Goulart 2008).



Fonte: elaborada pelos autores.

**Figura 1.** Localização da Baía Babitonga no estado de Santa Catarina, do Porto de São Francisco do Sul e dos pontos de amostragem (A1, A2, A3, A4, A5, B1, B2, B3, B4, B5, C1, C2, C3, C4 e C5).

## Amostragem e análises das amostras

A amostragem foi realizada na primavera de 2019 em 15 pontos localizados no entorno do Porto de São Francisco do Sul (Figura 1). Amostras de sedimento foram coletadas em transectos dispostos em frente ao porto (B1, B2, B3, B4 e B5), a montante (C1, C2, C3, C4 e C5) e a jusante (A1, A2, A3, A4 e A5) (Figura 1), nas isóbatas de 2, 6 e 12 m, onde os pontos foram previamente georreferenciados e no campo aferidas as respectivas profundidades. Em cada ponto foi coletada uma amostra de sedimento superficial com um busca-fundo Petersen em aço inoxidável de abertura de 0,06 m<sup>2</sup>. Essa amostra foi homogeneizada e subdividida em duas frações, para a determinação dos diâmetros dos grãos e dos percentuais de matéria orgânica e carbonato de cálcio e para a concentração de chumbo. Ambas as frações da amostra foram resfriadas e em seguida congeladas. No laboratório o sedimento foi descongelado para determinar os diâmetros dos grãos por pipetagem (Galehouse 1971) e peneiramento (Suguio 1973) e as porcentagens de carbonato de cálcio e matéria orgânica (Dean 1974). Os dados granulométricos foram tratados no aplicativo SysGran Versão 3 (Camargo 2006) para determinar as proporções de areia, silte e argila.

## Análises dos dados

Todos os pontos de coleta foram convertidos para o Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas (Sirgas 2000), adotado como o padrão no Sistema Geodésico Brasileiro, e para a projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), meridiano central W51° (fuso 22 sul). A interpolação espacial abrangeu todos os 15 pontos de coleta com o uso das variáveis concentração de chumbo e dos percentuais de matéria orgânica, carbonato de cálcio, areia, silte e argila. O método adotado para a análise espacial compreendeu o interpolador determinístico rede de triângulos irregulares, construído utilizando-se a triangulação de Delaunay. Todos os procedimentos foram executados no *software* ArcGIS 10.1.

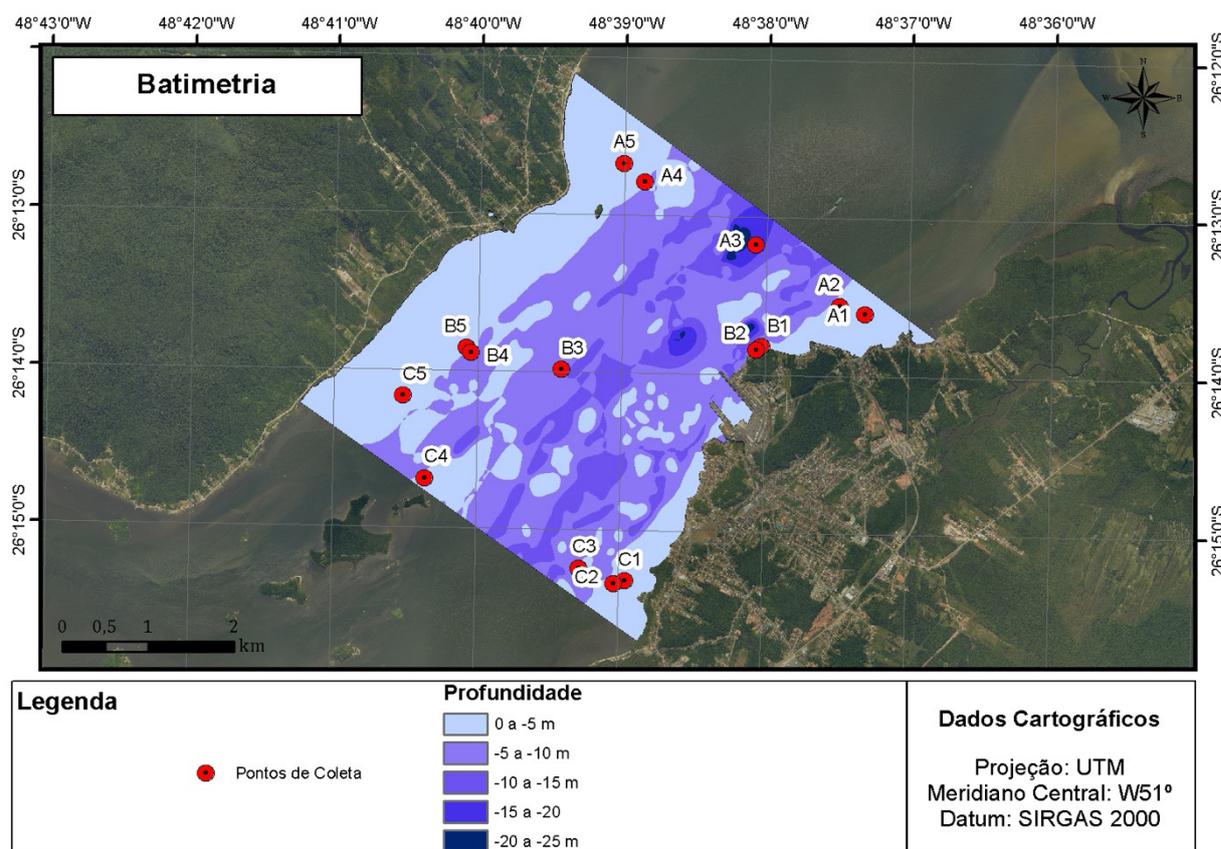
Os valores de profundidade (m), de concentração de chumbo (mg/kg) e dos percentuais de matéria orgânica, carbonato de cálcio, areia, silte e argila foram inicialmente submetidos a testes de normalidade de Kolmogorov-Smirnov e de homocedasticidade de Levene, considerando  $p < 0,05$ . Nas variáveis que atenderam a esses requisitos, foi aplicada a análise de variância (Anova) paramétrica, e somente chumbo não atendeu ao pressuposto de homocedasticidade, sendo necessário aplicar a Anova de Welch (Underwood 1997, Vieira 2010). A significância das diferenças ( $p < 0,05$ ) entre os valores de cada variável foi testada por comparações entre transectos [A (A1, A2, A3, A4 e A5), B (B1, B2, B3, B4 e B5) e C (C1, C2, C3, C4 e C5)]. Haja vista o gradiente de proximidade dos pontos de amostragem em relação à posição do porto, testou-se a significância das diferenças ( $p < 0,05$ ) das variáveis na comparação entre os pontos próximos (PROX: A1, A2, B1, B2, C1 e C2), intermediários (INTER: A3, B3 e C3) e distantes (DIST: A4, A5, B4, B5, C4 e C5) do porto. Para ambas as comparações (entre transectos e entre distâncias do porto), quando os valores das variáveis apresentaram diferença significativa, foi aplicado o teste *post-hoc* de Tukey (Underwood 1997, Vieira 2010).

Para possibilitar a aplicação da análise de componentes principais (ACP), foram testadas as normalidades (teste de Kolmogorov-Smirnov) dos valores de profundidade, de concentração de chumbo e dos percentuais de matéria orgânica, carbonato de cálcio, areia, silte e argila. O gradiente de valores dessas variáveis foi representado pelos autovalores dos grupos de pontos dos transectos com as distâncias do porto (A1-PROX, A2-PROX, A3-INTER, A4-DIST, A5-DIST, B1-PROX, B2-PROX, B3-INTER, B4-DIST, B5-DIST, C1-PROX, C2-PROX, C3-INTER, C4-DIST e C5-DIST) e autovalores das variáveis do sedimento superficial, estabelecendo suas relações, além da importância das componentes em função dos percentuais de variância (Legendre & Legendre 2012). As concentrações de chumbo foram comparadas com os valores de referência adotados pela legislação brasileira (Brasil 2009, 2012) e com trabalhos realizados na Baía Babitonga.

## Resultados

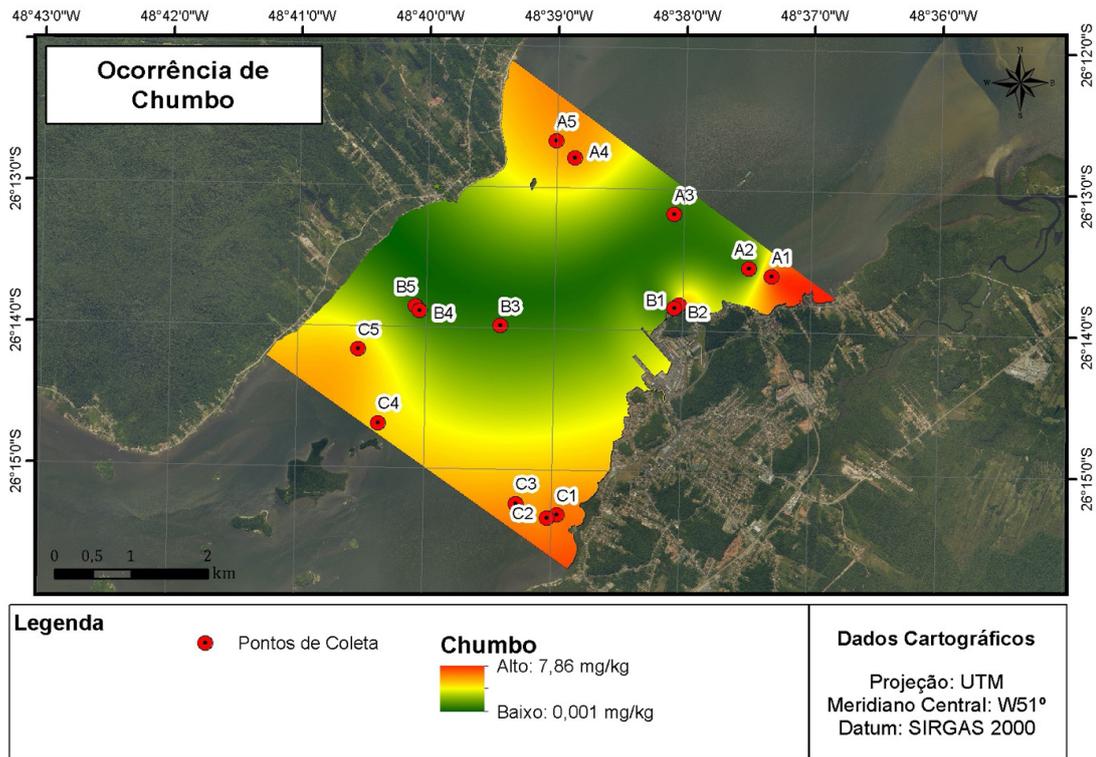
No geral as profundidades não variaram quando comparados os transectos do canal (Tabela 1, Figura 2), mas as diferenças foram significativas quando comparadas as proximidades; os menores valores corresponderam às margens (4,47 e 3,98 m), e os maiores valores, ao leito do canal (12,5 m) da baía (Tabela 2, Figura 2). As concentrações de chumbo foram significativamente maiores no transecto C (5,34 mg/kg), sendo menores no transecto B (0,9 mg/kg) (Tabela 1, Figura 3), e as diferenças não foram significativas na comparação entre os distanciamentos do porto: 3,28 mg/kg nos pontos mais distantes, 1,87 mg/kg nos pontos intermediários e 3,9 mg/kg nos pontos próximos ao porto (Tabela 2, Figura 3). As diferenças nos percentuais de matéria orgânica (A: 8,37%, B: 5,59% e C: 6,21%) (Figura 4), carbonato de cálcio (A: 31,04%, B: 26,85% e C: 15,13%) (Figura 5), areia (A: 49,07%, B: 48,21% e C: 28,29%) (Figura 6), silte (A: 45,32%, B: 46,3% e C: 62,14%) (Figura 7) e argila (A: 5,62%, B: 5,49% e C: 9,58%) (Figura 8) dos sedimentos superficiais não foram significativas nas comparações entre transectos (Tabela 1).

Seguindo essa mesma tendência, as diferenças não foram expressivas nas comparações entre distâncias das concentrações de matéria orgânica (DIST: 7,2%, INTER: 8,8% e PROX: 5,2%) (Figura 4), carbonato de cálcio (DIST: 26,32%, INTER: 24,47% e PROX: 22,29%) (Figura 5), areia (DIST: 42,93%, INTER: 28,64% e PROX: 47,39%) (Figura 6), silte (DIST: 50,4%, INTER: 63,66% e PROX: 45,9%) (Figura 7) e argila (DIST: 6,67%, INTER: 7,7% e PROX: 6,72%) (Figura 8, Tabela 2).



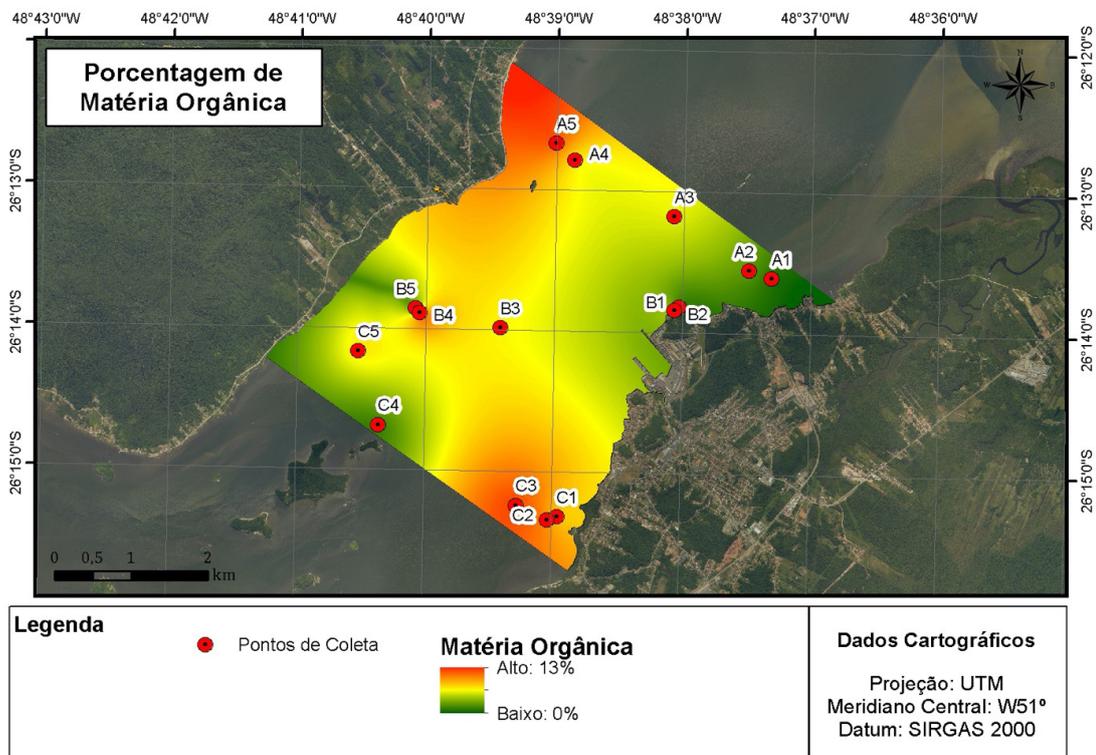
Fonte: elaborada pelos autores.

**Figura 2.** Variação batimétrica (m) nos pontos de amostragem nas adjacências do Porto de São Francisco do Sul. Pontos 1 a 5 dos transectos A, B e C.



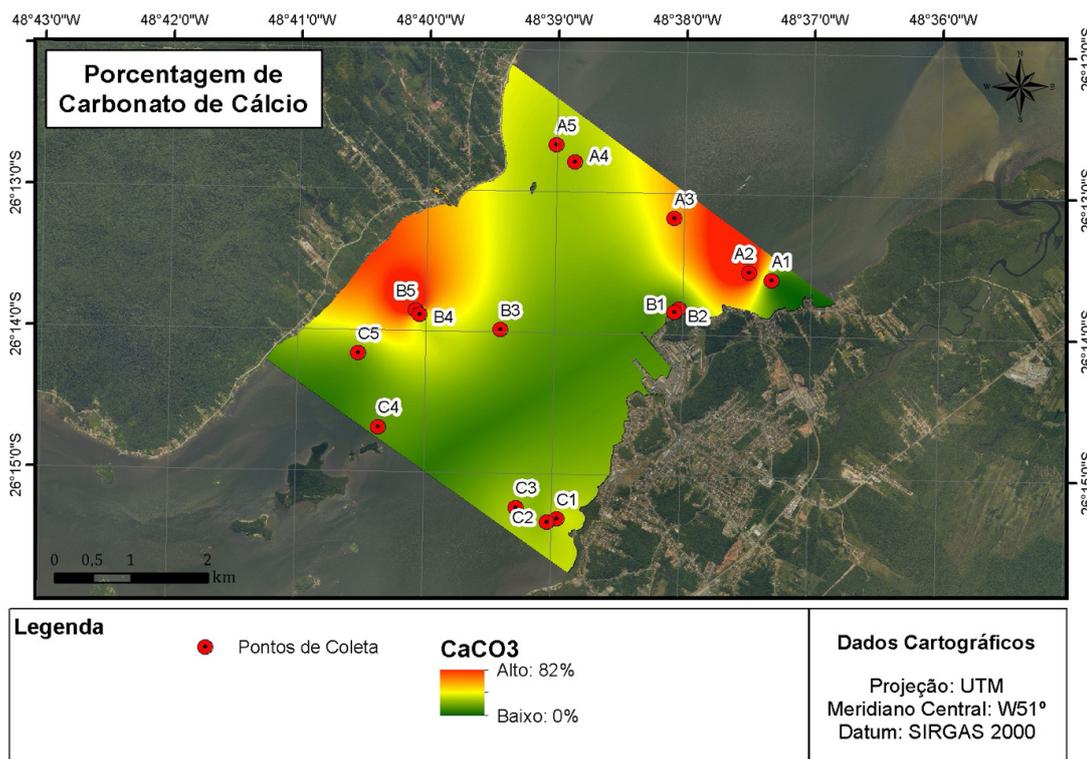
Fonte: elaborada pelos autores.

**Figura 3.** Variações das concentrações de chumbo (mg/kg) nos pontos de amostragem nas adjacências do Porto de São Francisco do Sul. Pontos 1 a 5 dos transectos A, B e C.



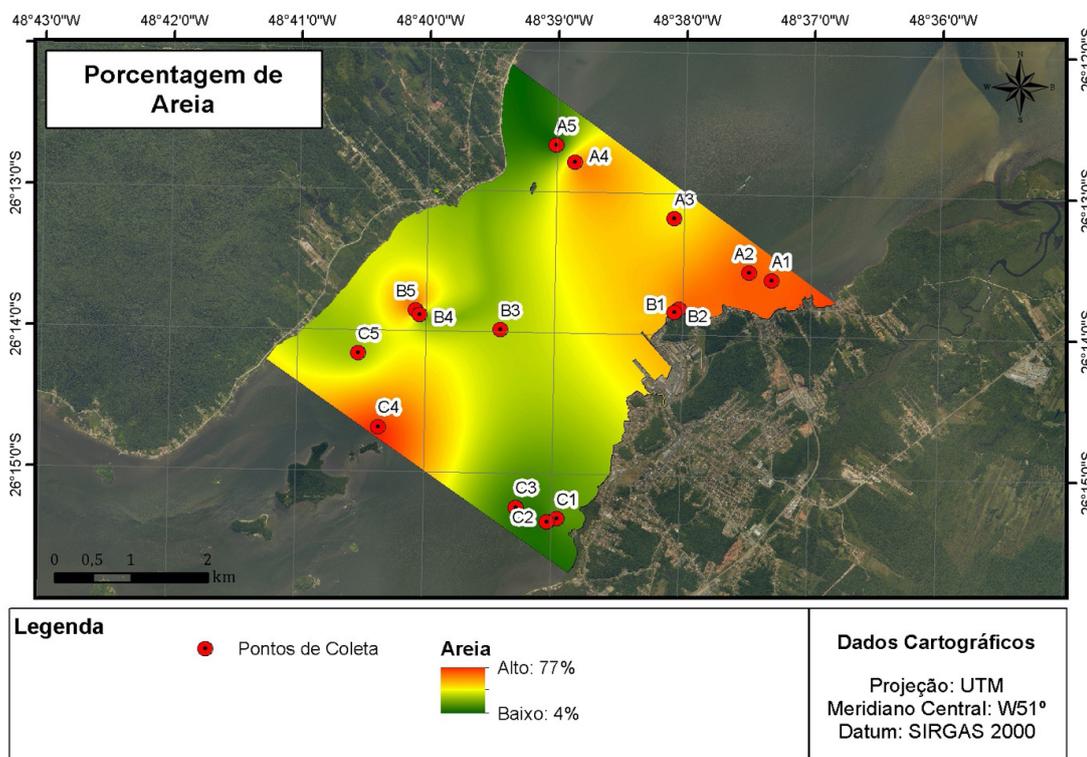
Fonte: elaborada pelos autores.

**Figura 4.** Variações dos percentuais de matéria orgânica (%) nos pontos de amostragem nas adjacências do Porto de São Francisco do Sul. Pontos 1 a 5 dos transectos A, B e C.



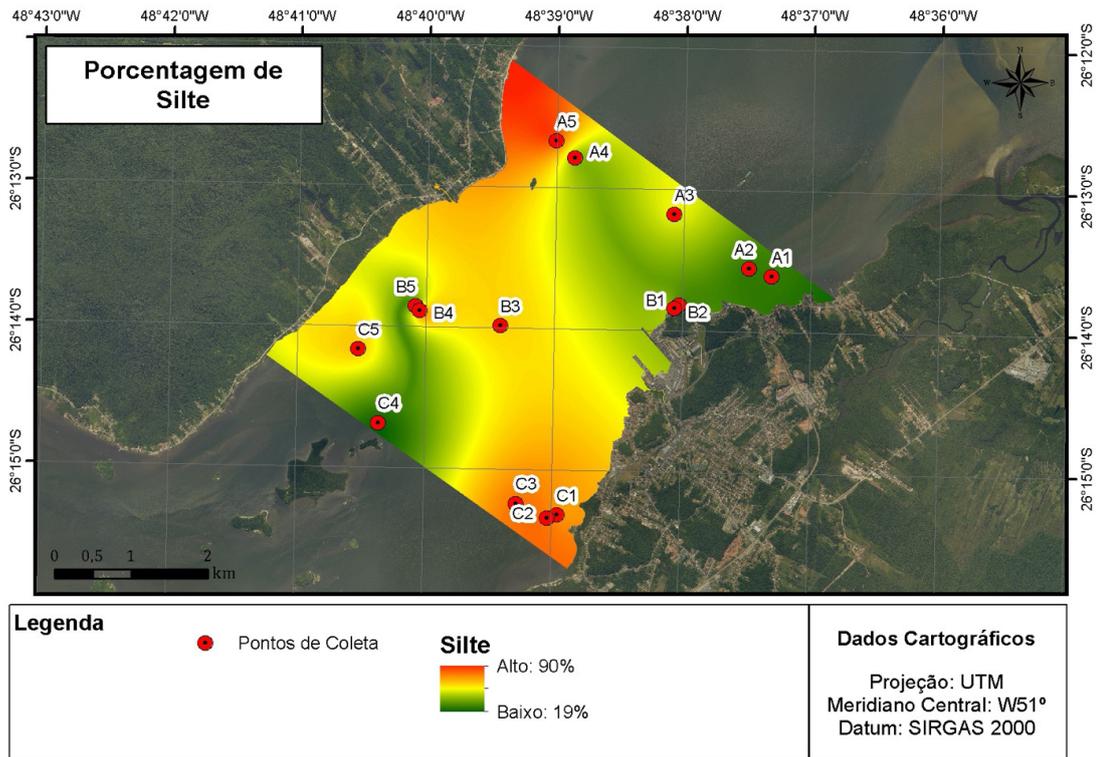
Fonte: elaborada pelos autores.

**Figura 5.** Variações dos percentuais de carbonato de cálcio (%) nos pontos de amostragem nas adjacências do Porto de São Francisco do Sul. Pontos 1 a 5 dos transectos A, B e C.



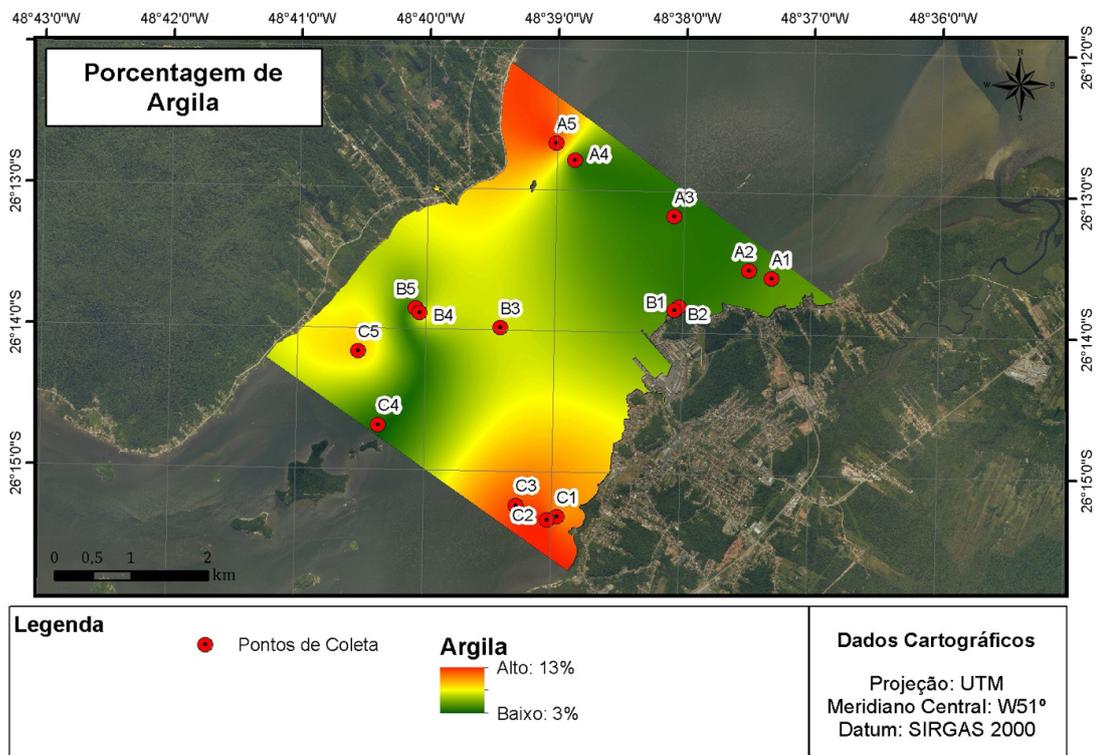
Fonte: elaborada pelos autores.

**Figura 6.** Variações dos percentuais de areia (%) nos pontos de amostragem nas adjacências do Porto de São Francisco do Sul. Pontos 1 a 5 dos transectos A, B e C.



Fonte: elaborada pelos autores.

**Figura 7.** Variações dos percentuais de silte (%) nos pontos de amostragem nas adjacências do Porto de São Francisco do Sul. Pontos 1 a 5 dos transectos A, B e C.



Fonte: elaborada pelos autores.

**Figura 8.** Variações dos percentuais de argila (%) nos pontos de amostragem nas adjacências do Porto de São Francisco do Sul. Pontos 1 a 5 dos transectos A, B e C.

**Tabela 1.** Valores médios e desvios padrão das variáveis do sedimento superficial dos transectos A, B e C. Resultados das análises de variância (Anovas) e das comparações pelo teste de Tukey.

Variável	Transectos						F (valor p)	Comparação
	A (g.l. = 4)		B (g.l. = 4)		C (g.l. = 4)			
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão		
Profundidade (m)	6,44	4,37	5,80	4,15	5,40	3,90	0,08 (0,92)	ns
Chumbo (mg/kg)	3,50	3,24	0,90	2,01	5,34	0,85	9,66 (0,012)*	(C = A) (A = B)
% Matéria orgânica	6,21	3,99	5,59	3,57	8,37	3,82	0,74 (0,49)	ns
% Carbonato de cálcio	31,04	27,93	26,85	30,73	15,13	5,40	0,58 (0,57)	ns
% Areia	49,07	26,56	48,21	20,27	28,29	27,70	1,1 (0,36)	ns
% Silte	45,32	23,43	46,30	18,32	62,14	23,97	0,92 (0,43)	ns
% Argila	5,62	3,58	5,49	1,97	9,58	3,77	2,62 (0,11)	ns

N:15; g.l.: grau de liberdade; F: valor de F do teste; \*diferenças significativas com  $p < 0,05$ ; ns: diferença não significativa.

Fonte: elaborada pelos autores.

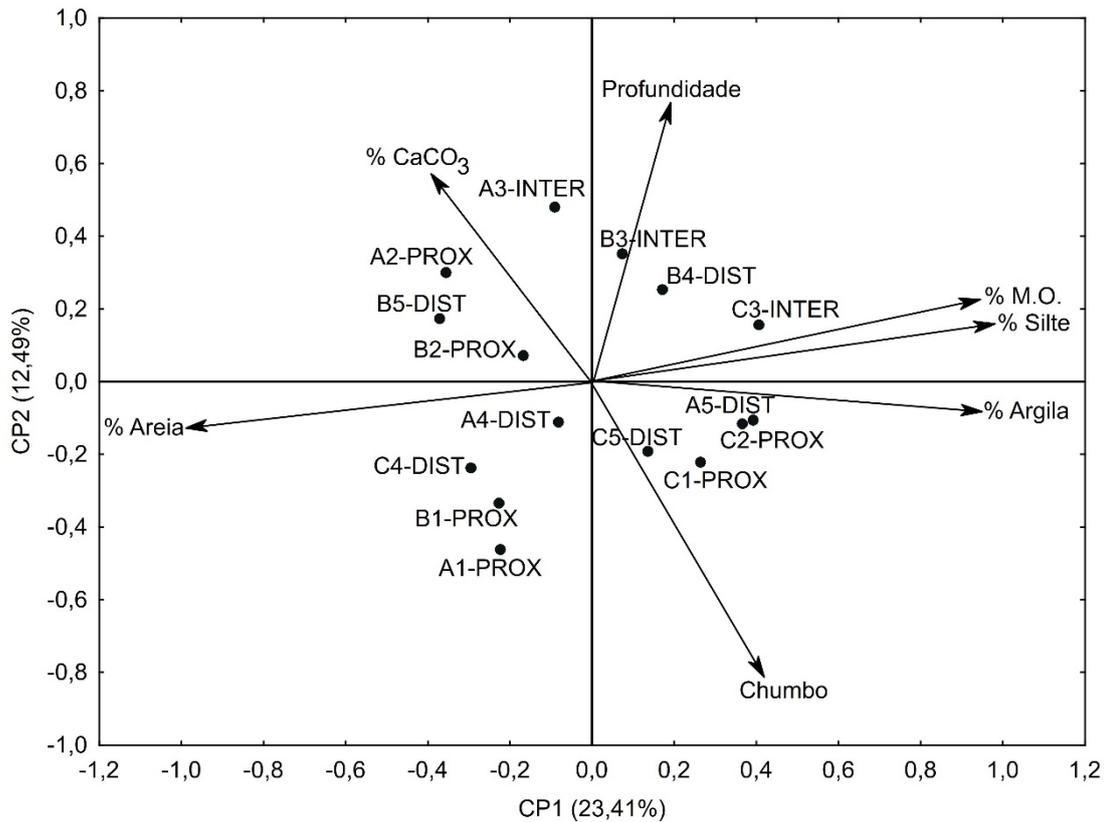
**Tabela 2.** Valores médios e desvios padrão das variáveis do sedimento superficial das distâncias do porto distante (DIST), intermediário (INTER) e próximo (PROX). Resultados das análises de variância (Anovas) e das comparações pelo teste de Tukey.

Variável	Distâncias						F (valor p)	Comparação
	DIST (g.l. = 5)		INTER (g.l. = 2)		PROX (g.l. = 5)			
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão		
Profundidade (m)	4,47	2,03	12,50	0,87	3,98	2,08	22,58 (0,00)*	INTER > (DIST = PROX)
Chumbo (mg/kg)	3,28	2,58	1,87	3,24	3,90	3,11	0,36 (0,71)	ns
% Matéria orgânica	7,20	3,97	8,80	3,18	5,20	3,66	1,02 (0,39)	ns
% Carbonato de cálcio	26,32	27,14	24,47	13,65	22,29	26,79	0,04 (0,96)	ns
% Areia	42,93	28,09	28,64	17,03	47,39	27,12	0,52 (0,6)	ns
% Silte	50,40	24,72	63,66	12,80	45,90	23,26	0,63 (0,55)	ns
% Argila	6,67	3,50	7,70	4,23	6,72	3,95	0,08 (0,92)	ns

N:15; g.l.: grau de liberdade; F: valor de F do teste; \*diferenças significativas com  $p < 0,05$ ; ns: diferença não significativa.

Fonte: elaborada pelos autores.

A componente 1 representou 23,41% da variância (Figura 9), relacionando o aumento dos percentuais de matéria orgânica, silte e argila e a redução do percentual de areia com a maioria dos pontos do transecto C. Os pontos dos transectos A e B em sua maioria se relacionaram com o aumento do percentual de areia e queda dos percentuais de matéria orgânica, silte e argila (Figura 9, Tabela 3). Na componente 2, com 12,49% de variância, a profundidade e a concentração de carbonato de cálcio aumentaram, e a concentração de chumbo diminuiu nos pontos intermediários ao distanciamento do porto, com redução das profundidades e da concentração de  $\text{CaCO}_3$  e aumento das concentrações de chumbo na maioria dos pontos próximos e distantes do porto (Figura 9, Tabela 3).



DIST: distante; INTER: intermediário; PROX: próximo; profundidade dos pontos dos transectos: m; concentrações de chumbo: mg/kg; % M.O.: percentual de matéria orgânica; % CaCO<sub>3</sub>: percentual de carbonato de cálcio; CP1: componente principal 1 e percentual de variância; CP2: componente principal 2 e percentual de variância.

Fonte: elaborada pelos autores.

**Figura 9.** Representação gráfica do resultado da análise de componentes principais dos valores médios das variáveis do sedimento superficial nos pontos dos transectos (A1 a A5, B1 a B5 e C1 a C5) e respectivos distanciamentos do porto (DIST, INTER e PROX).

**Tabela 3.** Valores médios das variáveis do sedimento superficial dos pontos dos transectos e dos distanciamentos do porto.

Transectos-distâncias	Profundidade (m)	Chumbo (mg/kg)	% M.O.	% CaCO <sub>3</sub>	% Areia	% Silte	% Argila	CP1	CP2
A1-PROX	2,2	6,73	1,71	3,50	68,74	26,66	4,60	-0,10	-0,28
A2-PROX	6,5	0	3,17	75,15	70,01	26,07	3,93	-0,16	0,18
A3-INTER	13,5	0	6,57	40,20	44,22	52,03	3,75	-0,04	0,29
A4-DIST	6,5	5,37	7,75	17,86	57,01	39,17	3,82	-0,04	-0,07
A5-DIST	3,5	5,42	11,85	18,49	5,36	82,65	11,99	0,17	-0,06
B1-PROX	2	4,49	2,41	5,52	64,56	31,61	3,83	-0,10	-0,20
B2-PROX	6	0	4,41	11,32	54,65	40,89	4,46	-0,07	0,04
B3-INTER	12	0	7,39	15,76	31,23	61,58	7,19	0,03	0,21
B4-DIST	7	0	10,92	20,77	22,61	69,36	8,03	0,08	0,15
B5-DIST	2	0	2,80	80,89	67,99	28,06	3,95	-0,16	0,10
C1-PROX	2,2	6,29	9,02	22,36	16,51	72,65	10,84	0,12	-0,13
C2-PROX	5	5,87	10,47	15,89	9,85	77,49	12,66	0,16	-0,07

Continua...

Continuação da tabela 3

Transectos-distâncias	Profundidade (m)	Chumbo (mg/kg)	% M.O.	% CaCO <sub>3</sub>	% Areia	% Silte	% Argila	CP1	CP2
C3-INTER	12	5,61	12,44	17,46	10,46	77,38	12,16	0,18	0,09
C4-DIST	5	4,34	2,34	8,41	75,96	20,67	3,38	-0,13	-0,14
C5-DIST	2,8	4,57	7,56	11,51	28,67	62,49	8,85	0,06	-0,12
CP1	0,09	0,19	0,42	-0,17	-0,43	0,43	0,42	-	-
CP2	0,46	-0,49	0,14	0,34	-0,08	0,10	-0,05	-	-

DIST: distante; INTER: intermediário; PROX: próximo; % M.O.: percentual de matéria orgânica; % CaCO<sub>3</sub>: percentual de carbonato de cálcio e respectivos autovalores nas componentes 1 e 2 (linhas); CP1: autovalores das variáveis do sedimento (colunas) e dos transectos com as respectivas distâncias do porto na componente principal 1; CP2: autovalores das variáveis do sedimento (colunas) e dos transectos com as respectivas distâncias do porto na componente principal 2.

Fonte: elaborada pelos autores.

## Discussão

Os pontos de coleta situam-se na área central da baía, descrita por Vieira e Horn Filho (2017) como marcada principalmente por ilhas rochosas e lajes. Ainda de acordo com os supracitados autores, nessa área da baía se nota maior intercalação das zonas de paisagem, com o predomínio de zonas de relevo de banco (áreas mais rasas) e depressão (canais mais profundos). Como uma zona de ruptura de paisagem entre os bancos e depressões, ocorre a vertente, que se destaca pela grande declividade. Esse comportamento das zonas de paisagem pode estar relacionado a um maior controle estrutural do embasamento cristalino na conformação da paisagem marinha da baía. A ocorrência dessas zonas de relevo marinho reflete a variabilidade de profundidade identificada nos pontos de coleta.

No interior da Baía Babitonga, segundo Vieira *et al.* (2008), os sedimentos de fundo podem ser agrupados em duas classes distintas, balizados na composição carbonática biotrófica: sedimentos litoclásticos (carbonatos < 30%) e litobioclásticos (> 30% carbonatos < 50%). Contudo deve ser ressaltado que na presente pesquisa foram identificados pontos com concentrações de carbonato biotrófico superiores a 50% (pontos A2 e B5), que podem ser classificados como sedimentos biolitoclásticos (50 a 70%) e bioclásticos (> 70%), conforme proposta de Larsonneur (1977).

Texturalmente, os sedimentos de fundo identificados nesta pesquisa possuem relação com as classes identificadas por Vieira *et al.* (2008). Em ambas as investigações se observou que as maiores porcentagens de carbonato estão associadas com os sedimentos arenosos, e as maiores porcentagens de matéria orgânica, a sedimentos finos (argila e silte).

De acordo com Silva (2011), com exceção da camada superficial (até 50 cm de profundidade), a maior frequência é de corrente de maré enchente com velocidade ligeiramente maior que a corrente de maré vazante. Os dados de correntes mostraram um pico de velocidade instantânea de 1,76 m/s durante a maré vazante de sizígia e valor médio de 0,46 m/s ao longo da coluna d'água. A velocidade média no fundo (0,38 m/s) foi ligeiramente menor que o valor encontrado na superfície (0,49 m/s). Em todas as profundidades, pode-se observar a tendência das correntes de se dirigirem para ENE (vazantes) e WSW (enchente).

Diante do exposto, nos pontos de coleta da presente pesquisa, a ocorrência de sedimentos finos (argila e silte) concentrou-se nas margens da baía, em áreas mais rasas classificadas como bancos por Vieira e Horn Filho (2017). A ocorrência de sedimentos arenosos (Figura 6) está concentrada nas áreas de maior profundidade no canal principal da baía, no eixo ENE–WSW das correntes de maré vazante e de enchente, de maior hidrodinâmica no interior da baía.

Os sedimentos superficiais de áreas mais rasas e mais próximas ao porto tenderam a apresentar aumento nas concentrações de chumbo, sendo o oposto em áreas mais profundas, não havendo relação com os distanciamentos do porto. Tais resultados demonstraram que as possíveis fontes de chumbo

não estão diretamente ligadas às atividades do Porto de São Francisco do Sul, considerando ainda que tais concentrações foram baixas quando comparadas às encontradas por Souza (2016). Nesse sentido, a autora salientou por meio de um estudo espacial mais amplo dos sedimentos superficiais que a principal fonte de dispersão de chumbo para a Baía Babitonga provém do interior do estuário, a Lagoa do Saguacu, também relacionando-o a sedimentos lamosos de áreas rasas. Essas evidências indicam clara relação com a proximidade da matriz industrial de Joinville e daquelas que produzem baterias à base de chumbo-zinco, materiais de construção, coberturas e tintas.

Esses padrões reforçam estudo anterior de Demori (2008), que determinou a variação temporal de chumbo em sedimentos em 1981, 1982, 1985, 1991 e 2004 em setores da Baía Babitonga subdivididos em Lagoa do Saguacu, Palmital, Canal Principal e Canal do Linguado, apontando para as maiores concentrações na Lagoa do Saguacu, da mesma forma que Souza (2016). Em comparação às concentrações de cromo e zinco em sedimentos da baía, há a mesma tendência de se concentrarem na Lagoa do Saguacu, em razão das atividades de fundição, galvanoplastia e têxtil (Bonatti *et al.* 2004, Souza 2016). Demori (2008) apontou que em 1985 a concentração de chumbo no sedimento foi de 50 mg/kg, ultrapassando o limite estabelecido pela Resolução Conama n.º 344/2004, no entanto o trabalho não abordou por quais motivos esse valor foi tão elevado. Atualmente, pela Resolução Conama n.º 454/2012, a concentração limite está em 46,7 mg/kg, ainda um valor elevado. Assim, apesar da presença de chumbo nos sedimentos próximos ao Porto de São Francisco e particularmente nas áreas mais rasas, as concentrações que variaram de 0,001 a 6,73 mg/kg foram abaixo dos limites estabelecidos em legislação. Em comparação, Moreira (2013) notou que as concentrações de chumbo nos sedimentos do Porto do Mucuripe (Ceará) variaram de 2 a 3,58 mg/kg; no Porto de Santos (São Paulo), de 2 a 204,8 mg/kg; no Sistema Estuarino de Paranaguá (Paraná), de 0,3 a 29,75 mg/kg; e no de Vitória (ES), de 5 a 292 mg/kg.

Em razão da destacada origem antrópica do chumbo da Lagoa do Saguacu, influenciada pelo aporte da Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira, onde há maior ocupação pela planta industrial da cidade de Joinville, e como evidenciado em estudos anteriores, este trabalho demonstrou que a circulação de chumbo nos sedimentos da Baía Babitonga acompanha os padrões de circulação proporcionados pelas forças das marés de enchente, tendendo a manter os sedimentos silício-argilosos contaminados em áreas mais rasas do interior do estuário.

Logo, reforça-se o gradiente de contaminação do sedimento superficial por chumbo, como determinado por Souza (2016) e que deve ser mais bem estudado temporalmente, em função da escassez de estudos com essa abordagem, para que futuras medidas de mitigação e prevenção de contaminação dos corpos d'água do interior do estuário e das bacias hidrográficas adjacentes sejam priorizadas.

## Referências

Alfredini PAE. 2014. Engenharia portuária. São Paulo: Blucher.

Angonesi LG. 2005. Dinâmica de curto prazo da macrofauna bentônica em uma enseada estuarina da Lagoa dos Patos: efeitos antrópicos e mecanismos de persistência e resiliência. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica), Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

Barros VG, Martinelli LA, Oliveira Novais TM, Ometto JPHB & Zuppi GM. 2010. Stable isotopes of bulk organic matter to trace carbon and nitrogen dynamics in an estuarine ecosystem in Babitonga Bay (Santa Catarina, Brazil). *Science of the Total Environment*, 408: 2226-2232.

Barros VG, Mas-Pla J, Novais TO, Sacchi E & Zuppi GM. 2008. Hydrological mixing and geochemical processes characterization in an estuarine/mangrove system using environmental tracers in Babitonga Bay (Santa Catarina, Brazil). *Science Direct Continental Shelf Research*, 28: 682-695.

Beck MW, Heck Júnior KL, Able KW, Childers DL, Eggleston DB, Gillanders BM, Halpern B, Hays CG, Hoshino K, Minello TJ, Orth RJ, Sheridan PF & Weinstein MP. 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *Bioscience*, 51(8): 633-641.

Bonatti M, Furlan S, Manente S & Perin G. 2004. Estudo de toxicidade de sedimentos marinhos da Baía de Babitonga - Brasil. *Journal of Coastal Research*, 39.

Botelho MLM. 2014. Atividades portuárias, os impactos ambientais e possíveis soluções. Dissertação (Mestrado em Geografia), Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Brasil. 2009. Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama). Resolução n.º 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>. Acesso em: maio/2021.

Brasil. 2012. Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama). Resolução n.º 454, de 1.º de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=693>. Acesso em: maio/2021.

Camargo MG. 2006. SysGran: um sistema de código aberto para análises granulométricas do sedimento. *Revista Brasileira de Geociências*, 36(2): 371-378.

Cardoso ES. 2012. Mar, pesca e aquicultura: elementos para o estudo de geografia do Brasil. Santa Maria: UFSM-GPET.

Clark RB. 2001. *Marine pollution*. Oxford: Oxford University Press.

Cremer MJ, Morales PRD & Oliveira TMN. 2006. Diagnóstico ambiental da Baía da Babitonga. Joinville: Editora Univille.

Cruz MAS. 2012. Avaliação da geoquímica dos sedimentos superficiais das nascentes do Rio Subaé-BA. Dissertação (Mestrado em Modelagem em Ciências da Terra e do Ambiente), Universidade Estadual de Feira de Santana.

Day Jr. JW, Hall CAS, Kemp WM & Yáñez-Arancibia A. 1987. *Estuarine ecology*. Nova York: John Wiley & Sons.

Dean WE. 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Petrology*, 44: 242-248.

Demori J. 2008. Análise histórica da contaminação por metais pesados na Baía da Babitonga – SC. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Universidade do Vale do Itajaí.

Galehouse JS. 1971. Sedimentation analysis. *In*: Carver RE (Ed.) *Procedures in sedimentary petrology*. Nova York: Wiley Interscience. pp. 69-94.

Gomes MVT, Costa AS, Garcia CAB, Passos EA & Alves JDPH. 2010. Concentrações e associações geoquímicas de Pb e Zn em sedimentos do Rio São Francisco impactados por rejeitos da produção industrial de zinco. *Química Nova*, 33(10): 2088-2092.

Goulart AF. 2008. O Porto de São Francisco do Sul e sua dinâmica regional catarinense. *Nova Economia*, 18(1): 91-118.

Hartmann C & Schettini CAF. 1991. Aspectos hidrológicos na desembocadura da Laguna dos Patos, RS. *Revista Brasileira de Geociências*, 21(4): 371-377.

Hobbie JE. 2000. *Estuarine science: a synthetic approach to research and practice*. Washington, D.C.: Island Press.

Kjerfve B, Miranda LB & Castro BM. 2002. *Princípios de oceanografia física de estuários*. São Paulo: Edusp.

Landrigan PJ, Stegeman JJ, Fleming LE, Allemand D, Anderson DM, Backer LC, Brucker-Davis F, Chevalier N, Corra L, Czerucka D, Bottein M, Demeneix B, Depledge M, Deheyn DD, Dorman CJ, Fénichel P, Fisher S, Gaill F, Galgani F, Gaze WH, Giuliano L, Grandjean P, Hahn ME, Hamdoun A, Hess H, Judson B, Laborde A, McGlade J, Mu J, Mustapha A, Neira M, Noble RT, Pedrotti ML, Reddy C, Rocklöv J, Scharler UM, Shanmugam H, Taghian G, van de Water JAJM, Vezzulli L, Weihe P, Zeka A, Raps H & Rampal P. 2020. Human health and ocean pollution. *Annals of Global Health*, 86(1): 151-164.

Larsonneur C. 1977. La cartographie des dépôts meubles sur le plateau continental français: méthode mise au point et utilisée en Manche. *Journal de Recherche Océanographique*, 2: 34-39.

Lee SV & Cundy AB. 2001. Heavy metal contamination and mixing processes in sediments from the Humber Estuary, Eastern England. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53(5): 619-636.

Legendre P & Legendre L. 2012. *Numerical ecology*. Amsterdã: Elsevier.

Likens G. 1992. *An ecosystem approach: its use and abuse*. Alemanha: Ecology Institute.

Lima EAM. 2008. Avaliação da qualidade dos sedimentos e prognóstico geoquímico ambiental da zona estuarina do Rio Botafogo, Pernambuco. Tese (Doutorado em Geociências), Universidade Federal de Pernambuco.

Marcovecchio J & Ferrer L. 2005. Distribution and geochemical partitioning of heavy metals in sediments of the Bahia Blanca Estuary, Argentina. *Journal of Coastal Research*, 21(4): 826-834.

Marinha do Brasil. 2011. *Atlas geográfico das zonas costeiras e oceânicas do Brasil*. Rio de Janeiro: IBGE, Diretoria de Geociências.

McLaren P & Bowles L. 1985. The effects of sediment transport on grain-size distributions. *Sedimentary Petrology*, 55(4): 457-470.

Melo OT. 1998. Comportamento biogeoquímico de nutrientes do estuário do Rio Bacanga, Ilha de São Luís-MA. Dissertação (Mestrado em Geologia e Geoquímica), Universidade Federal da Paraíba.

Moreira LB. 2013. Avaliação de risco ecológico da contaminação de sedimentos e material dragado na região do Porto do Mucuripe-CE através de métodos ecotoxicológicos. Tese (Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais), Universidade Federal do Ceará.

Oliveira TMND, Ribeiro JMG, Barros VG, Simm M, Mello YR & Zeh KK. 2017. Bacias hidrográficas da região de Joinville: gestão e dados. Joinville: Editora Univille.

Pereira FJ, Spillere LC & Schettini CAF. 2003. Dinâmica de nutrientes na região portuária do estuário do Rio Itajaí-Açu, SC. *Atlântica*, 25(1): 11-20.

Pereira JC, Guimarães-Silva AK, Nalini Júnior HA, Pacheco-Silva É & Lena JCD. 2007. Distribuição, fracionamento e mobilidade de elementos traço em sedimentos superficiais. *Química Nova*, 30(5): 1249-1255.

Pomerol C, Lagabriele Y, Renard M & Guillot S. 2013. Princípios de geologia: técnicas, modelos e teorias. 14. ed. Porto Alegre: Bookman.

Pritchard DW. 1967. What is an estuary: physical standpoint. *In*: Lauff GH (Ed.) *Estuaries*. Washington, D.C.: American Association for the Advancement of Science.

Roberts DA. 2012. Causes and ecological effects of resuspended contaminated sediments (RCS) in marine environments. *Environment International*, 40: 230-243.

Sá F. 2003. Distribuição e fracionamento de contaminantes nos sedimentos superficiais e atividades de dragagem no complexo estuarino da Baía de Paranaguá (PR). Dissertação (Mestrado em Geologia), Universidade Federal do Paraná.

Santos RF. 2004. Planejamento ambiental: teoria e prática. São Paulo: Oficina dos Textos.

Schiavetti A & Camargo AFM. 2002. Conceito de bacias hidrográficas: teorias e aplicações. Ilhéus: Editus.

Silva GS. 2014. Estudo geoquímico de sedimentos fluviais e estuarinos do Rio Subaé – BA. Dissertação (Mestrado em Solos e Qualidade de Ecossistemas), Universidade Federal do Recôncavo Baiano.

Silva LF. 2011. Alterações morfodinâmicas no canal do Linguado pela remoção do dique que o separa da Baía da Babitonga (SC). Tese (Doutorado), Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Souza FM. 2016. Efeitos da contaminação por metais na macrofauna bêntica de ambientes estuarinos. Tese (Doutorado em Sistemas Costeiros e Oceânicos), Universidade Federal do Paraná.

Suguio K. 1973. Introdução à sedimentologia. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo.

Underwood AJ. 1997. Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge: Cambridge University Press.

Vargas-Fonseca E, Olds AD, Gilby BL, Connolly RM, Schoeman DS, Huijbers CM, Hyndes GA & Schlacher TA. 2016. Combined effects of urbanization and connectivity on iconic coastal fishes. *Diversity and Distributions*, 22(12): 1328-1341.

Veado LD. 2008. Variação espaço-temporal do zooplâncton do baixo estuário do Rio Itajaí-Açu, SC. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Universidade do Vale do Itajaí.

Veronez Júnior P, Bastos AC & Quaresma VS. 2009. Morfologia e distribuição sedimentar em um sistema estuarino tropical: Baía de Vitória, ES. *Revista Brasileira de Geofísica*, 27(4): 609-624.

Vieira CC & Horn Filho NO. 2017. Paisagem marinha da Baía da Babitonga, nordeste de Santa Catarina. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 10: 1677-1689.

Vieira CV, Horn Filho N, Bonetti CVDH & Bonetti J. 2008. Caracterização morfossedimentar e setorização do complexo estuarino da Baía da Babitonga/SC. *Boletim Paranaense de Geociências*, 62-63: 85-105.

Vieira S. 2010. *Bioestatística: tópicos avançados*. 3. ed. Rio de Janeiro: Elsevier.

CAPÍTULO

# 8



# Pesca com redes de cabo no litoral norte do Rio Grande do Sul: uma atividade sustentável?

Leonardo Martins Pinheiro, Bel.<sup>1\*</sup>

Ênio Lupchinski Junior, Dr.<sup>2</sup>

Rodrigo Machado, Dr.<sup>1,3</sup>

\*Autor para correspondência: lpinheiro.biomar@gmail.com

## Introdução

A pesca de pequena escala, também denominada de pesca artesanal, caracteriza-se pela mão de obra em regime familiar, sem vínculo empregatício e com finalidade comercial e de subsistência, com pouco capital empregado e baixo esforço, podendo ou não utilizar pequenas embarcações para ser desempenhada. A atividade ainda contempla o processamento (na grande maioria das vezes realizado pelas mulheres pescadoras) e a comercialização do pescado, assim como confecção e reparos dos materiais de pesca (Brasil 2017). A pesca de pequena escala é desenvolvida de forma tradicional, abrangendo fortemente fatores culturais e sociais. Trata-se de uma atividade econômica bastante importante para as famílias que a realizam e é executada com métodos e petrechos de pesca relativamente simples, com pouca tecnologia e baixo investimento (Diegues 1983, FAO 2005, Brasil 2012). A atividade é fundamental para as comunidades, visto que o pescado proporciona benefícios do ponto de vista de segurança alimentar e envolve fatores socioeconômicos significativos para as comunidades que acarretam diretamente o desenvolvimento local (Mendonça et al. 2017).

Na América Latina, existem cerca de dois milhões de pescadores que realizam suas atividades em pescarias de pequena escala (Salazar 2013), enquanto no Brasil se estima que haja entre 880 mil e 1 milhão (Alencar et al. 2019), representando mais de 99% de todos os pescadores no país (Alencar et al. 2019). Nos primeiros anos da década de 2000, a pesca de pequena escala equivalia a 45% da produção de pescado no Brasil (Brasil 2014b), no entanto as estimativas nacionais de desembarques pesqueiros foram encerradas em 2011 e não existem informações atualizadas sobre a produção nacional (Brasil 2012), tampouco um modelo nacional de coleta de dados de pesca (Zamboni 2020). Segundo Zamboni (2020), na última década apenas 23% das pescarias brasileiras foram cobertas por programas independentes de estatística pesqueira.

<sup>1</sup> Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul (GEMARS).

<sup>2</sup> Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS)

<sup>3</sup> Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Socioeconômico (PPGDS); Universidade do Extremo Sul Catarinense (Unesc).

A coleta de dados que fundamentam a estatística pesqueira para a avaliação dos estoques é imprescindível para a gestão da atividade e conservação dos recursos pesqueiros, assim como para o entendimento acerca do desenvolvimento das pescarias em todo o território nacional (Sganzerla 2017). Costello *et al.* (2012) ressaltam que cerca de 80% dos estoques pesqueiros do mundo nunca tiveram seu estado de exploração avaliado, o que acarreta deficiências para a gestão pesqueira e pode levar à sobrepesca.

Como reflexo dessa falta de gestão pesqueira, hoje em dia no sul do Brasil recursos historicamente importantes para a pesca comercial costeira estão com seus estoques colapsados e ameaçados de extinção. Exemplo disso são os bagres (*Genidens barbatus*, em perigo, e *Genidens planifrons*, criticamente em perigo), a raia-viola (*Pseudobatos horkelii*, criticamente em perigo) e a miraguaia (*Pogonias cromis*, em perigo) (Rio Grande do Sul 2014). Ainda se não bastasse, os estoques de corvina (*Micropogonias furnieri*), castanha (*Umbrina canosai*), pescada-branca (*Cynoscion guatucupa*), pescadinha (*Macrodon atricauda*) e camarão-rosa (*Penaeus paulensis*) encontram-se superexplorados. Anchova (*Pomatomus saltatrix*), tainha (*Mugil liza*) e siri-azul (*Callinectes sapidus*) estão com estoques totalmente explorados (Haimovici & Cardoso 2017). Outro problema inerente às pescarias e que contribui para a sobrepesca são as capturas incidentais ou *bycatch* de espécies que não são alvo da pesca e que acabam sendo descartadas ainda durante as operações pesqueiras (Graça-Lopes *et al.* 2002, Gonçalves *et al.* 2007, Branco *et al.* 2015, Pérez Roda 2019).

A captura incidental de espécies de peixes e crustáceos não alvo da pesca (seja pela falta de interesse comercial, seja por estarem protegidas por alguma legislação) e o subsequente descarte desses organismos são importantes problemas ambientais que a atividade pesqueira mundial vem enfrentando (Morizur *et al.* 2004, Kelleher 2005, Rodrigues-Filho *et al.* 2015, Rodrigues-Filho *et al.* 2020). As capturas incidentais ocorrem em praticamente todas as modalidades de pesca, no entanto é na pesca de arrasto, sobretudo de camarões, que os seus impactos são mais proeminentes, quando uma grande riqueza de espécies de diferentes grupos animais acaba sendo capturada e descartada (Kelleher 2005, Leitão *et al.* 2014, Branco *et al.* 2015). No sul do Brasil alguns estudos avaliaram as capturas incidentais nas pescarias de arrasto de fundo, registrando espécies de pequenos peixes, elasmobrânquios e invertebrados, entre as quais diversas figuram como ameaçadas de extinção (Haimovici & Fischer 2007, Dumont & D’Incao 2011, Rodrigues-Filho *et al.* 2015). Por outro lado, ainda na Região Sul do Brasil, são poucas as informações sobre as capturas incidentais nas pescarias de emalhe comercial (Cardoso *et al.* 2018) e elas inexistem na pesca de emalhe de beira de praia.

Considerando a importância do monitoramento pesqueiro para a contribuição à gestão pesqueira local e diante da ausência de informações referentes à atividade pesqueira de pequena escala, o presente estudo avaliou a produção pesqueira comercial (em termos de espécies capturadas, sazonalidade das capturas e estimativas econômicas do rendimento das capturas) e os descartes de espécies capturadas incidentalmente (no que tange a espécies descartadas e sazonalidade dos descartes) pela pesca de emalhe de cabo, no litoral norte do Rio Grande do Sul.

## Metodologia

### Área de estudo

A região oceanográfica onde o sul do Brasil está inserido é conhecida por ser uma zona de convergência entre duas correntes marinhas, a corrente do Brasil e a corrente das Malvinas. Em virtude desse fenômeno oceanográfico, a região recebe o aporte de águas quente e oligotróficas da corrente do Brasil e o aporte de água fria e rica em nutrientes da corrente das Malvinas (Seeliger *et al.* 1998). Ademais, o aporte de águas fluviais das bacias costeiras por meio dos estuários da Lagoa dos Patos e do Rio da Prata, além de águas subterrâneas, contribui para o incremento de nutrientes em águas marinhas, favorecendo o crescimento e a alimentação de inúmeras espécies de importância para a

pesca na região (Attisano *et al.* 2008). Tais fenômenos fazem com que esse local seja um dos mais favoráveis ao desenvolvimento da atividade pesqueira no Brasil (Brandini 1990, Haimovici *et al.* 1996, Mafra *et al.* 2020).

Na Região Sul brasileira, a pesca artesanal marinha de pequena escala ocorre pelo emprego de diversos petrechos e atua sobre espécies que utilizam a zona costeira em diferentes épocas do ano (Klippel *et al.* 2005, Santos & Vieira 2016, Terceiro 2017). A importância da pesca para a região litorânea traduz-se no reconhecimento da atividade como patrimônio cultural imaterial em distintos locais do sul do Brasil, como a pesca da tainha, em Santa Catarina (FCC 2019), e em Tramandaí, no Rio Grande do Sul (Tramandaí 2017).

No litoral norte do estado do Rio Grande do Sul, estima-se que mais de 3.500 pescadores de pequena escala usaram a Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí e a zona costeira adjacente em suas atividades de pesca nas últimas duas décadas. As pescarias artesanais realizadas por esses pescadores ocorrem ao longo da Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí principalmente com redes de emalhe, tarrafas, espinhéis, linhão e aviãozinho (Silva 2020). Já na região costeira adjacente à Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí, as modalidades englobadas pela pesca de pequena escala marinha ocorrem com tarrafa, aviãozinho e redes de emalhe de bote e de cabo (Klippel *et al.* 2005, Terceiro 2017).

A pesca de cabo com redes de emalhe (Figura 1) é característica da Região Sul do Brasil, regulamentada pela Portaria n.º 54, de 1999 (Brasil 1999). Ela dá-se pela fixação de cabos na zona de supralitoral e por redes de tresmalhe, também conhecida como feiticeira, compostas de três panos de diferentes malhas: um central, de menor tamanho, seguido por dois panos de malhas maiores, cerca de três vezes maior que a malha central (Klippel *et al.* 2005, Santos & Vieira 2016). Adicionalmente, são utilizadas duas estruturas nas extremidades da rede, responsáveis por conferir maior estabilidade às torções e mantê-las perpendiculares à coluna d'água (Santos & Vieira 2016), feitas de madeira com concreto ou chumbo fundido na porção inferior.



Fonte: elaborada pelos autores (2018).

**Figura 1** – Representação de uma operação de pesca de cabo, em que o pescador utiliza a tração veicular para retirada total da rede da água.

### **Coleta de dados**

Durante a temporada de pesca de cabo com redes de tresmalhe de beira de praia de 2018, que ocorreu entre 15 de março e 15 de dezembro no litoral norte do Rio Grande do Sul, foram acompanhadas 50 operações de pesca entre as localidades de Balneário Pinhal e Imbé (Figura 2). Cada operação de pesca monitorada correspondeu à retirada de uma rede da água, e em cada uma as capturas

foram separadas de acordo com a destinação dada pelo pescador, classificadas em aproveitadas e descartadas (para as capturas incidentais, que foram representadas por espécies sem valor comercial ou por espécies de valor comercial de tamanho pequeno, como, por exemplo, peixes jovens). Todos os exemplares capturados foram contados (tanto os aproveitados quanto os descartados).

As características das redes e o esforço pesqueiro foram registrados ao longo das operações de pesca monitoradas, como a malha das redes, medida entre nós opostos (mm), o tamanho (m) e a altura (m) das redes e o tempo total de imersão das redes na água (h).

### Análise dos dados

Para estimar a abundância e a frequência das espécies capturadas pela pesca de cabo com redes de tresmalhe, foi adaptada a classificação proposta por Garcia & Vieira (2001) e Ceni & Vieira (2015), em que se consideram as espécies:

- abundantes e frequentes ( $CPUE\ N \geq \bar{x}\ CPUE\ N$ ,  $FO\% \geq \bar{x}\ FO\%$ );
- abundantes e não frequentes ( $CPUE\ N \geq \bar{x}\ CPUE\ N$ ,  $FO\% < \bar{x}\ FO\%$ );
- não abundantes e frequentes ( $CPUE\ N < \bar{x}\ CPUE\ N$ ,  $FO\% \geq \bar{x}\ FO\%$ );
- presentes ( $CPUE\ N < \bar{x}\ CPUE\ N$ ,  $FO\% < \bar{x}\ FO\%$ ).

As espécies identificadas como abundantes e frequentes são tidas como dominantes (Garcia & Vieira 2001, Ceni & Vieira 2015).

Para tanto, foi estimada a porcentagem da frequência de ocorrência (FO%), pela Equação 1:

- $FO\% = \text{número de operações de pesca com a presença da espécie } i / \text{número total de operações de pesca} * 100$  (1)

Também se estimou a captura por unidade de esforço (CPUE), pela Equação 2:

- $CPUE = \text{produtividade (número de indivíduos da espécie } i) / (\text{m}^2 * \text{h})$  (2)

A CPUE também foi estimada para as capturas em kg de cada espécie capturada.

A fim de estimar o rendimento econômico dos recursos capturados e aproveitados pela atividade, utilizou-se o valor médio de venda do pescado pelos pescadores monitorados (R\$ 15/quilo). A estimativa foi realizada em termos absolutos ( $\text{kg aproveitado} * \text{valor de venda de R\$ 15}$ ) e médio por operação de pesca ( $\text{kg aproveitado} * \text{valor de venda de R\$ 15} / 50$  (número de operações monitoradas) e por estação do ano.



Fonte: elaborada pelos autores (2021).

**Figura 2** – Detalhamento da área de estudo. Os pontos de pesca monitorados estão representados por círculos pretos. O esquema ilustra o posicionamento das redes de diferentes pescadores, distantes 300 m uma da outra.

## Resultados

### **Esforço de pesca**

As redes permaneceram imersas, em média, por 12 h (mínimo de 10 h e máximo de 14 h), e o comprimento das redes utilizadas variou entre 30 e 50 m (média = 42 m). As malhas internas das redes foram de 70 (n = 15), 80 (n = 33) e 100 mm (n = 2) entre nós opostos. Os cabos variaram de 50 a 300 m, desde o ponto de fixação até a primeira estrutura de estabilização (Figura 2).

### **Capturas totais**

Foram capturados 2.829 indivíduos, totalizando 956,450 kg (Tabela 1), distribuídos em 21 famílias e, pelo menos, 36 espécies, sendo 32 de peixes ósseos, duas de elasmobrânquios (tubarões e raias) e duas de crustáceos (siris e caranguejos). As espécies com maior representação nas capturas foram o pampo (*Trachinotus* spp., n = 635 e 90,945 kg), a savelha (*Brevoortia pectinata*, n = 624 e 155,890 kg), o siri-azul (*Callinectes sapidus*, n = 143 e 2,860 kg), o bagre (*Genidens* spp., n = 517 e 293,875 kg), a pescadinha (*Macrodon atricauda*, n = 369 e 174,540 kg) e a tainha (*Mugil liza*, n = 143 e 127,880 kg).

As capturas totais das espécies aproveitadas totalizaram 46,91%, representadas por 1.327 indivíduos, pertencentes a pelo menos 15 espécies, correspondendo a 670,817 kg (71,14%). Vinte e quatro espécies foram descartadas, totalizando 1.502 espécimes, correspondendo a 285,631 kg (29,86%) e equivalendo a 53,09% das capturas em termos numéricos. A relação entre indivíduos aproveitados vs. descartados é indicada pela razão de 1 aproveitado para 1,1 descartado (1:1,1), ou seja, a cada 10 indivíduos capturados, 5,3 indivíduos foram descartados. Em termos de kg, a relação de captura aproveitada vs. descartada correspondeu a uma proporção de 1:0,42 kg. Isto é, a cada 10 kg capturados, 2,3 kg foram descartados.

Entre as espécies aproveitadas, bagres (CPUE\_kg = 0,387), pescadinhas (CPUE\_kg = 0,189), tainhas (CPUE\_kg = 0,158) e papa-terras (CPUE\_kg = 0,039) foram dominantes, representando 86,5% dos indivíduos capturados. Do restante das espécies com relevância comercial, a anchova (*Pomatomus saltatrix* CPUE\_kg = 0,010) foi frequente nas operações de pesca. Quanto às espécies descartadas classificadas como dominantes, destacaram-se a savelha, o pampo e o siri-azul (Tabela 1), representando 90% do total de indivíduos capturados sem importância para os pescadores. Ainda se destacaram como espécies frequentes a manjuba (*Lycengraulis grossidens*), o cangoá (*Stellifer* spp.), o peixe-espada (*Trichiurus lepturus*), o siri-chita (*Arenaeus cribrarius*), a sardinha (*Sardinella brasiliensis*), o linguado (*Paralichthys orbignyanus*) e o peixe-rei (*Odontesthes argentinensis*).

Quando comparada a produtividade pesqueira das redes por malha central, as redes com malha 70 mm capturaram 183 indivíduos que foram aproveitados, que corresponderam a 95 kg. Nessas redes, foram descartados 259 indivíduos, equivalendo a 40 kg, representando uma proporção de indivíduos aproveitados vs. descartados de 1:1,4 e de 1:0,42 kg. Nas redes de malha de 80 mm, foram capturados e aproveitados 1.117 indivíduos, enquanto 1.230 foram descartados, correspondendo a uma proporção de indivíduos aproveitados vs. descartados de 1:1,1 e de 1:0,41 kg. Os indivíduos capturados foram descartados em maior proporção nas redes de malha 70 mm. Por outro lado, os indivíduos aproveitados foram mais representativos nas redes de malha de 80 mm.

Em virtude das condições climáticas no sul do Brasil durante os meses de inverno, as operações de pesca com redes de cabo foram muito baixas (n = 2) em 2018, sendo inviável a utilização desses dados em termos de comparações sazonais. Nesse contexto, as estações do outono (n = 36) e primavera (n = 12) foram as em que ocorreram melhores condições de pesca. Logo, cabe destacar que a primavera foi a estação que apresentou maior captura por unidade de esforço das espécies aproveitadas pelos pescadores (CPUE\_kg = 0,099 kg/m<sup>2</sup>/h) quando comparada com o outono (CPUE\_kg = 0,030 kg/m<sup>2</sup>/h).

**Tabela 1** – Capturas registradas nas redes de cabo monitoradas no litoral norte do estado do Rio Grande do Sul.

Capturas totais		Aproveitadas					Descartadas				
Táxon	Nome popular	N indivíduos (n)	kg	CPUE kg	CPUE (n)	FO%	N indivíduos (n)	kg	CPUE kg	CPUE (n)	FO%
<b>Eumalacostraca</b>											
<u>Portunidae</u>											
<i>Arenaeus cribrarius</i>	Siri-chita						16	0,640	0,001	0,017	12
<i>Callinectes sapidus</i>	Siri-azul						143	2,860	0,004	0,193	24
<b>Actinopterygii</b>											
<u>Elopidae</u>											
<i>Elops saurus</i>	Ubarana						1	0,115	0	0,001	2
<u>Clupeidae</u>											
<i>Brevoortia pectinata</i>	Savelha						624	155,89	0,152	0,609	38
<i>Sardinella brasiliensis</i>	Sardinha	15	1,125	0,001	0,017	4	20	2,825	0,004	0,026	12
<u>Engraulidae</u>											
<i>Lycengraulis grossidens</i>	Manjuba						12	0,600	0,001	0,013	12
<u>Ariidae</u>											
<i>Genidens spp.</i>	Bagre	517	293,875	0,387	0,680	42					
<u>Phycidae</u>											
<i>Urophycis brasiliensis</i>	Abrótea	1	0,455	0	0,001	2					
<u>Batrachoididae</u>											
<i>Porichthys porosissimus</i>	Mangangá-liso						1	0,225	0	0	2,00
<u>Atherinopsidae</u>											
<i>Atherinella brasiliensis</i>	Peixe-rei						3	0,036	0	0,004	4,00
<i>Odontesthes argentinensis</i>	Peixe-rei						5	0,080	0	0,005	10
<u>Mugilidae</u>											
<i>Mugil liza</i>	Tainha	143	127,880	0,158	0,179	60					

Continua...

Continuação da tabela 1

Capturas totais		Aproveitadas					Descartadas				
Táxon	Nome popular	N indivíduos (n)	kg	CPUE kg	CPUE (n)	FO%	N indivíduos (n)	kg	CPUE kg	CPUE (n)	FO%
<u>Carangidae</u>											
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Folhinha	1	0,030	0	0,003	2					
<i>Selene vomer</i>	Peixe-galo						1	0,040	0	0,001	2
<i>Oligoplites saliens</i>	Guajuvira						1	0,330	0	0,001	2
<i>Trachinotus</i> spp.	Pampo	51	8,300	0,587	0,072	4	584	90,945	0,103	0,660	66
<u>Centropomidae</u>											
<i>Centropomus parallelus</i>	Robalo	4	1,590	0,002	0,004	8					
<u>Pomatomidae</u>											
<i>Pomatomus saltatrix</i>	Anchova	27	8,650	0,010	0,032	20					
<u>Lobotidae</u>											
<i>Lobotes surinamensis</i>	Prejereba						2	0,935	0,001	0,002	4
<u>Gerreidae</u>											
<i>Eucinostomus gula</i>	Escrivão	34	4,125	0,008	0,064	16	13	1,625	0,002	0,013	2
<u>Haemulidae</u>											
<i>Orthopristis ruber</i>	Roncador	4	0,920	0,001	0,005	6					
<u>Sciaenidae</u>											
<i>Cynoscion</i> spp.	Pescada-branca	2	0,450	0	0,002	4					
<i>Macrodon atricauda</i>	Pescadinha	369	174,537	0,189	0,399	58					
<i>Menticirrhus</i> spp.	Papa-terra	120	34,770	0,039	0,134	44					
<i>Micropogonias furnieri</i>	Corvina	22	11,220	0,014	0,027	14					
<i>Pogonias cromis</i>	Miraguaia						1	0,210	0	0,001	2
<i>Stellifer</i> spp.	Cangoá						22	2,310	0,002	0,022	20
<i>Umbrina canosai</i>	Castanha						3	0,375	0	0,004	6

Continua...

Continuação da tabela 1

Capturas totais		Aproveitadas					Descartadas				
Táxon	Nome popular	N indivíduos (n)	kg	CPUE kg	CPUE (n)	FO%	N indivíduos (n)	kg	CPUE kg	CPUE (n)	FO%
<u>Cichlidae</u>											
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Cará						2	0,230	0	0,003	4
<u>Trichiuridae</u>											
<i>Trichiurus lepturus</i>	Peixe-espada						28	18,425	0,016	0,016	16
<u>Stromateidae</u>											
<i>Peprilus paru</i>	Gordinho	17	2,890	0,003	0,016	8					
<u>Paralichthyidae</u>											
<i>Paralichthys orbygnianus</i>	Linguado						10	0,225	0	0,012	14
<u>Achiridae</u>											
<i>Catathyridium garmani</i>	Linguado-zebra						1	0,070	0	0,001	2
<u>Diodontidae</u>											
<i>Chilomycterus spinosus</i>	Baiacu						1	0,020	0	0,001	2
<b>Elasmobranchii</b>											
<u>Myliobatidae</u>											
<i>Myliobatis</i> spp.	Raia-sapo						1	0,215	0	0,001	2
<u>Narcinidae</u>											
<i>Narcine brasiliensis</i>	Treme-treme						7	6,405	0,007	0,008	4
<b>Média</b>		-	-	<b>0,093</b>	<b>0,109</b>	<b>19,47</b>	-	-	<b>0,012</b>	<b>0,067</b>	<b>11</b>
<b>Total</b>		<b>1.327</b>	<b>670,817</b>	-	-	-	<b>1.502</b>	<b>285,631</b>	-	-	-

N: número de indivíduos capturados; CPUE: captura por unidade de esforço (em kg e número de indivíduos); FO%: porcentagem da frequência de ocorrência; em preto: espécies abundantes e frequentes; em cinza: espécies abundantes e não frequentes; em branco: espécies presentes.

### Comercialização das capturas

A comercialização do pescado ocorreu diretamente ao consumidor, e o rendimento estimado da venda de indivíduos das espécies consideradas aproveitadas totalizou R\$ 10.076,28, sendo observada a renda média de R\$ 201,53 por operação de pesca. Os rendimentos médios sazonais por operação variaram de R\$ 131,35 no outono a R\$ 410,05 nos meses de primavera.

### Discussão

Os indivíduos descartados (capturas incidentais) foram mais representativos em termos de número que os recursos aproveitados. Por outro lado, os indivíduos aproveitados pelos pescadores equivaleram a mais que o triplo em kg que os descartados, sendo a cada 10 kg capturados 2,3 kg descartados. Cabe destacar que a primavera foi a estação que apresentou maior CPUE das espécies que foram aproveitadas pelos pescadores (CPUE<sub>kg</sub> = 0,099 kg/m<sup>2</sup>/h) quando comparada com o outono (CPUE<sub>kg</sub> = 0,030 kg/m<sup>2</sup>/h). É importante dizer que, apesar da atividade de pesca de cabo ocorrer nos meses de inverno, não foi possível analisar as capturas nem os descartes nesse período em razão das más condições climáticas, que reduziram os dias de pesca pelos pescadores. Os resultados também indicaram que a pesca de cabo é uma atividade extremamente relevante para o rendimento econômico das famílias dos pescadores monitorados, e a primavera mostrou-se capaz de propiciar maior rendimento por operação.

O petrecho utilizado pela pesca de cabo, a rede de tresmalhe (também chamada de feiticeira), é reconhecido por ser pouco seletivo (Fabi *et al.* 2002). As maiores capturas de indivíduos não alvo (capturas incidentais) da pesca com emprego de redes de tresmalhe são relativamente comuns, pelo fato desse petrecho de pesca ser uma arte passiva e com maior potencial de captura em comparação com redes de única panagem (FAO 2020). No presente estudo, a maior riqueza e abundância de indivíduos não alvo são uma demonstração da baixa eficiência da rede de tresmalhe para as espécies visadas pelos pescadores locais. Outro fator que pode ter influenciado nos altos valores de capturas incidentais e, consecutivamente, nos descartes está associado à área de pesca (zona de arrebentação) das redes de cabo. Segundo Rodrigues & Vieira (2013), a zona de arrebentação é uma importante zona de berçário e alimentação para diversas espécies de peixes, em que ocorre maior concentração de indivíduos jovens e, possivelmente, mais suscetíveis às capturas. Por outro lado, a pesca com redes de cabo é uma atividade pesqueira de pequena escala, exercendo baixo esforço de pesca, e seu impacto é menor do que o de outras pescarias, a exemplo do arrasto para camarões e peixes (Branco *et al.* 2015).

Estima-se que anualmente sejam descartadas nove milhões de toneladas de pescado em todo o mundo, produzidas por inúmeras atividades pesqueiras (Pérez-Roda *et al.* 2019). Segundo Pérez-Roda *et al.* (2019), a pesca de emalhe é responsável pelo descarte de 800 mil toneladas desse total, pertencendo a maior parte ao emalhe de fundo. No sul do Brasil, Perez & Wahrlich (2005) estimaram taxas médias de descarte em torno de 70% na pesca industrial de emalhe oceânico para o peixe-sapo. Por outro lado, na pesca de arrasto de fundo, que explora recursos costeiros, as estimativas de descarte variaram entre 16 e 73%, sendo compostas principalmente de organismos juvenis (Haimovici & Mendonça 1996).

Os descartes foram mais representativos em termos relativos (número de indivíduos) nas redes com malha 70 mm (58,6%) quando comparados aos das redes de malha 80 mm (52,4 %). De acordo com Alves *et al.* (2012), o emprego da malha 70 mm pode causar impactos à estrutura de reposição do estoque pesqueiro, sobretudo de espécies como a pescadinha e a papa-terra, representadas como dominantes no presente estudo, correspondendo a 17% dos recursos capturados e aproveitados pelos pescadores.

A captura acidental de espécies ameaçadas de extinção é outro grande desafio para a gestão pesqueira. No presente estudo, apesar do volume de captura de espécies não alvo da pesca, a captura

de espécies ameaçadas de extinção foi baixa. Foi registrada, ao menos, a captura de cinco espécies ameaçadas em nível local, nacional ou global (Tabela 2). A anchova (*Pomatomus saltatrix*) está classificada como vulnerável apenas em nível global, não figurando entre a listagem estadual nem a nacional, sendo permitida a sua captura em todo o território brasileiro. *Myliobatis* spp. também consta da lista de espécies ameaçadas de extinção (Tabela 2), porém o único indivíduo capturado foi descartado e não identificado a nível específico, sendo as potenciais espécies *M. goodei*, *M. freminvillei* e *M. ridens*. A presença dessas espécies em zonas rasas é relativamente comum, visto que tais zonas são essenciais ao ciclo de vida, assim como para outros elasmobrânquios que acabam interagindo com a pesca de beira de praia (Klippel *et al.* 2005).

Em função das suas semelhanças morfológicas, os bagres do gênero *Genidens* não foram identificados a nível específico. Entre as capturas, podemos ainda destacar a presença de, pelo menos, um indivíduo de *G. barbatus* capturado, sendo um espécime acima de 800 mm. É importante salientar que *G. barbatus* foi uma espécie registrada com baixa representatividade nas capturas da pesca de cabo no litoral sul do Rio Grande do Sul (Santos & Vieira 2016).

Algumas espécies que foram descartadas na pesca de cabo monitorada são consideradas como recurso-alvo em outras modalidades pesqueiras artesanais e industriais na região, como os siris (*Callinectes sapidus* e *Arenaeus cribrarius*), o linguado (*Paralichthys orbignyanus*), a sardinha (*Sardinella brasiliensis*), a manjuba (*Lycengraulis grossidens*) e o peixe-rei (*Odontesthes argentinensis* e *Atherinella brasiliensis*) (Andrade 1998, Terceiro 2017, Silva 2020). Nas operações de pesca monitoradas, o reduzido tamanho corporal dos indivíduos dessas espécies foi o principal fator preponderante para o descarte e, no caso dos siris, também o elevado tempo com mão de obra para o beneficiamento.

**Tabela 2** – Espécies registradas durante as operações de pesca que figuram entre os níveis de ameaça de extinção, seja no Rio Grande do Sul, Brasil e em escala global.

Espécie	Nome comum	Status de ameaça			
		N de indivíduos	Decreto RS	Portaria n.º 445	IUCN
<i>Genidens barbatus</i> *	Bagre	1	EN	EN	NE
<i>Lobotes surinamensis</i>	Prejereba	2	CR	NE	LC
<i>Myliobatis</i> spp.**	Raia-sapo	1	CR	CR ou EN	VU ou CR
<i>Pogonias cromis</i>	Miraguaia	1	EN	EN	LC
<i>Pomatomus saltatrix</i>	Anchova	27	NE	NE	VU

\*Analisando o tamanho dos peixes capturados, provavelmente *G. barbatus* esteja presente nas capturas; \*\*incerteza na identificação de *Myliobatis*. Espécies potenciais possuem distintas classificações pela Portaria n.º 445 (Brasil 2014a) e pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN) = *M. goodei* (VU), *M. freminvillei* (VU) e *M. ridens* (CR); EN: em perigo; CR: criticamente em perigo; NE: não avaliado; VU: vulnerável; LC: pouco preocupante.

Fonte: elaborada pelos autores (2021).

A Organização das Nações Unidas, por meio dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ONU 2015), e a FAO (2017) apontam para a importância da implementação de medidas de conservação e uso sustentável dos recursos marinhos. O documento reforça, ainda, a exclusão de práticas de pesca que impactam o meio marinho, como uma forma de impulsionar a recuperação da saúde do ambiente. Para a FAO (2017), o setor pesqueiro, principalmente o de pequena escala, possui papel imprescindível para os processos de gestão, seja pela maneira como desempenha sua atividade, seja pela articulação política. Outro fator preponderante a se considerar é mencionado por Jablonski (2005), que afirma que uma das formas de execução sustentável da atividade é por intermédio da contenção do desperdício.

Além da relevância do contexto social quando se refere à pesca de pequena escala (Berkes 2003), a gestão integrada entre poder público e os atores da atividade é essencial para a conservação dos estoques pesqueiros e o modo de vida a longo prazo (Espinoza-Tenorio *et al.* 2011, Kosamu 2015). A união entre setor pesqueiro e articulação com tomadores de decisão e instituições de pesquisa é fundamental para o manejo e a implementação de medidas de pesca sustentáveis (Rodrigues-Filho *et al.* 2020). Igualmente, a FAO (2017) enfatiza práticas de pesca que sejam menos danosas, assegurando maior sustentabilidade à atividade.

Fatores como a forte dependência e a importância da pesca de cabo para a economia familiar, o baixo esforço de pesca e a baixa captura de espécies ameaçadas de extinção são atributos significativos que a pesca de cabo com redes de emalhe reúne para enquadrá-la como uma modalidade de pesca com potencial à sustentabilidade. No entanto cabe ressaltar que são necessários maiores esforços, tanto no que se refere ao monitoramento pesqueiro, para ampliar o conhecimento acerca dessa pescaria, quanto a ações que visem à redução de capturas acidentais e do descarte, seja por meio de substituição das redes de malha 70 mm por redes de malhas maiores, de práticas associadas ao desenvolvimento de tecnologia pesqueira para aumentar a seletividade das redes, ou da otimização do beneficiamento e do uso de espécies capturadas sem interesse comercial. Essas práticas poderiam ser alternativas eficientes para a diminuição de capturas de espécies e indivíduos (por exemplo, juvenis) não alvo da pesca com redes de cabo, melhorando assim a sustentabilidade da atividade na Região Sul do Brasil.

## Referências

- Alencar ACG, Thelma M, Donato R, Moraes SG, Lima LH & Cordeiro M. 2019. Perfil socioeconômico dos pescadores brasileiros (1970-2010). *Saindo da Zona de Conforto*, 29-48.
- Alves PMF, Arfelli CA & Tomás ARG. 2012. Selectivity of bottom gillnet of Southeastern Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 38(4): 275-284.
- Andrade HA. 1998. A produção da pesca industrial de Santa Catarina. *Notas Técnicas Facimar*, 2: 1-16.
- Attisano KK, Niencheski LFH, Milani ICB, Machado CS, Milani MR, Zarzur S & Andrade CFF. 2008. Evidences of continental groundwater inputs to the shelf zone in Albardão, RS, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 56: 189-200.
- Berkes F. 2003. Alternatives to conventional management: lessons from small-scale fisheries. *Environments*, 8(1).
- Branco JO, Freitas Júnior F & Christoffersen ML. 2015. Bycatch fauna of seabob shrimp trawl fisheries from Santa Catarina State, southern Brazil. *Biota Neotropica*, 15: 1-14.
- Brandini F. 1990. Produção primária e características fotossintéticas do fitoplâncton na região sudeste do Brasil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 38(2): 147-159.
- Brasil. 2014a. Portaria MMA n.º 445, de 17 de dezembro de 2014. Brasília.

- Brasil. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 1999. Portaria Ibama/SC n.º 54, de 9 de junho de 1999. Brasília: Ibama. Disponível em: [http://www.ibama.gov.br/category/40?download=1347%3Ap54\\_1999.p](http://www.ibama.gov.br/category/40?download=1347%3Ap54_1999.p). Acesso em: fevereiro/2021.
- Brasil. Ministério da Pesca e Aquicultura. 2012. Boletim Estatístico de Pesca e Aquicultura, 1: 128-129.
- Brasil. Ministério da Pesca e Aquicultura. 2014b. Pesca artesanal. Disponível em: <http://www.mpa.gov.br/pescampa/artesanal>. Acesso em: dezembro/2014.
- Brasil. Ministério Público Federal. 2017. Pesca artesanal legal pescador da região sul/sudeste: conheça seus direitos e deveres. Brasília.
- Cardoso LG, Haimovici M, Abdallah P & Dumont F. 2018. Efeitos para o setor pesqueiro do deslocamento do arrasto de fundo para além das 12 milhas náuticas na costa do Rio Grande do sul. Relatório técnico. Rio Grande: Universidade Federal do Rio Grande. Disponível em: [https://demersais.furg.br/images/producao/cardoso\\_et\\_al\\_2018\\_relatorio\\_deslocamento\\_arrasto\\_de\\_fundo\\_12\\_mn\\_final.pdf](https://demersais.furg.br/images/producao/cardoso_et_al_2018_relatorio_deslocamento_arrasto_de_fundo_12_mn_final.pdf). Acesso em: fevereiro/2021.
- Ceni G & Vieira JP. 2015. Contribuições à gestão pesqueira da Laguna dos Patos, RS, Brasil. Dissertação (Mestrado em Zoologia), Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul.
- Costello C, Ovando D, Hilborn R, Gaines SD, Deschenes O & Lester SE. 2012. Status and solutions for the world's unassessed fisheries. *Science*, 338(6106): 517-520.
- Diegues ACA. 1983. Socio-antropologia das comunidades de pescadores marítimos no Brasil: uma síntese histórica. São Paulo: Cemar/Nupaub.
- Dumont LFC & D'Incao F. 2011. By-catch analysis of Argentinean prawn *Artemesia longinaris* (Decapoda: Penaeidae) in surrounding area of Patos Lagoon, southern Brazil: effects of different rainfall. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 91: 1059-1072.
- Espinoza-Tenorio A, Espejel I, Wolff M & Zepeda-Domínguez JA. 2011. Contextual factors influencing sustainable fisheries in Mexico. *Marine Policy*, 35(3): 343-350.
- Fabi G, Sbrana M, Biagi F, Grati F, Leonori I & Sartor P. 2002. Trammel net and gil net selectivity for *Lithognathus mormyrus* (l. 1958), *Diplodus annularis* (l. 1758) and *Mullus barbatus* (l. 1758) in the Adriatic and Ligurian Seas. *Fisheries Research*, 54: 375-388.
- Food and Agriculture Organization (FAO). 2005. FAO Glossary. Roma: FAO. Disponível em: <http://www.fao.org/glossary/>. Acesso em: fevereiro/2021.
- Food and Agriculture Organization (FAO). 2017. Diretrizes voluntárias para garantir a pesca de pequena escala sustentável no contexto da segurança alimentar e erradicação da pobreza. Roma: FAO.
- Food and Agriculture Organization (FAO). 2020. Fishing gear types: trammel net. Disponível em: <http://www.fao.org/fishery/geartype/223/en>. Acesso em: fevereiro/2021.

Fundação Catarinense de Cultura (FCC). 2019. Pesca artesanal da tainha recebe certificado de patrimônio imaterial de Santa Catarina. Disponível em: <http://www.cultura.sc.gov.br/noticias/21743-pesca-artesanal-da-tainha-sera-certificada-como-patrimonio-imaterial-de-santa-catarina>. Acesso em: fevereiro/2021.

Garcia AM & Vieira JP. 2001. O aumento da diversidade de peixes no estuário da Lagoa dos Patos durante o episódio El Niño 1997-1998. *Atlântica*, 23: 133-152.

Gonçalves JMS, Stergiou KI, Hernando JA, Puente E, Moutopoulos DK, Arregi L, Soriguer MC, Vilas C, Coelho R & Erzini K. 2007. Discards from experimental trammel nets in southern European small-scale fisheries. *Fisheries Research*, 88: 5-14.

Graça-Lopes R, Puzzi A, Severino-Rodrigues E, Bartolotto AS, Guerra DSF & Figueiredo KTB. 2002. Comparação entre a produção de camarão-sete-barbas e de fauna acompanhante pela frota-de-pequeno-porte sediada na Praia de Perequê, estado de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 28(2): 189-194.

Haimovici M & Cardoso LG. 2017. Long-term changes in the fisheries in the Patos Lagoon estuary and adjacent coastal waters in Southern Brazil. *Marine Biology Research*, 13: 135-150.

Haimovici M & Fischer L. 2007. Avaliação de descartes na pesca de arrasto. *In*: Haimovici M. 2007. A prospecção pesqueira e abundância de estoques marinhos no Brasil nas décadas de 1960 a 1990: levantamento de dados e avaliação crítica. Brasília: MMA/SMCQA. pp. 165-184.

Haimovici M & Mendonça JT. 1996. Descartes da fauna acompanhante na pesca de arrasto e tangones dirigida a linguados e camarões na plataforma continental do sul do Brasil. *Atlântida*, 18: 161-177.

Haimovici M, Martins AS & Vieira PC. 1996. Distribuição e abundância de peixes teleósteos demersais sobre a plataforma continental do sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 56: 27-50.

Jablonski S. 2005. Mar-oceanografia/biologia pesqueira. *Parcerias Estratégicas*, 20: 911-946.

Kelleher K. 2005. Discards in the world's marine fisheries. An update. *FAO Fisheries Technical Paper*, 470. Roma: FAO.

Klippel S, Peres MB, Vooren CM & Lamónaca AFA. 2005. A pesca artesanal na costa da Plataforma Sul. *In*: Vooren CM & Klippel S. Ações para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil. Porto Alegre: Igaré. pp 178-197.

Kosamu IBM. 2015. Conditions for sustainability of small-scale fisheries in developing countries. *Fisheries Research*, 161: 365-373.

Leitão F, Range P & Gaspar MB. 2014. Survival estimates of bycatch individuals discarded from bivalve dredges. *Brazilian Journal of Oceanography*, 62(4): 257-263.

Mafra EO, Oliveira RA & Quadro MFL. 2020. A influência da variação zonal da confluência Brasil-Malvinas na safra da tainha no estado de Santa Catarina entre os anos 2006 a 2016. *Ciência e Natura*, 42.

Mendonça JT, Lucena ACM, Muehlmann LD & Medeiros RP. 2017. Socioeconomia da pesca no litoral do estado do Paraná (Brasil) no período de 2005 a 2015. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 41: 140-157.

Morizur Y, Caillart B & Tingley D. 2004. The problem of discards in fisheries. *In*: Safran P. 2004. Fisheries and aquaculture: towards sustainable aquatic living resources management. *Encyclopedia of Life Support Systems*, Oxford: Unesco. pp. 259-281.

Organização das Nações Unidas (ONU). 2015. Transformando nosso mundo: a agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável. Genebra: ONU.

Perez JAA & Warlich R. 2005. A bycatch assessment of the gillnet monkfish *Lophius gastrophysus* fishery off southern Brazil. *Fisheries Research*, 72: 81-95.

Pérez Roda MA, Gilman E, Huntington T, Kennelly SJ, Suuronen P, Chaloupka M & Medley P. 2019. A third assessment of global marine fisheries discards. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*, Roma: FAO. Disponível em: [www.fao.org/3/CA2905EN/ca2905en.pdf](http://www.fao.org/3/CA2905EN/ca2905en.pdf). Acesso em: fevereiro/2021.

Rio Grande do Sul. 2014. Decreto n.º 51.797, de 8 de setembro de 2014. Declara as espécies da fauna silvestre ameaçadas de extinção no estado do Rio Grande do Sul. *Diário Oficial do Rio Grande do Sul*.

Rodrigues FL & Vieira JP. 2013. Surf zone fish abundance and diversity at two sandy beaches separated by long rocky jetties. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93: 867-875.

Rodrigues-Filho JL, Branco JO, Monteiro HS, Verani JR & Barreiros JP. 2015. Seasonality of ichthyofauna bycatch in shrimp trawls from different depth strata in the southern Brazilian coast. *Journal of Coastal Research*, 31: 378-389.

Rodrigues-Filho JL, Cionek VM, Gentil E, Machado R. 2020. A state-level restrictive policy as a potential trigger to discuss collaborative actions towards more sustainable shrimp fisheries on the southern coast of Brazil. *Ocean & Coastal Management*, 196: 105-294.

Salazar S. 2013. Situación actual de la pesca artesanal en Costa Rica. *Anuario de Estudios Centroamericanos*, 39.

Santos ML & Vieira JP. 2016. A pesca com rede de cabo na Praia do Cassino, RS, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 42: 486-499.

Seeliger E, Odebrecht C & Castello J. 1998. Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. Rio Grande: *Ecocientia*.

Sganzerla T. 2017. Are Brazil's fisheries heading towards collapse? Without official data, no one knows. Disponível em: <https://oceana.org/blog/are-brazil%E2%80%99s-fisheries-heading-towards-collapse-without-official-data-no-one-knows>. Acesso em: fevereiro/2021.

Silva RC. 2020. Caracterização da pesca de pequena escala na Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí, através de dados do licenciamento pesqueiro obrigatório. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso), Universidade Federal de Santa Catarina.

Terceiro AM. 2017. Conhecendo a pesca artesanal em Tramandaí e Imbé – RS: distribuição espacial e desafios. *Ciência e Natura*, 39(2): 341.

Tramandaí. 2017. Lei municipal n.º 4.149/2017. Tramandaí.

Zamboni A. 2020. Auditoria da pesca: Brasil 2020: uma avaliação integrada da governança, da situação dos estoques e das pescarias. Brasília: Oceana Brasil.

CAPÍTULO

# 9



# Recursos vegetais utilizados por populações humanas no entorno do Parque Estadual Acaraí, São Francisco do Sul, SC, Brasil

Bruna Kamila da Conceição, Bel.<sup>1</sup>

João Carlos Ferreira de Melo Júnior, Dr.<sup>1,2,4\*</sup>

Viviane Stern da Fonseca-Kruel, Dra.<sup>3</sup>

Sandra Paschoal Leite de Camargo Guedes, Dra.<sup>3</sup>

\*Autor para correspondência: joao.melo@univille.br

## Introdução

No litoral nordeste do estado de Santa Catarina, em São Francisco do Sul, há uma extensa vegetação remanescente de restinga, pertencente ao domínio da mata atlântica, um *hotspot* de biodiversidade e um dos ambientes mais ameaçados da mata atlântica no sul do Brasil (Melo Júnior & Boeger 2015). Nessa área, em 2005, foi implementado o Parque Estadual Acaraí, uma unidade de conservação de proteção integral. A área ainda possui interessantes registros arqueológicos, de ocupação humana, que remontam cerca de seis mil anos, de populações sambaquieiras (Bandeira *et al.* 2018), assim como registros, pós-colonização, de imigrantes açorianos e migrantes provenientes da Capitania de São Vicente que colonizaram grande parte do litoral catarinense desde o século XVII, conforme evidências documentais do século XVIII sobre a distribuição de terras (Guedes *et al.* 2017). Atualmente, as documentações do fim do século XX e início do XXI apontam para ocupação humana por pescadores e comunidades rurais (Alves 2003), sendo a pesca a principal atividade e base alimentar.

Nesse sentido, estudos etnobotânicos sobre a relação entre pessoas e plantas buscam documentar e compreender como as plantas são utilizadas, manejadas, percebidas por diferentes populações humanas, incluindo usos como: alimentos, roupas, rituais, medicamentos, corantes, construção e cosméticos (Prance 2007, Hanazaki *et al.* 2013). Por muito tempo, a etnobotânica foi associada ao estudo das inter-relações entre plantas e povos tradicionais, influenciada pelos primeiros registros etnográficos e antropológicos realizados com sociedades indígenas. Hoje em dia, estende seu

---

<sup>1</sup> Universidade da Região de Joinville (Univille). Curso de Ciências Biológicas, Meio Ambiente e Biodiversidade. Laboratório de Morfologia e Ecologia Vegetal.

<sup>2</sup> Programa de Pós-graduação em Saúde e Meio Ambiente da Universidade da Região de Joinville (PPGSMA/Univille).

<sup>3</sup> Programa de Pós-graduação em Patrimônio Cultural e Sociedade da Universidade da Região de Joinville (PPGPCS/Univille).

campo de pesquisa englobando povos não indígenas e sociedades urbano-industriais (Albuquerque *et al.* 2017). Os estudos etnobotânicos podem subsidiar projetos ligados ao planejamento, ao manejo sustentável e à conservação de áreas protegidas por meio da valorização do conhecimento acumulado pelas populações locais (Albuquerque & Andrade 2002, Fonseca-Kruel & Peixoto 2004).

No Brasil, nas últimas décadas vêm sendo desenvolvidos estudos etnobotânicos na zona costeira brasileira, de maneira especial no litoral sudeste e sul, com enfoque no conhecimento local de pescadores artesanais sobre a vegetação de mata atlântica e/ou restinga, como: Hanazaki *et al.* (2000), Fonseca-Kruel & Peixoto (2004), Peroni *et al.* (2008), Borges & Peixoto (2009), Begossi *et al.* (2013) etc. Entretanto áreas particularmente frágeis como as restingas são pouco enfatizadas (Fonseca-Kruel & Peixoto 2004, Miranda & Hanazaki 2008), havendo registro recente na literatura científica de estudo que agrega de forma sistematizada os usos populares às plantas da restinga de Massambaba (RJ) (Carvalho *et al.* 2018).

A restinga é uma formação originada pela deposição de sedimentos quaternários paralelamente à linha costeira, formando um cordão litorâneo de dezenas de quilômetros (Bigarella 2001) ocupado por diferentes formações vegetais (Silva 1999). Essa vegetação está condicionada a fatores ambientais extremos como altas temperaturas, ventos, salinidade e deficiência de nutrientes no solo (Scarano *et al.* 2001). Constituem as fisionomias mais comuns da restinga de Santa Catarina as formações herbáceas, arbustivas e florestais, e seu solo influencia diretamente na diversidade e estrutura comunitária, estabelecendo um gradiente edáfico intrinsecamente relacionado ao aumento da riqueza e das diversidades florística e funcional das formações herbáceas e florestais (Melo Júnior & Boeger 2015). A restinga é considerada um ambiente ameaçado por causa das pressões antrópicas e da especulação imobiliária, que condicionam as espécies (Binfaré & Falkenberg 2016), sendo historicamente ameaçada desde o início da colonização europeia por ser de fácil ocupação. Essa situação atualmente é agravada pelo crescimento das áreas urbanas, o que aumenta a fragmentação de habitats (Holzer 2004).

O Parque Estadual Acaraí (PEA), localizado no município de São Francisco do Sul, é uma unidade de proteção integral resultado de um processo de compensação ambiental decorrente da implantação de um empreendimento de alto potencial de impacto ambiental que detém um dos principais remanescentes de restinga do estado de Santa Catarina (Santa Catarina 2005). Diversas populações humanas vivem em áreas protegidas ou no seu entorno, gerando acalorados debates acerca dos traços de tradicionalidade dos grupos humanos e seus modos de vida (Marques 2013). O PEA possui uma longa história de ocupação que data da pré-história por comunidades pescador-coletoras (Bandeira *et al.* 2017), constituindo um verdadeiro patrimônio cultural fruto das intrínsecas relações entre paisagem e comunidade (Melo Júnior & Boeger 2017). Anteriormente à implantação do PEA, existem comunidades no entorno, algumas com origens no século XVII formadas por descendentes de luso-brasileiros e de africanos e por imigrantes açorianos (STCP Engenharia de Projetos 2009).

Portanto, este estudo teve como principal objetivo inventariar os recursos vegetais utilizados pelas populações humanas no entorno do PEA. Buscou-se responder às seguintes questões: quais espécies vegetais da restinga são usadas por essas comunidades e quais categorias de uso são dadas a essas plantas.

## A restinga do Parque Estadual Acaraí

O município de São Francisco do Sul detém o mais importante remanescente contínuo de ecossistemas costeiros de Santa Catarina, com destaque às restingas do domínio da mata atlântica, sendo um *hotspot* de biodiversidade (Marques 2013, Melo Júnior & Boeger 2015). Conforme classificação do Ministério do Meio Ambiente (Brasil 2006), São Francisco do Sul é considerado área prioritária para ações de conservação, por causa da alta diversidade de espécies da flora e da fauna, além dos aspectos arqueológicos e culturais.

Nessa região foi criado o PEA (Figura 1), por meio do Decreto n.º 3.517, de 23 de setembro de 2005, e o parque está inserido na porção leste da ilha de São Francisco do Sul. O acesso a ele pode ser feito via Praia Grande (ao norte do parque), ou pelas comunidades de São José do Acaraí e Ervino, nas porções oeste e sul (Plano de Manejo do Parque Estadual Acaraí 2009). O PEA tem área de 6.638 hectares e uma porção no arquipélago de Tamboretas com área de 29 hectares, somando o total de 6.667 hectares. Entre os objetivos de criação do parque, estão proteger amostras importantes de ecossistemas associados ao bioma mata atlântica e conservar uma amostra significativa de floresta das terras baixas e das formações pioneiras (restinga e mangue) do domínio da mata atlântica, além de ser resultado de um processo de compensação ambiental (vide Decreto estadual n.º 3.517/2005) (Santa Catarina 2005).

A formação de restinga do PEA é constituída de subformações em gradiente edáfico caracterizadas por restingas herbácea, arbustiva e arbustivo-arbórea e floresta de transição, as quais têm sua estrutura condicionada pela disponibilidade hídrica e fertilidade do solo, que aumentam na direção mar-continente (Melo Júnior & Boerger 2015). Estudo sobre a flora da restinga do PEA identificou 319 espécies, 215 gêneros e 82 famílias, sendo Myrtaceae e Fabaceae as famílias mais representativas em termos de riqueza (Melo Júnior & Boerger 2017).

## Contextualização socioambiental da área do Parque Estadual Acaraí

A população total de São Francisco do Sul é de 42.520 habitantes (IBGE 2010). O município pertence a uma área de ocupação antiga povoada por imigrantes portugueses das ilhas de Açores e Madeira no século XVIII e por alemães no século XIX (Guedes *et al.* 2017). Nesse período, a economia do município era caracterizada como de subsistência, pelo plantio de cana, cachaça, melado e por engenhos de farinha e serrarias, que extraíam madeiras para a produção de embarcações e pontes ou exportação para outras regiões brasileiras (Guedes *et al.* 2017). Segundo Marques (2013, p. 29), “a extração de palha para a cobertura de telhados, palmito para a alimentação e comercialização e outras espécies ornamentais, como as orquídeas”, já era realizada pelas gerações anteriores às atuais. Também há referência quanto à presença de descendentes de escravos entre 1950-1960 que ocuparam a região da Tapera, vivendo da pesca e da agricultura de subsistência, além de trabalharem em engenhos de farinha (Guedes *et al.* 2017).

Conforme os dados disponíveis no Plano de Manejo do Parque Estadual Acaraí (2009), as comunidades existentes no entorno do parque têm sua origem no século XVII, como as comunidades de Figueira do Acaraí e Praia Grande e povoados do Casqueiro e Morretes, Bupeva, Porto do Rei, Gamboa e Tapera (STCP Engenharia de Projetos 2009). A localidade conhecida como Tapera ou São José do Acaraí é a mais antiga e possui a maior concentração de nativos, enquanto a Praia do Ervino e a Praia Grande têm as ocupações humanas mais recentes (Marques 2013), remontando à segunda metade do século XX, de acordo com relatos de moradores (Guedes *et al.* 2017). Salienta-se que, com a implantação do PEA, em virtude de o local ter se tornado uma unidade de conservação de proteção integral, essa situação tem trazido algumas questões socioambientais para a região, pois na área há gerações são realizadas atividades extrativistas pelas comunidades locais. O conflito resultou no Termo de Ajuste de Conduta (TAC), em 2012, que permitiu o cadastramento das famílias que utilizam recursos naturais do PEA (Marques 2013).

## Contextualização histórica do Parque Estadual Acaraí

A região onde se encontra o PEA, em São Francisco do Sul, no nordeste do estado de Santa Catarina, foi habitada por volta de seis mil anos atrás por populações sambaquianas (Bandeira *et al.* 2018), fato comprovado pela presença de cerca de 20 sítios arqueológicos pré-coloniais (Alves 2003).

Sobre a ocupação histórica, sabe-se que imigrantes açorianos e migrantes provenientes da Capitania de São Vicente colonizaram grande parte do litoral catarinense desde o século XVII, mas

não é provável que tenham se instalado na região leste da ilha de São Francisco do Sul, por se tratar de região de mar aberto e de difícil acesso. As evidências documentais relativas ao século XVIII são compostas, principalmente, de algumas cartas de sesmarias que apontam para a distribuição de terras naquelas paragens (Guedes *et al.* 2017). Todavia a imprecisão da localização geográfica nesse tipo de documento, cujas propriedades eram delimitadas por rios, montanhas ou até mesmo pela propriedade de um vizinho, e a possibilidade de que seus designatários nunca tenham tomado posse daquelas terras não permitem afirmar com segurança que tenha havido a presença daqueles sesmeiros na área específica onde hoje se encontra o PEA.

De qualquer forma, foram localizados, pela arqueologia histórica, cerca de 90 pontos de ocupação na área específica do parque, que indicam a presença de pescadores e produtores de farinha que ali desenvolveram uma produção de subsistência (Alves 2003). Essas evidências materiais estão relacionadas a ocupações que remontam ao fim do século XIX e início do XX e são respaldadas por depoimentos orais de proprietários de engenhos de farinha que relataram a permanência de suas famílias na atividade por duas ou três gerações (Guedes *et al.* 2017).

A pesca também constitui uma atividade longa e faz parte da alimentação dos moradores da região desde os sambaquianos até o presente, registrada em documentação histórica de diferentes tipologias.

Além disso, há notícias de que aquela região, no começo do século XX, era considerada ideal para a caça, tendo sido encontrado registro em que a prática esportiva da caça na localidade era apresentada como uma das atrações da região, que também era rica em frutas e flores (Guedes *et al.* 2017, p. 421).

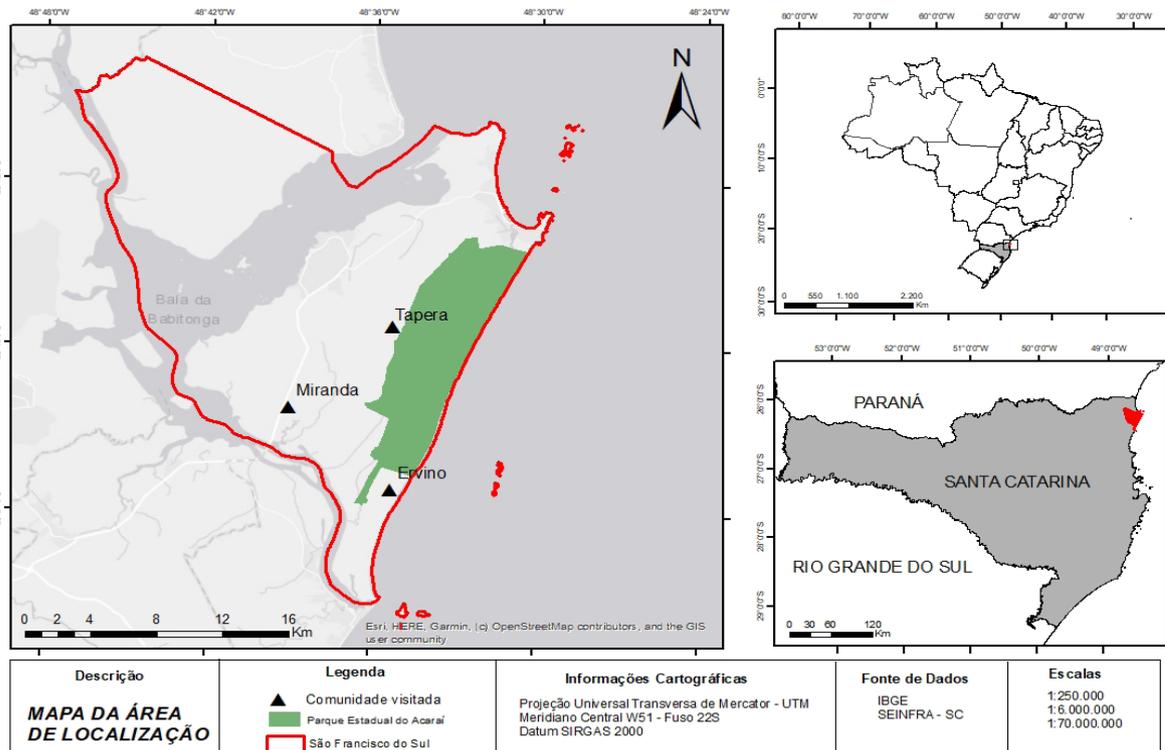
## Registros etnobotânicos

A tomada de informações dos colaboradores da pesquisa e registros das plantas de uso popular seguiu todos os procedimentos preconizados pelo Comitê de Ética em Pesquisa da Universidade da Região de Joinville (registro 3.323.403).

Para a coleta de dados, adotou-se a técnica *snowball* (Bernard 1995), a qual consiste na identificação de colaboradores por indicação de um colaborador preexistente e detentor de conhecimento sobre o tema de interesse. Fizeram-se entrevistas semiestruturadas contendo questões relativas aos aspectos socioeconômicos e ao conhecimento dos entrevistados/colaboradores sobre os recursos vegetais e seus respectivos usos, e de maneira complementar foram realizadas turnês guiadas para a coleta de material botânico. As plantas indicadas nas entrevistas foram relacionadas às seguintes categorias de uso:

- Alimentício: plantas que são utilizadas na alimentação humana;
- Medicinal: espécies usadas como medicamento tradicional;
- Ornamental: espécies com valor paisagístico;
- Combustão: plantas empregadas como carvão e/ou lenha;
- Religioso: espécies com finalidades ritualísticas, associadas a benzimentos e banhos de limpeza;
- Artesanato: espécies ligadas à produção de objetos de artesanaria.

As espécies indicadas na pesquisa foram coletadas e seguiram procedimentos usuais de herborização (Fidalgo & Bonomi 1989), e a identificação delas ocorreu por meio de morfologia comparada em coleções de herbário e listas de espécies de restinga já publicadas para o estado de Santa Catarina (Melo Júnior & Boeger 2015, Binfaré & Falkenberg 2016). Para obtenção de dados sobre a origem e distribuição das espécies, foram realizadas consultas à Flora do Brasil 2020.



Fonte: primária.

**Figura 1** – Localização do Parque Estadual Acaraí, São Francisco do Sul, Santa Catarina, Brasil, com destaque para as três comunidades participantes da pesquisa: Miranda, Tapera e Ervino.

## Caracterização socioeconômica das comunidades de entorno do Parque Estadual Acaraí

Os dados socioeconômicos dos colaboradores desta pesquisa estão apresentados na Tabela 1. Foram 10 colaboradores locais, com idades entre 52 e 92 anos e tempo médio de residência no entorno do PEA de 42 anos, moradores das comunidades Miranda (também conhecida como Ribeira), Tapera e Ervino. Entre eles, cinco mulheres e cinco homens, cinco são aposentados, dois atuam como extrativistas e três trabalham como prestadores de serviço. A turnê guiada foi realizada com nove participantes; somente um não aceitou participar, por motivos pessoais. Foi possível verificar *in loco* que muitos dos aposentados praticam a agricultura de subsistência em seus quintais, além de cultivar plantas nativas, indicando que essa prática pode consistir em um importante mecanismo de conservação dos recursos fitogenéticos, uma vez que pessoas atuam como agentes seletivos na evolução individual das espécies, afetando positivamente a estrutura das comunidades (Albuquerque & Andrade 2002).

**Tabela 1** – Informações socioeconômicas dos colaboradores do entorno do Parque Estadual Acaraí, São Francisco do Sul, Santa Catarina, Brasil.

Colaborador	Idade	Gênero	Escolaridade	Comunidade	Tempo de residência	Ocupação atual	Transmite o conhecimento a outras pessoas?
A	71	F	Ensino médio completo	Ribeira / Miranda	18	Aposentada. Realiza trabalhos de cura com plantas medicinais	Não. Relata que os jovens não têm interesse por esse conhecimento
B	52	M	Ensino fundamental completo	Tapera	22	Mestre de obras	Difícilmente. Relata que os mais jovens não se interessam por esse tipo de conhecimento
C	62	F	Ensino médio completo	Tapera	32	Aposentada	Sim. Repassa seus ensinamentos aos netos não só sobre plantas, mas também sobre o manejo de animais
D	77	M	Ensino fundamental incompleto	Tapera	77	Aposentado. Faz remédios e benzimentos para curar diversas doenças	Sim. Repassa alguns conhecimentos quando procurado pela comunidade
E	66	F	Ensino fundamental incompleto	Ervino	20	Aposentada	Não. Relata que não há interesse pelos mais jovens da comunidade em aprender sobre o uso das plantas
F	92	F	Ensino fundamental incompleto	Ervino	58	Aposentada. Realiza benzimentos e chás com plantas medicinais	Sim. Receita combinações de ervas para chás e outras formas de utilizá-las, quando procurada
G	70	M	Ensino fundamental incompleto	Ervino	70	Extrativista	Sim. Transmite algum conhecimento para os filhos e netos, além de outras pessoas da comunidade quando procurado
H	45	F	Ensino fundamental incompleto	Ervino	45	Extrativista	Sim, mas relata que os filhos não têm tanto interesse por esse aprendizado
I	71	M	Ensino fundamental incompleto (4.ª série)	Tapera	71	Carpinteiro	Sim, mas relata que esse conhecimento não é muito procurado por todas as pessoas
J	65	M	Ensino médio completo	Tapera	22	Arrumador portuário	Sim. Ensina os netos que o ajudam na manutenção do terreno, principalmente na horta

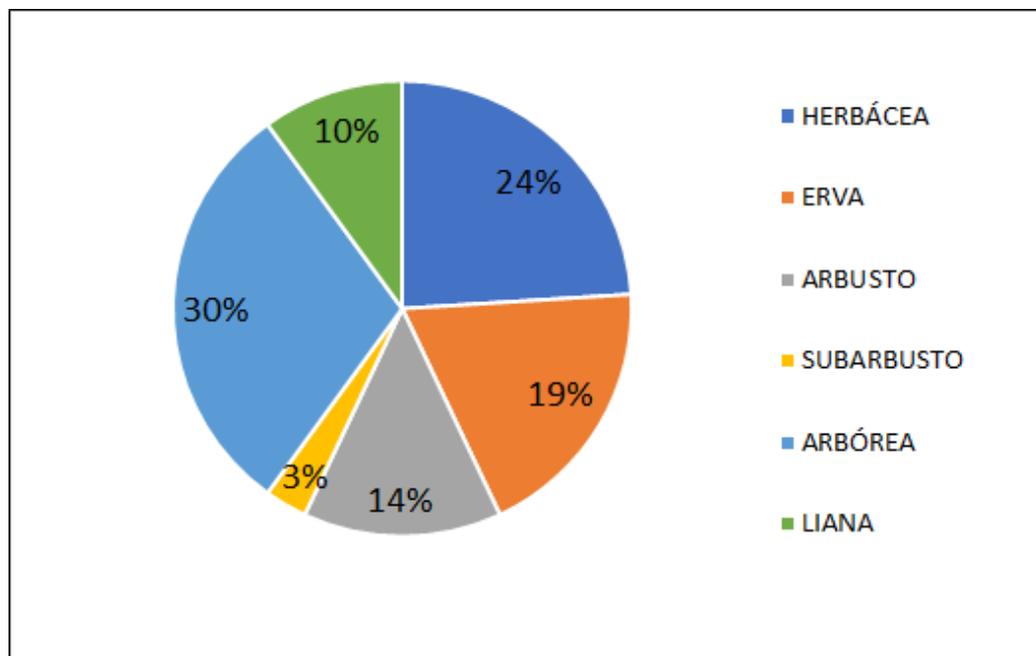
F: feminino; M: masculino.

Fonte: primária.

## As plantas de uso popular indicadas

Foram citadas 163 etnoespécies (táxon genérico), com base na taxonomia *folk* (Hanazaki *et al.* 2006), correspondentes a 79 espécies e 43 famílias botânicas (Tabela 2). Considerando a origem, 32 espécies são exóticas e 47 são nativas. Entre as exóticas naturalizadas, há destaque para *Cymbopogon citratus* (D.C.) Stapf (Poaceae), *Mentha spicata* L. (Lamiaceae), *Psidium guajava* L. (Myrtaceae), *Annona muricata* L. (Annonaceae), *Kalanchoe brasiliensis* Cambess (Crassulaceae) e *Melissa officinalis* L. (Lamiaceae). Entre as espécies nativas, 32 estão presentes na Lista de Espécies da Flora da Restinga de Santa Catarina (Binfaré & Falkenberg 2016) e 29 constam da lista de espécies presentes no PEA (Melo Júnior & Boerger 2017).

Haja vista todas as espécies citadas, as famílias mais representativas em número de espécies são Lamiaceae (10), Asteraceae (9), Fabaceae (7), Lauraceae (3) e Myrtaceae (3). A forma de vida arbórea equivale a 30% do total de espécies citadas, seguida por herbácea (24%), erva (19%), arbusto (14%), subarbusto (3%) e liana (10%) (Figura 2).



Fonte: primária.

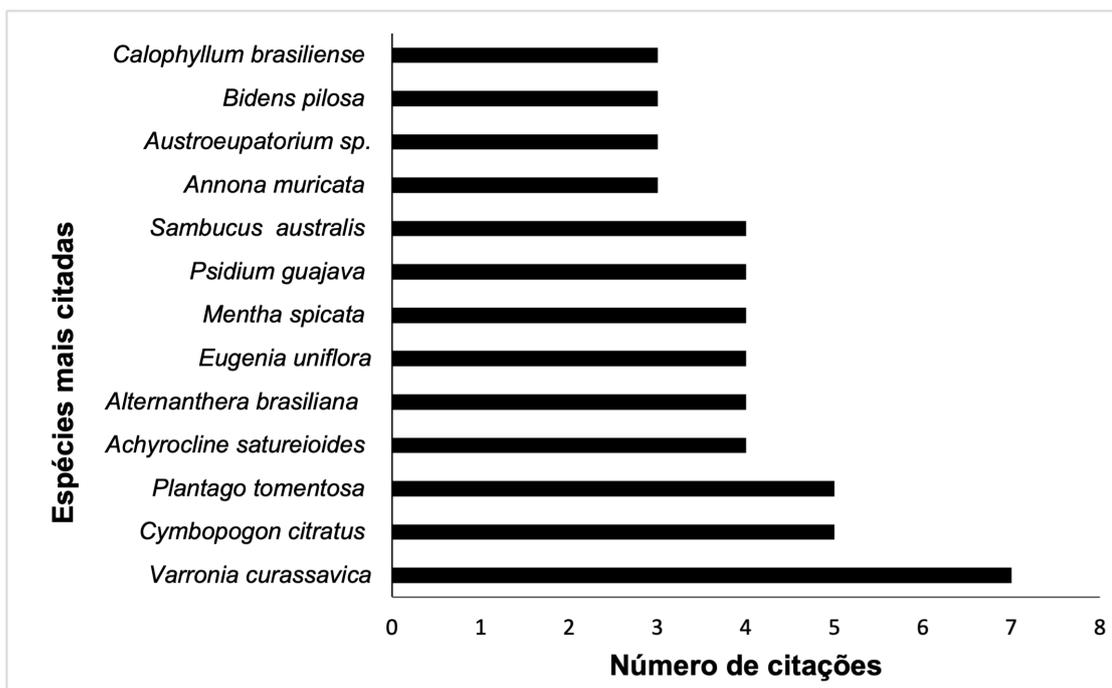
**Figura 2** – Distribuição percentual de formas de vida das espécies vegetais utilizadas pelas populações humanas no entorno do Parque Estadual Acaraí, São Francisco do Sul, Santa Catarina, Brasil.

As famílias Lamiaceae e Asteraceae tiveram maior representatividade em termos de riqueza de espécies, e tais resultados foram similares aos de outras pesquisas etnobotânicas realizadas em áreas de mata atlântica e restinga do Brasil (Begossi *et al.* 2002, Medeiros *et al.* 2004, Pinto *et al.* 2006, Giraldo & Hanazaki 2010). As espécies com maior frequência de citação foram: *Varronia curassavica* (Jacq). Roem & Schult. (Boraginaceae), com sete citações de uso medicinal; *Cymbopogon citratus* (D.C.) Stapf (Poaceae) e *Plantago tomentosa* Lam. (Plantaginaceae), ambas com cinco citações para a categoria medicinal; *Achyrocline satureioides* (Lam.) D.C. (Asteraceae) e *Alternanthera brasiliana* (L.) Kuntze (Amaranthaceae), com quatro citações à categoria medicinal; *Eugenia uniflora* L. (Myrtaceae), com três citações de uso medicinal e uma alimentar; *Mentha spicata* L. (Lamiaceae), com quatro citações para uso medicinal; *Psidium guajava* L. (Myrtaceae), com duas citações para a categoria alimentar e utilização medicinal; e *Sambucus australis* Cham. & Schltdl. (Adoxaceae), com quatro citações para uso como planta medicinal (Figura 3).

Em relação aos usos, *Schinus terebinthifolia* Raddi. foi citada para quatro categorias (alimentício, medicinal, ritual e combustão), sugerindo a diversidade de usos dessa planta e a sua importância para essas comunidades. *Psidium cattleianum* Sabine (Myrtaceae) teve seus usos atrelados às categorias alimentar, medicinal e combustão. Segundo Carvalho *et al.* (2018), em estudos etnobotânicos na restinga de Massambaba, os frutos de *P. cattleianum* são apreciados *in natura* pelas comunidades ou preparados como geleias e sucos. No passado, a madeira era utilizada na construção de casas, na confecção de ferramentas e como combustível.

Outras espécies tiveram seus usos atrelados a duas categorias, como: *Garcinia brasiliensis*, *Pereskia aculeata*, *Rosmarinus officinalis*, *Rubus fruticosus*, *Inga edulis* e *Ocimum americanum*, às categorias alimentar e medicinal; *Rumohra adiantiformis*, medicinal e ornamental; e *Inga vera*, alimentar e combustão. O restante das espécies foi citado somente para uma categoria.

Possivelmente o fato de *Varronia curassavica* ter tido a maior frequência de citação pode estar associado a essa espécie ter ampla distribuição na vegetação arbustiva de restinga local, como em outras áreas do litoral brasileiro (Souza & Lorenzi 2008). É uma planta nativa da América do Sul que cresce espontaneamente, utilizada na medicina popular como anti-inflamatória por todas as comunidades que a citaram, corroborando outros estudos semelhantes (Merétika *et al.* 2010, Marques 2013).



Fonte: primária.

**Figura 3** – Espécies vegetais mais citadas pelas populações humanas no entorno do Parque Estadual Acaraí, São Francisco do Sul, Santa Catarina, Brasil.

**Tabela 2** – Espécies vegetais citadas pelas comunidades do entorno do Parque Estadual Acaraí, São Francisco do Sul, Santa Catarina, Brasil, e seus respectivos nomes e usos populares, origem, forma de vida, parte da planta utilizada e categoria de uso.

Família	Nome científico	Nome popular	Origem				Parte utilizada						Categoria de uso					Comunidade			Indicação de uso			
			Nativa	Introduzida	Presente na flora da restinga de SC	Forma de vida	Raiz	Caulo	Folha	Flor	Fruto	Semente	Alimentar	Medicinal	Ornamental	Combustível	Religioso	Artesanato	Miranda	Tapera		Ervino		
Adoxaceae	<i>Sambucus australis</i> Cham. & Schlttdl.	Sabugueiro	x			ARV				x				x					x		x	Febres intermitentes		
Amaranthaceae	<i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze	Penicilina	x		x	ERV			x					x							x	x	Anti-inflamatório	
	<i>Dysphania ambrosioides</i> (L.) Mosyakin & Clemants	Mentruz		x		SUB			x					x							x		Atua como expectorante	
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi.	Aroeira-vermelha; pimenta-rosa	x		x	ARV		x					x	x			x	x			x	x	Lenha, medicinal, mágica, alimentícia	
Annonaceae	<i>Annona muricata</i> L.	Graviola		x		ARV			x				x	x							x	x	Alimentar e medicinal	
Apiaceae	<i>Foeniculum vulgare</i> Mill.	Erva-doce		x		ERV			x				x									x	Medicinal	
Apocynaceae	<i>Himatanthus drasticus</i> (Mart.) Plumel	Janaúba	x			ARV			x														x	Cicatrização de feridas
Aquifoliaceae	<i>Ilex dumosa</i> Reissek	Caúna	x		x	ARV		x									x						x	Lenha
Araceae	<i>Dieffenbachia</i> sp.	Comigo-ninguém-pode		x		ERV			x									x					x	Impede o olho-grande
	<i>Philodendron bipinnatifidum</i> Schott	Costela-de-adão	x		x	ERV		x																x
Arecaceae	<i>Bactris setosa</i> Mart.	Tucum	x		x	ERV		x			x												x	Fruto <i>in natura</i> ; confecção de cestos

Continua...

Continuação da tabela 2

Família	Nome científico	Nome popular	Origem				Parte utilizada						Categoria de uso					Comunidade			Indicação de uso				
			Nativa	Introduzida	Presente na flora da restinga de SC	Forma de vida	Raiz	Caule	Folha	Flor	Fruto	Semente	Alimentar	Medicinal	Ornamental	Combustível	Religioso	Artesanato	Miranda	Tapera		Ervino			
Aristolochiaceae	<i>Aristolochia trilobata</i> L.	Cipó-mil-homens	x			L									x							x	Para erisipela		
Asphodelaceae	<i>Aloe vera</i> (L.) Burm.	Babosa		x		HERB															x		Hidratante para pele, cabelos		
Asteraceae	<i>Achillea millefolium</i> L.	Mil-folhas		x		HERB															x		Problemas cardíacos		
Bixaceae	<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) D.C.	Marcela-de-travesseiro	x		x	ERV																x	x	Confeção de travesseiro para crises respiratórias	
	<i>Artemisia absinthium</i> L.	Losna		x		HERB															x	x		Gastrite	
	<i>Austro eupatorium</i> sp.	Embira	x		x	ARB																x	x	Problemas de fígado	
	<i>Baccharis dracunculifolia</i> D.C.	Vassoura	x		x	ARB		x															x		Lenha
	<i>Baccharis trimera</i> (Less.) D.C.	Carqueja	x		x	ERV																	x		Enfermidades do sistema digestivo
	<i>Bidens pilosa</i> (L.) D.C.	Picão	x		x	ERV																	x	x	Infusão em álcool para dor muscular
	<i>Mikania</i> sp.	Guaco	x		x	ERV																x		x	Alívio da gripe e tosse
Bixaceae	<i>Sphagneticola trilobata</i> (L.) Pruski	Cura-tombo	x			HERB																	x		Fraturas; dor nos ossos
	<i>Vernonanthura tweediana</i> (Baker) H. Rob.	Estomalina	x		x	ARB																	x	x	Problemas de fígado
Bixaceae	<i>Bixa orellana</i> L.	Urucum	x		x	ARB																			Corante natural

Continua...

Continuação da tabela 2

Família	Nome científico	Nome popular	Origem				Parte utilizada						Categoria de uso				Comunidade			Indicação de uso		
			Nativa	Introduzida	Presente na flora da restinga de SC	Forma de vida	Raiz	Caule	Folha	Flor	Fruto	Semente	Alimentar	Medicinal	Ornamental	Combustível	Religioso	Artesanato	Miranda		Tapera	Ervino
Boraginaceae	<i>Symphytum officinale</i> L.	Confrei		x		HERB			x					x					x			Cicatrizante; utilizado no xampu
	<i>Varronia curassavica</i> (Jacq.) Roem. & Schult.	Erva-baleeira	x		x	ARB			x										x	x	x	Anti-inflamatório
Bromeliaceae	<i>Aechmea nudicaulis</i> (L.) Griseb.	Bromélia	x		x	HERB							x								x	Consumida <i>in natura</i> quando está madura
Cactaceae	<i>Opuntia monacantha</i> Haw.	Cacto	x		x	ARB					x		x								x	Consumida <i>in natura</i>
	<i>Pereskia aculeata</i> Mill.	Ora-pro-nóbis		x		L							x						x	x		Refogada com óleo e temperos
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess	Olandi	x		x	ARV		x							x		x			x	x	Lenha e confecção de canoas
Clusiaceae	<i>Garcinia brasiliensis</i> (Planch. & Triana) Zappi	Bacupari	x			ARV		x			x		x	x					x	x	x	Fruto <i>in natura</i> ; casca faz chá para febre
Commelinaceae	<i>Commelina</i> sp.	Trapoeraba-roxa		x		HERB								x							x	Para desmanchar pedras nos rins
Crassulaceae	<i>Kalanchoe brasiliensis</i> Cambess	Saião		x		ERV								x					x	x	x	Infecção na bexiga
Dilleniaceae	<i>Dillenia indica</i> L.	Maçã-de-elefante		x		ARV					x			x					x			Melhora de varizes
	<i>Davilla rugosa</i> Poir.	Cipó-caboclo	x		x	L		x						x							x	x

Continua...

Continuação da tabela 2

Família	Nome científico	Nome popular	Origem				Parte utilizada						Categoria de uso					Comunidade			Indicação de uso	
			Nativa	Introduzida	Presente na flora da restinga de SC	Forma de vida	Raiz	Caulo	Folha	Flor	Fruto	Semente	Alimentar	Medicinal	Ornamental	Combustível	Religioso	Artesanato	Miranda	Tapera		Ervino
Dryopteridaceae	<i>Rumohra adiantiformis</i> (G. Forst.) Ching	Samambaia-preta	x		x	ERV			x					x	x					x	x	Decoração de buquês
Euphorbiaceae	<i>Ricinus communis</i> L.	Mamona		x	x	ARB			x					x							x	Erisipela
Fabaceae	<i>Abarema langsdorfii</i> (Benth.)	Malaclara; olho-de-cabra	x		x	ARV					x		x								x	Indicado para problemas do coração
	<i>Bauhinia</i> sp.	Pata-de-vaca	x			ARV			x				x					x	x			Infecções nos rins
	<i>Dioclea wilsonii</i> Standl.	Coronha	x		x	L					x		x								x	Melhora de quadros de câncer
	<i>Inga edulis</i> Mart.	Ingá	x			ARV					x	x			x					x	x	<i>In natura</i>
	<i>Inga marginata</i> Willd.	Ingá-feijão	x			ARV					x	x									x	<i>In natura</i>
	<i>Inga vera</i> Willd.	Ingá-banana	x			ARV		x			x	x			x						x	Lenha
	<i>Zollernia ilicifolia</i> (Brongn.) Vogel	Espinheira-santa	x			ARV			x											x	x	Para estômago
Hypopterigiaceae	<i>Hypopterygium tamarisci</i> (Sw.) Brid.	Musgo		x		HERB			x					x							x	Ornamentação de vasos
Lamiaceae	<i>Melissa officinalis</i> L.	Erva-cidreira		x		ERV			x				x							x	x	Para alívio de dores no estômago
	<i>Mentha spicata</i> L.	Hortelã		x		ERV			x				x						x	x	x	Elimina vermes
	<i>Ocimum americanum</i> L.	Manjeriço		x		HERB			x			x	x						x			Tempero; chá para cólica
	<i>Ocimum gratissimum</i> L.	Alfavacão		x		HERB			x				x								x	Antigripal
	<i>Ocimum sellowii</i> (Benth.)	Anis	x			HERB			x				x						x			Problemas no estômago

Continua...

Continuação da tabela 2

Família	Nome científico	Nome popular	Origem				Parte utilizada						Categoria de uso				Comunidade			Indicação de uso	
			Nativa	Introduzida	Presente na flora da restinga de SC	Forma de vida	Raiz	Caulo	Folha	Flor	Fruto	Semente	Alimentar	Medicinal	Ornamental	Combustível	Religioso	Artesanato	Miranda		Tapera
Lamiaceae	<i>Ocimum</i> sp.	Alfavaca		x		HERB			x					x					x		Tempero de peixes
	<i>Plectranthus barbatus</i> Andrews	Boldo		x		ARB			x									x	x		Atua no intestino
	<i>Rosmarinus officinalis</i> L.	Alecrim		x		HERB			x				x	x		x					Tempero; para banhos de limpeza de energia
	<i>Salvia</i> sp.	Sálvia		x		ARB			x					x				x		x	Chá para tosse
	<i>Stachys byzantina</i> C. Koch	Peixinho		x		HERB			x				x					x	x	x	Empanar e fritar
Lauraceae	<i>Nectandra</i> sp.	Canela	x			ARV		x							x					x	Lenha
	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	Canela sassafrás	x			ARV		x					x						x		Infusão em álcool
	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	Canela	x		x	ARV		x						x						x	Lenha
Malvaceae	<i>Malva</i> sp.	Malva		x		HERB			x				x					x	x		Cicatrizante
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitanga	x		x	ARV					x		x	x					x	x	<i>In natura</i>
	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	Araçá	x		x	ARV		x			x				x				x	x	Fruto <i>in natura</i> ; lenha
	<i>Psidium guajava</i> L.	Goiaba		x		ARV					x			x					x	x	Para estômago
Orchidaceae	<i>Vanilla chamicsonis</i> Klotzsch	Baunilha	x		x	L			x	x					x					x	Decoração
Passifloraceae	<i>Passiflora edulis</i> Sims	Maracujá-do-mato	x		x	L			x				x	x					x	x	Atua no sistema nervoso
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus</i> sp.	Quebra-pedra	x		x	ARV			x					x					x	x	Atua contra pedra no rim

Continua...

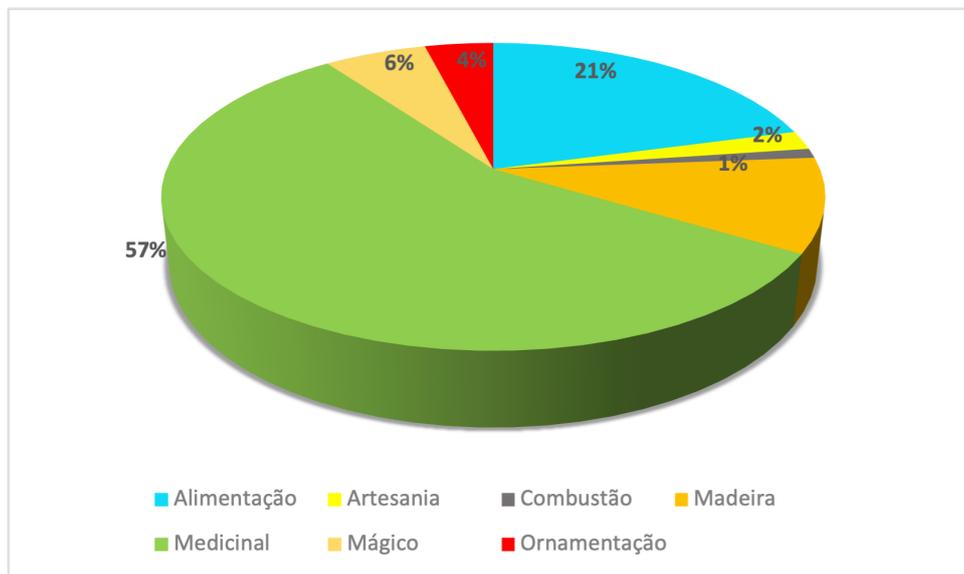
Continuação da tabela 2

Familia	Nome científico	Nome popular	Origem				Parte utilizada						Categoria de uso					Comunidade			Indicação de uso	
			Nativa	Introduzida	Presente na flora da restinga de SC	Forma de vida	Raiz	Caulo	Folha	Flor	Fruto	Semente	Alimentar	Medicinal	Ornamental	Combustível	Religioso	Artesanato	Miranda	Tapera		Ervino
Phytolaccaceae	<i>Petiveria alliacea</i> L.	Guiné		x		ERV			x							x				x	Contra inveja	
Piperaceae	<i>Piper umbellatum</i> L.	Pariparoba	x			SUB			x									x	x		Fígado, rim, hepatite	
Plantaginaceae	<i>Plantago tomentosa</i> Lam.	Tanchagem; tanchai	x		x	ERV	x		x									x	x		Anti-inflamatório	
Poaceae	<i>Andropogon arenarius</i> Hack.	Capim-da-praia	x			HERB			x								x			x	Para forragem de telhados	
	<i>Cymbopogon citratus</i> (D.C.) Stapf	Capim-limão; caninha-do-brejo; cana-de-cheiro		x		HERB			x										x	x	Antibiótico; infusão no álcool para inflamações da garganta	
Primulaceae	<i>Myrsine</i> sp.	Pororoca	x		x	ARV		x								x					x	Lenha
Rosaceae	<i>Rubus fruticosus</i> L.	Amora		x		L			x		x			x	x					x		Chá para coceira; <i>in natura</i>
Ruscaceae	<i>Sansevieria trifasciata</i> Hahnii	Espada-de-são-jorge		x		HERB			x							x		x	x			Banho de limpeza; purifica as energias
Rutaceae	<i>Citrus</i> sp.	Laranja		x		ARV			x						x						x	Calmante
	<i>Ruta graveolens</i> L.	Arruda		x		HERB			x							x		x		x		Banho de limpeza
Sapindaceae	<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	Vassoura	x		x	ARB		x								x					x	Lenha
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Miguel-pintado	x		x	ARV		x								x					x	Lenha
Smilacaceae	<i>Smilax campestris</i> Griseb.	Salsaparrilha	x		x	L			x											x	x	Febre e nervos
Zingiberaceae	<i>Hedychium coronarium</i> J. Koenig	Jasmim		x		HERB				x											x	Flores <i>in natura</i>

HERB: herbácea; ERV: erva; ARB: arbusto; SUB: subarbusto; L: liana; ARV: arbórea.

Fonte: primária.

Entre as categorias de uso mais representativas, em primeiro lugar vem a medicinal, seguida da alimentícia e de madeira (Figura 4).



Fonte: primária.

**Figura 4** – Contribuição percentual das categorias de uso das espécies vegetais utilizadas pelas populações humanas no entorno do Parque Estadual Acaraí, São Francisco do Sul, Santa Catarina, Brasil.

Considerando o total de espécies citadas, na categoria de uso medicinal as plantas mais frequentemente citadas foram: *Varronia curassavica*, *Plantago tomentosa*, *Cymbopogon citratus*, *Mentha spicata*, *Sambucus australis*, *Smilax campestris*, *Piper umbellatum*, *Phyllanthus sp.*, *Passiflora edulis*, *Melissa officinalis* e *Kalanchoe brasiliensis*. Estudos etnobotânicos têm demonstrado que as mulheres tendem a citar maior quantidade e variedade de espécies medicinais (Hanazaki *et al.* 2000), o que reflete o domínio feminino no cuidado à saúde da família (Zank & Hanazaki 2016). Entretanto, neste estudo, as mulheres entrevistadas citaram um número de espécies (40) muito próximo ao mencionado pelos homens (37), sugerindo que para certas comunidades tal conhecimento pode estar distribuído de forma mais similar entre os gêneros.

A espécie *Sambucus australis* foi citada somente pelas mulheres, que atribuíram o uso de suas flores ao combate de febres intermitentes, resfriados e seus sintomas. Os resultados obtidos podem ser explicados pelo fato de as mulheres deterem conhecimento mais restrito quanto ao uso de algumas plantas e darem mais importância a certas espécies em detrimento de outras (Prado *et al.* 2019). Em territórios com ocupação tradicional, o conservadorismo ainda é forte em função das características culturais e religiosas de origem étnica que reforçam a superioridade masculina e a divisão do espaço e trabalho entre homens e mulheres (Pastore 2005, Camou-Guerrero *et al.* 2008).

A categoria de uso alimentar corresponde a 14,1% do total de citações, representada pelas espécies *Annona muricata*, *Garcinia brasiliensis* e *Psidium cattleianum*, cujos frutos são consumidos *in natura*, além de também serem tidas como espécies medicinais. Exclusivamente alimentícias, são sete: *Aechmea nudicaulis*, cuja flor é consumida *in natura*; *Opuntia monacantha*, consumida também *in natura* quando madura; *Inga marginata*, frutos *in natura*; *Hedychium coronarium*, flores *in natura*; *Bixa orellana*, empregada como corante natural pelo macerado de seu fruto; *Pereskia aculeata*, cuja folha é consumida refogada no azeite; e *Stachys byzantina*, que é utilizada na forma de folhas empanadas e fritas.

De uso exclusivamente mágico, há as espécies *Dieffenbachia* sp., *Petiveria alliacea*, *Sansevieria trifasciata* e *Ruta graveolens*. Todas são plantas introduzidas e citadas somente pelas mulheres, indicadas para banhos de limpeza de energia e contra inveja ou mau-olhado. Em estudo de Zank & Hanazaki (2016), *Ruta graveolens* foi considerada uma das plantas de maior preferência entre curandeiros para bênçãos e orações.

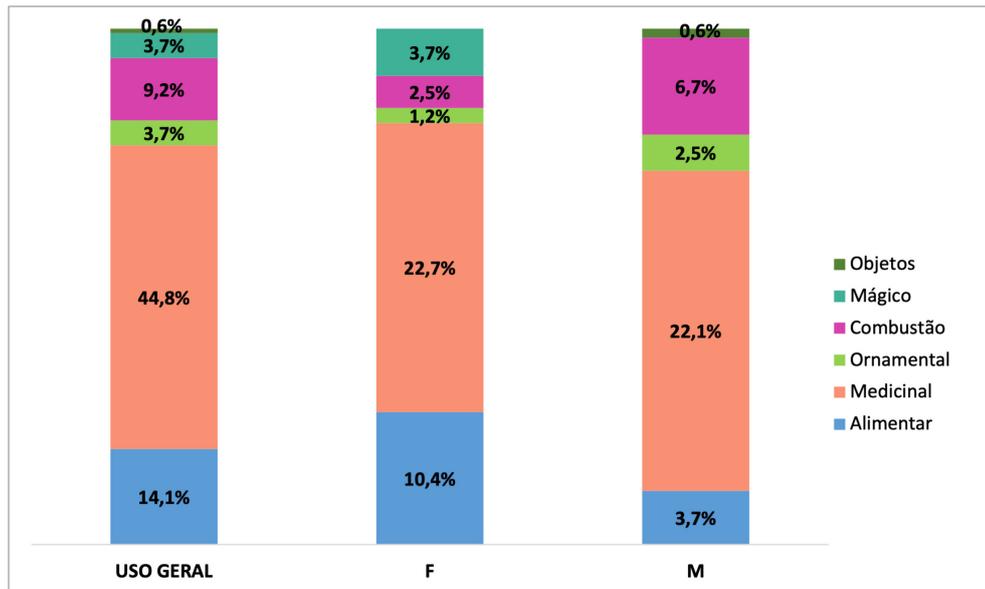
Na categoria ornamental, destacam-se as espécies *Vanilla chamissonis* Klotzsch e *Rumohra adiantiformis*, sendo a raiz desta última também utilizada na medicina popular local. Dois participantes relataram a atividade de extração de duas espécies (*Rumohra adiantiformis* e *Hypopterygium tamarisci*) do PEA há gerações com finalidade comercial, o que gera renda e auxilia na segurança dos modos de vida de famílias da região do Acaraí (Marques & Hanazaki 2016).

Apontada para o uso em objetos, a espécie *Andropogon arenarius* é empregada na forragem de telhados. *Calophyllum brasiliense* é uma espécie de ampla distribuição que apresenta propriedades e características tecnológicas. Trata-se de uma madeira dura e longamente durável (Rizzini & Mors 1995), usada em tempos passados pela comunidade da Tapera na confecção de canoas e atualmente para combustão. Para a confecção de cestarias, foi citada *Bactris setosa*, de cujas folhas são retiradas as fibras. É relatado na literatura que essa espécie tem seu uso historicamente muito difundido na produção de linhas de pesca e tarrafas de pescaria, além de artigos de uso doméstico (Carvalho *et al.* 2018).

Foi possível compreender que as categorias de uso alimentar e mágico estão mais associadas às mulheres, pelo maior envolvimento feminino no cuidado com a família e nas práticas de saúde e espiritualidade, como observado por Zank & Hanazaki (2016) ao investigar o conhecimento tradicional relacionado à prática de bênçãos e ao uso de plantas medicinais em três comunidades rurais de Araripe, Ceará. Das cinco mulheres entrevistadas neste estudo, duas realizam práticas espirituais em suas comunidades; são conhecidas como benzedeadas. Somente as mulheres citaram as espécies de uso religioso: *Dieffenbachia* sp. (Araceae) e *Petiveria alliacea* L., indicadas para "tirar o mau-olhado", e *Ruta graveolens*, *Sansevieria trifasciata*, *Schinus terebinthifolius* e *Rosmarinus officinalis*, para banhos de limpeza energética.

Aos homens está associado o uso de combustão, visto que um dos participantes é reconhecido como morador tradicional e extrativista do PEA. Estudo realizado por Hanazaki *et al.* (2000) também constatou maior conhecimento de plantas utilizadas para manufaturas entre os homens de duas comunidades caiçaras do litoral norte do estado de São Paulo, sugerindo que essa diferença de gênero pode ser explicada pela maior interação deles com a vegetação nativa e espontânea por meio da atividade de mateiro, considerada essencialmente masculina. As espécies citadas por homens na categoria combustão são utilizadas na forma de lenha para fogão (Tabela 2), sendo todas nativas, confirmando a influência do gênero no conhecimento dessa categoria de uso. A Figura 5 evidencia a distribuição das categorias de uso das espécies vegetais por gênero.

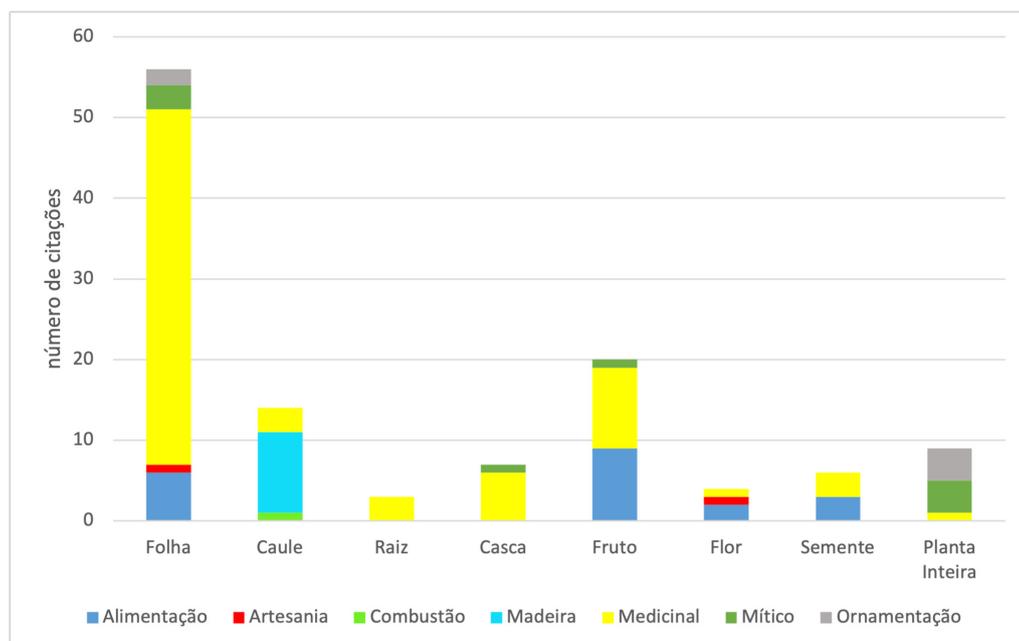
Na comunidade do Ervino, o gênero *Nectandra* é utilizado como lenha, o que pode estar associado ao fato de a madeira ser considerada de qualidade inferior para outros usos (Rizzini & Mors 1995). A madeira de *Schinus terebinthifolia* é reconhecida por produzir lenha e carvão de boa qualidade, sendo ambos os usos os mais comuns pelas comunidades estudadas, entretanto há ainda referência para o seu emprego em construções de casas, moirões e cercas (Carvalho *et al.* 2018). A essa espécie também foram atribuídos o uso alimentar do fruto como condimento, das folhas e da casca na forma de chá e gargarejo, para tratar inflamações da garganta, e o uso religioso, para banhos de limpeza.



F: feminino; M: masculino.  
Fonte: primária.

**Figura 5** – Distribuição percentual das espécies vegetais utilizadas pelas populações humanas no entorno do Parque Estadual Acaará, São Francisco do Sul, Santa Catarina, Brasil, por categorias de uso e por gênero (feminino/masculino).

A folha (52%) constituiu a parte da planta mais utilizada pelas comunidades entrevistadas, seguida de caule (19%), fruto (12%), semente (9%), flor (5%) e raiz (3%) (Figura 6). O fato de a folha ser a parte mais usada pelas comunidades participantes está associado à categoria de uso medicinal, pois as plantas são empregadas em forma de chá, garrafada ou xarope (Merétika *et al.* 2010).



Fonte: primária.

**Figura 6** – Relação entre categorias de uso e partes vegetais usadas pelas populações humanas no entorno do Parque Estadual Acaará, São Francisco do Sul, Santa Catarina, Brasil.

## Considerações finais

As entrevistas mostraram que as comunidades no entorno do PEA possuem amplo conhecimento sobre as diferentes formas de uso das plantas locais. As espécies utilizadas pelas comunidades são, em sua maioria, nativas da restinga, como esperado no início deste estudo. Duas espécies nativas (*Schinus terebinthifolia* e *Psidium cattleianum*) têm usos mais diversificados, demonstrando a importância desse ecossistema para a manutenção dos modos de vida das comunidades residentes no entorno do PEA.

Foi possível notar a tendência do viés de gênero em relação aos conhecimentos locais sobre os recursos naturais. Os colaboradores do gênero feminino exibiram maior conhecimento quanto às plantas medicinais, ritualísticas e alimentícias, enquanto os homens, acerca das espécies de uso tecnológico e de combustão. A maior representatividade do hábito arbóreo pode ser explicada pela utilização da madeira para a combustão e construção, uma vez que espécies arbóreas compõem 50% da vegetação nativa da mata atlântica e são encontradas nas florestas onde os homens realizam a coleta de produtos florestais (Aguiar-Costa 2013). Tal resultado também ressalta a relevância ecológica, econômica e social representada pelo remanescente de restinga do PEA, que ainda preserva considerável estrato arbóreo, indicando o grande potencial de uso manejado atual da flora, visto as inúmeras ações antrópicas associadas ao crescimento da área urbana, que provoca a progressiva degradação desse ambiente (Melo Júnior *et al.* 2018).

Os resultados obtidos neste estudo revelam a importância de conhecer a relação dos aspectos socioculturais na conservação da biodiversidade e corroboram com o pressuposto desse tipo de investigação para permitir o registro do conhecimento local e subsidiar políticas públicas que promovam a gestão, a manutenção e o manejo eficaz de áreas de relevante interesse ecológico, econômico e social (Albuquerque & Andrade 2002), como é o caso da restinga do PEA.

## Referências

- Aguiar-Costa R. 2013. A identidade e o conhecimento etnobotânico dos moradores da Floresta Nacional do Amapá. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Amapá, Amapá.
- Albuquerque UP & Andrade LHC. 2002. Conhecimento botânico tradicional e conservação em uma área de caatinga no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 16(3): 273-285. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062002000300004>
- Albuquerque UP, Ramos MA, Ferreira Júnior WS & Medeiros PM. 2017. *Ethnobotany for beginners*. Suíça: Springer International Publishing.
- Alves MC. 2003. Farinheiros e pescadores do interior da ilha de São Francisco do Sul, SC. Dissertação (Mestrado em Arqueologia), Universidade de São Paulo.
- Bandeira DR, Alves MC, Almeida GTD, Sá JCD, Ferreira J, Vieira CV, Amaral VMCC, Bartz MC & Melo JCF. 2018. Resultados preliminares da pesquisa no sambaqui sob rocha Casa de Pedra, São Francisco do Sul, Santa Catarina, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Humanas*, 13(1): 207-225.
- Bandeira DR, Borba FM & Alves MC. 2017. *Patrimônio cultural de São Francisco do Sul com base na pesquisa em arqueologia histórica*. Joinville: Editora Univille.
- Begossi A, Hanazaki N & Tamashiro JY. 2002. Medicinal plants in the Atlantic Forest (Brazil): knowledge, use, and conservation. *Human Ecology*, 30: 281. <https://doi.org/10.1023/A:1016564217719>

Begossi A, Leme A, Seixas CS, Castro F, Pezzuti J, Hanazaki N, Peroni N, Silvano RAM & Salivonchyk SV. 2013. Ecologia de pescadores da Mata Atlântica e da Amazônia. 2 ed. São Carlos: RiMa.

Bernard HR. 1995. Research methods in anthropology. Qualitative and quantitative approaches. Walnut Creek: Altamira Press.

Bigarella JJ. 2001. Contribuição ao estudo da planície litorânea do estado do Paraná. Brazilian Archives of Biology and Technology. <http://dx.doi.org/10.1590/S1516-89132001000500005>

Binfaré RW & Falkenberg DB. 2016. Guia ilustrado da flora da restinga de Santa Catarina. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

Borges R & Peixoto LA. 2009. Conhecimento e uso de plantas em uma comunidade caiçara no litoral sul do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Acta Botanica Brasílica, 23(3): 769-79. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062009000300017>

Brasil. 2006. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: atualização – Portaria MMA n.º 9, de 23 de janeiro de 2006. Brasil: MMA.

Camou-Guerrero A, Reyes-García V, Martínez-Ramos M & Casas A. 2008. Conhecimento e valor de uso de espécies vegetais em uma comunidade Rarámuri: uma perspectiva de gênero para a conservação. Human Ecology, 36: 259-272. <https://doi.org/10.1007/s10745-007-9152-3>

Carvalho ASR, Andrade ACS, Catarino de Sá CF, Araujo DSD, Tierno LR & Fonseca-Kruel V. 2018. Restinga de Massambaba: vegetação, flora, propagação e usos. Rio de Janeiro: Vertente.

Fidalgo O & Bonomi LR. 1989. Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico. São Paulo: Instituto de Botânica.

Fonseca-Kruel SV & Peixoto LA. 2004. Etnobotânica na reserva extrativista marinha de Arraial do Cabo, RJ, Brasil. Acta Botânica Brasileira, 18: 177-190. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062004000100015>

Giraldi M & Hanazaki N. 2010. Uso e conhecimento tradicional de plantas medicinais no Sertão do Ribeirão, Florianópolis, SC, Brasil. Acta Botanica Brasílica, 24(2): 395-406. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062010000200010>

Guedes SPLC, Oliveira A & Carvalho AN. 2017. O Parque Acaraí no contexto histórico de São Francisco do Sul. In: Melo Júnior JC & Boerger MRT (Eds.) Patrimônio natural, cultural e biodiversidade da restinga do Parque Estadual do Acaraí. Joinville: Editora Univille. p. 412-430.

Hanazaki N, Nakamura EM, Lindner B & De Boef WS. 2013. Opportunities for ethnobotany to contribute to community biodiversity management. In: De Boef WS, Peroni N, Subedi A, Thijssen M, O’Keeffe E (Eds.) Community biodiversity management: promoting resilience and the conservation of plant genetic resources. Londres: Routledge. pp. 141-144.

Hanazaki N, Souza VC & Rodrigues R. 2006. Ethnobotany of rural people from the boundaries of Carlos Botelho State Park, São Paulo State, Brazil. Acta Botanica Brasílica, 20(4): 899-909.

Hanazaki N, Tamashiro JY, Leitão-Filho HF & Begossi A. 2000. Diversity of plants uses in two Caicara communities from the Atlantic Forest coast, Brazil. Biodiversity and Conservation, 9: 597-615. <https://doi.org/10.1023/A:1008920301824>

Holzer W. 2004. Sustentabilidade da urbanização em áreas de restinga: uma proposta de avaliação pós-ocupação. *Paisagem Ambiente: Ensaio*, (19).

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2010. Censo demográfico 2010. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>. Acesso em: dezembro/2019.

Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Flora do Brasil 2020 em construção. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: maio/2018.

Marques MS. 2013. Pessoas e plantas no entorno de unidade de conservação de proteção integral: o caso do Parque Estadual Acaraí, São Francisco do Sul, litoral norte de SC. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

Marques MS & Hanazaki N. 2016. Characterization and participative mapping of non-timber forest product extraction: the case of leatherleaf fern *Rumohra adiantiformis* (G. Forst.) Ching. *Ethnoscintia*. <http://dx.doi.org/10.22276/ethnoscintia.v1i1.21>

Medeiros MFT, Fonseca VS & Andreato RHP. 2004. Plantas medicinais e seus usos pelos sítiantes da Reserva do Rio das Pedras, Mangaratiba, RJ, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 18(2): 391-399.

Melo Júnior JCF & Boeger MRT. 2015. Riqueza, estrutura e interações edáficas em um gradiente de restinga do Parque Estadual do Acaraí, Estado de Santa Catarina, Brasil. *Hoehnea*, 42: 207-232.

Melo Júnior JCF & Boeger MRT. 2017. Patrimônio natural, cultura e biodiversidade da restinga do Parque Estadual Acaraí. Joinville: Editora Univille.

Melo Júnior JCF, Silva MM, Boeger MRT, Souza TF & Vieira CV. 2018. Patrimônio das restingas da Baía Babitonga, Santa Catarina, Brasil. *Revista Cepsul*.

Merétika AHC, Peroni N & Hanazaki N. 2010. Local knowledge of medicinal plants in three artisanal fishing communities (Itapoá, Southern Brazil), according to gender, age, and urbanization. *Acta Botanica Brasilica*, 24. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062010000200009>

Miranda TM & Hanazaki N. 2008. Conhecimento e uso de recursos vegetais de restinga por comunidades das ilhas do Cardoso (SP) e de Santa Catarina (SC). *Acta Botanica Brasilica*, 22(1), 203-215. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062008000100020>

Pastore E. 2005. Relação de gênero na agricultura ecológica. Passo Fundo: Grupo Interdisciplinar de Estudos sobre Trabalho (GIEST), Universidade de Passo Fundo.

Peroni N, Begossi A & Hanazaki N. 2008. Artisanal fishers ethnobotany: from plant diversity use to agrobiodiversity management. *Environment Development and Sustainability*.

Pinto EPP, Amorozo MCM & Furlan A. 2006. Conhecimento popular de plantas medicinais em comunidades rurais de mata atlântica – Itacaré, BA, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 20: 751-762. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062006000400001>

Plano de Manejo do Parque Estadual Acaraí. 2009. Plano de Manejo do Parque Estadual Acaraí. Produto Intermediário 5 – Relatórios Temáticos: Meio Biológico.

Prado CCA, Rangel BE, Sousa HC & Messias MCTB. 2019. Etnobotânica como subsídio à gestão socioambiental de uma unidade de conservação de uso sustentável. *Rodriguésia*. <https://dx.doi.org/10.1590/2175-7860201970019>

Prance GT. 2007. Ethnobotany, the science of survival: a declaration from Kauai. *Economic Botany*, 61(1): 1.

Rizzini CT & Mors WB. 1995. *Botânica econômica brasileira*. 2 ed. São Paulo: Âmbito Cultural.

Santa Catarina. 2005. Decreto n.º 3.517, de 23 de setembro de 2005. Cria o Parque Estadual do Acaraí. Santa Catarina.

Scarano FR, Duarte HM, Ribeiro KT, Rodrigues PJFP & Barcellos EMB. 2001. Four sites contrasting environmental stress in southeastern Brazil: relations of species, life form diversity, and geographic distribution to ecophysiological parameters. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 136(4): 345-364. <https://doi.org/10.1006/bojl.2000.0435>

Silva SM. 1999. *Diagnóstico das restingas do Brasil*. Curitiba: Universidade Federal do Paraná.

Souza VC & Lorenzi H. 2008. *Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG II*. 2 ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum.

STCP Engenharia de Projetos. 2009. *Plano de Manejo do Parque Estadual do Acaraí: Plano Básico*. Curitiba: STCP Engenharia de Projetos.

Zank S & Hanazaki N. 2016. Healing faith: knowledge, learning and social relationships of healers from Araripe plateau, Brazil. *Ethnobiology and Conservation*. <http://dx.doi.org/10.15451/ec2016-6-5.3-1-15>

## Minicurrículos dos autores



### **Adão Daniel da Silva**

Doutorando em Engenharia e Gestão do Conhecimento pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade do Vale do Itajaí (Univali). Especialista em Meio Ambiente pela Environmental Protection Agency (Estados Unidos da América) e pela Japan International Cooperation Agency (Japão). Bacharel em Direito (UFSC) e Engenharia Elétrica pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Foi conselheiro do Conselho Regional de Engenharia e Arquitetura (Crea-SC) e professor da Universidade do Sul de Santa Catarina (Unisul). É advogado atuante na área de direito ambiental e membro do Instituto dos Advogados de Santa Catarina (Iasc).



### **Adriana de Campos Cestari Rudolf**

Mestre em Ciência e Tecnologia pela Universidade do Vale do Itajaí (Univali). Especialista em Gerenciamento no Tratamento de Águas Efluentes pelo Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial (Senai). Bacharel em Química pela Universidade Regional de Blumenau (Furb). É gestora ambiental na empresa JBWorld Entretenimentos.



### **Alexandre Prazeres**

Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade do Vale do Itajaí (Univali). Especialista em Gestão Pública pelo Instituto Federal de Santa Catarina (IFSC). Engenheiro civil pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Tem mais de 20 anos de experiência e atuação no mercado da engenharia civil. Foi docente nos cursos de Engenharia Civil e Arquitetura no Centro Universitário Leonardo da Vinci (Uniasselvi), em Brusque (SC). É funcionário efetivo da Prefeitura de Itajaí (SC), atuando como engenheiro civil. Participa ativamente de vários conselhos municipais e de gerenciamento.



### **Alina Gonçalves Santiago**

Pós-doutora e doutora em especialidade pela Université Paris 1 (Panthéon-Sorbonne, França). Mestre em especialidade pela Université Paris XII (Créteil, França). Especialista em Planejamento Habitacional pela Universidade de Brasília (UnB). Arquiteta e urbanista pela UnB. Atua como professora e pesquisadora na Faculdade Meridional (Imed), em Passo Fundo (RS), e como professora voluntária no Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo da Universidade Federal de Santa Catarina (PósARQ/UFSC). Líder do Grupo de Pesquisa Desenho Urbano e Paisagem. Orientadora de mestrado e doutorado com ênfase em paisagismo, paisagem cultural, planejamento urbano e turístico e arquitetura da paisagem.

**Allana Queiroz de Azevedo**

Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Geociências da Universidade Federal Fluminense (UFF), na linha de pesquisa Paleoclima, Paleoambiente e Mudanças Globais. Mestre em especialidade pela Universidade Federal do Pará (UFPA). Graduada em Geologia também pela UFPA. Na Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM-PA), foi bolsista, atuando nos projetos da geodiversidade. No Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE-PA), foi estagiária/bolsista e no mesmo órgão foi aprovada em concurso público de caráter temporário, atuando como agente de pesquisa e mapeamento.

**Angela Esmeralda Cely Torres**

Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Pará (UFPA). Graduada em Engenharia Geológica pela Universidade Pedagógica e Tecnológica da Colômbia (UPTC). Trabalhou como praticante de engenharia geológica na empresa Acerias Paz del Rio – Votorantim. Formada em Geociências com experiência em petrologia, estratigrafia, avaliação de risco geológico, geotecnia, sensoriamento remoto e mineração.

**Bianca Kluck**

Graduada do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária na Universidade do Vale do Itajaí (Univali). Tem experiência com rotinas administrativas e química. Atualmente é bolsista do Projeto de Extensão Unidades de Conservação é Preciso, da Univali.

**Bruna Kamila da Conceição**

Formada em Ciências Biológicas com ênfase em Biodiversidade e Meio Ambiente pela Universidade da Região de Joinville (Univille). Tem experiência em licenciamento ambiental e atualmente executa o Programa de Educação Ambiental e Comunicação Social das obras de duplicação da BR 470 em Santa Catarina.

**Carolina Schmanech Mussi**

Doutora em Geografia pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade do Vale do Itajaí (Univali). Graduada em Oceanografia pela mesma instituição. Atua como docente da Univali nos cursos de graduação e pós-graduação nas disciplinas Geoprocessamento, Gestão Ambiental e Planejamento Urbano.

**Celso Voos Vieira**

Doutor, mestre e graduado em Geografia pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Atua como docente na Universidade da Região de Joinville (Univille), no Programa de Pós-Graduação em Saúde e Meio Ambiente e nos cursos de graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária, Biologia e Biologia Marinha, Engenharia Civil e Arquitetura e Urbanismo. Tem mais de 15 anos de experiência na confecção de laudos técnicos, estudos ambientais e de impacto de vizinhança, perícias e pareceres ambientais e socioeconômicos, assim como em processos de licenciamento ambiental em órgãos ambientais nos âmbitos municipal, estadual e federal.

**César Adriano da Cruz**

Mestre em Administração e graduado em Comércio Exterior pela Universidade do Vale do Itajaí (Univali). Atualmente é professor da Universidade da Região de Joinville (Univille). Tem experiência na área de gestão privada e pública, particularmente em logística internacional e sistemas de gestão ambiental, atuando sobretudo nas áreas de operações portuárias, transporte aquaviário, legislação aduaneira e auditoria de sistemas da qualidade e ambiental.

**Daruã Valente**

Doutorando em Ciência e Tecnologia Ambiental, na linha de pesquisa Gerenciamento Costeiro Integrado. Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade do Vale do Itajaí (Univali). Graduated in Oceanography by the same institution. Tem experiência na área de oceanografia, com ênfase em oceanografia biológica, trabalhando como bolsista do Laboratório de Estudos sobre Algas Nocivas, da Univali. Desenvolveu atividade de cultivo de microalgas em meio de cultura padrão e em tratamento de efluentes na empresa Brastax – Biotecnologia com Microalgas. Atua ativamente na divulgação científica por meio de trabalhos no CiênciaLogia.

**David Valença Dantas**

Doutor, mestre e especialista em Oceanografia pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Graduado em Engenharia de Pesca pela Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE). É professor adjunto dos cursos de Bacharelado em Engenharia de Pesca e em Ciências Biológicas (Biologia Marinha e Biodiversidade) e professor permanente do Programa de Pós-Graduação em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Socioambiental da Universidade do Estado de Santa Catarina (Udesc), *Campus* Laguna (SC). Realiza atividades de pesquisa e desenvolvimento no Grupo de Gestão, Ecologia e Tecnologia Marinha, da Udesc, nas seguintes áreas: ecologia de ecossistemas, ecologia de peixes, ecologia estuarina, biologia pesqueira e gerenciamento costeiro.

**Diego Bremer Trevizzan**

Técnico ambiental de projetos pela Universidade do Vale do Itajaí (Univali). Bacharel em Oceanografia. Atuou como estagiário e voluntário na Escola do Mar, Ciência e Tecnologia (EMCT) e na Univali. Tem experiência na área de oceanografia microbiológica, oceanografia biológica, gestão e conservação costeira e marinha.

**Eduardo Gentil**

Doutor em Sensoriamento Remoto pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Inpe), em regime de cotutela com o Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (França). Mestre em Ciências Marinhas Tropicais pelo Instituto de Ciências do Mar (Labomar), da UFC. Graduado em Engenharia de Pesca pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Realizou estudos em nível de pós-doutorado no Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC), do Inpe, e na Texas A&M University (Estados Unidos da América). É professor adjunto dos cursos de Bacharelado em Engenharia de Pesca e Bacharelado em Ciências Biológicas (Biologia Marinha e Biodiversidade) da Universidade do Estado de Santa Catarina (Udesc), *Campus* Laguna (SC). É professor permanente do Programa de Pós-Graduação em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Socioambiental, da Udesc, *Campus* Florianópolis. Realiza atividades de pesquisa e desenvolvimento no Grupo de Gestão, Ecologia e Tecnologia Marinha, da Udesc.

**Elaine Cotrim Costa**

Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Mestra em Biodiversidade Vegetal pela Universidade do Estado da Bahia (Uneb). Licenciada em Ciências Biológicas pela mesma instituição.



### **Ênio Lupchinski Junior**

Doutor em Zootecnia pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Mestre em especialidade pela mesma instituição. Graduado em Ciências Náuticas pelo Centro de Instrução Almirante Braz de Aguiar (Ciaba) e em Oceanologia pela Universidade Federal do Rio Grande (Furg). Atualmente atua como professor adjunto da Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS). Tem experiência na área de zootecnia, com ênfase em criação de animais, oceanografia e recursos pesqueiros, atuando principalmente nos seguintes temas: aquacultura, oceanografia, recursos pesqueiros continentais e marinhos.



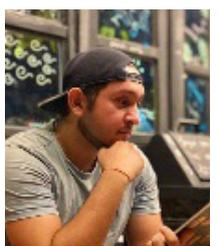
### **Fábio Luiz Quandt**

Pós-doutorando do Programa de Pós-Graduação em Saúde e Meio Ambiente da Universidade da Região de Joinville (Univille). Doutor e mestre em Saúde Coletiva pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Biólogo.



### **Fernando Andreacci**

Doutor em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade do Vale do Itajaí (Univali). Mestre em Botânica pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Biólogo pela Universidade da Região de Joinville (Univille). Atua nas áreas de ciência aplicada a levantamentos florestais e avaliação de impactos ambientais.



### **Fernando Augusto Borges da Silva**

Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica da Universidade Federal do Pará (UFPA). Mestre em Geologia. Licenciado em Química pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará (IFPA).

### **Gracielle Pereira Pimenta Bragança**



Pós-doutoranda no Projeto de Serviços Ambientais, núcleo Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Doutora e mestra em Biologia Vegetal pela UFMG. Licenciada em Ciências Biológicas pelo Centro Universitário Metodista Izabela Hendrix (CUMIH).



### **Igor Abba Arriola**

Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Mestre em Biologia Vegetal pela mesma instituição. Bacharel em Ciências Biológicas (Meio Ambiente e Biodiversidade) pela Universidade da Região de Joinville (Univille).



### **João Carlos Ferreira de Melo Júnior**

Pós-doutor pela Escola Nacional de Botânica Tropical do Instituto de Pesquisas do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JBRJ). Doutor em Ecologia e Conservação pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Mestre em Botânica. Especialista em Espaço, Sociedade e Meio Ambiente pela Unibem. Bacharel e licenciado em Ciências Biológicas pela Universidade da Região de Joinville (Univille). Professor titular das disciplinas Botânica Estrutural e Inventário de Flora da Univille.

Orientador de mestrados e doutorados. Tem experiência na ecologia vegetal, atuando principalmente nos seguintes temas: ecologia funcional de plantas, monitoramento ambiental e botânica aplicada. Coordena os laboratórios de Morfologia e Ecologia Vegetal e de Anatomia da Madeira da Univille e é curador da xiloteca da referida instituição. É editor-assistente do periódico científico *Acta Biológica Catarinense*. Integra o Programa de Pesquisa em Biodiversidade Mata Atlântica (PPBio-MA).



### **Jorge Amaro Bastos Alves**

Doutor em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade do Vale do Itajaí (Univali), com estágio doutoral na Texas A&M University. Mestre em Desenvolvimento Regional pela Universidade do Contestado (UnC). Especialista em Planejamento e Gestão do Turismo pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Economista pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Atuou por 18 anos na área empresarial em posições de alta gerência em empresas de

grande e médio porte e na área internacional como trader na América do Sul. É consultor em gestão sustentável e environmental, social & governance para os setores público e privado e membro do Centro de Observação e Estudos Regionais da UFPR.



### **Katiuscia Wilhelm Kangerski**

Mestre em Gestão de Políticas Públicas. Especialista em Manejo e Conservação da Biodiversidade. Atualmente cursa especialização em Arqueologia e Patrimônio pela instituição. Formada em Ciências Sociais. Atua na área de planejamento de unidades de conservação, educação ambiental informal e gestão ambiental municipal. Atua como cientista social do Laboratório de Conservação e Gestão Costeira da Universidade do Vale do Itajaí (Univali).

**Leonardo Martins Pinheiro**

Graduado em Ciências Biológicas, com ênfase em Gestão Ambiental Marinha e Costeira, pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), em convênio com a Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS). Bolsista do Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul (Gemars) e integrante da Rede de Jovens da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica.

**Lucas da Silva Rudolpho**

Doutor e mestre em Arquitetura e Urbanismo pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Arquiteto e urbanista pela Universidade Regional de Blumenau (Furb). Integra o Grupo de Pesquisa Desenho Urbano e Paisagem. Tem experiência na área de urbanismo e paisagismo, atuando em pesquisa nos seguintes temas: ecologia de paisagens, conectividade da paisagem, paisagem urbana, biodiversidade, rios urbanos e infraestrutura verde.

**Luciano Lorenzi**

Doutor e mestre em Zoologia pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Graduado em Licenciatura em Ciências Biológicas pela mesma instituição. É professor titular da Universidade da Região de Joinville (Univille) e do Programa de Pós-Graduação em Saúde e Meio Ambiente da mesma instituição. Coordenador do curso de Graduação em Ciências Biológicas – Biologia Marinha também da Univille. Tem experiência na área de oceanografia, com ênfase em interação entre os organismos marinhos e os parâmetros ambientais, atuando principalmente com ecologia da fauna bentônica

de substratos inconsolidados vegetados e não vegetados, detritos plásticos e indicadores de qualidade ambiental.

**Marcus Polette**

Pós-doutor em Ciências Políticas pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Doutor em Ecologia e Recursos Naturais pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). Mestre em Ecologia e Recursos Naturais também pela UFSCar. Graduado em Geografia e Oceanografia pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (Furg). Pesquisador e professor do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade do Vale do Itajaí (Univali). Colaborador no United Nations Pool of Experts – Regular Process (World Ocean Assessment I e II). Editor e fundador da *Revista da Gestão Costeira Integrada* para países de Língua Portuguesa. Representante da academia no Grupo de Integração de Gerenciamento Costeiro (GI-Gerco).



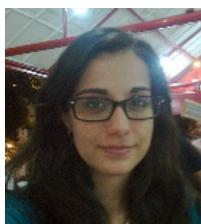
### **Maria Amélia Pellizzetti**

Doutora em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade do Vale do Itajaí (Univali). Mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade Regional de Blumenau (Furb). Especialista em Gestão e Manejo Ambiental em Sistemas Florestais pela Universidade Federal de Lavras (UFLA). Graduada em Ciências Biológicas pela Univali. É professora efetiva no Instituto Federal Catarinense (IFC), *Campus* Camboriú (SC), nos cursos técnicos integrados em Agropecuária, Controle Ambiental, Informática e Hospitalidade. Tem experiência na área de recuperação e educação ambiental, manejo e gestão de bacias hidrográficas, análise de discursos pedagógicos e perfil de educadores, Agenda 21, autonomia e participação comunitária, ecologia e agroecologia.



### **Marlon Carlos França**

Pós-doutor em Ciências pelo Centro de Energia Nuclear na Agricultura, da Universidade de São Paulo (Cena-USP). Doutor em Geologia e Geoquímica, com distinção (*Magna Cum Laude*), na Universidade Federal do Pará (UFPA) e na University of Massachusetts (UMass Amherst). Mestre em Geologia e Geoquímica pela UFPA. Especialista em Gerenciamento, Consultoria e Perícia Ambiental no Instituto de Ensino Superior da Amazônia. Licenciado em Ciências Biológicas pela Universidade de Franca (Unifran). Bacharel em Oceanografia pela UFPA. Professor e pesquisador permanente do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará (IFPA) e do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo (Ifes). Docente permanente do Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica da UFPA e da Pós-Graduação em Controle de Qualidade e Segurança de Alimentos do Ifes, *Campus* Piúma (ES). Coordenador do Laboratório de Oceanografia e Clima e líder do Grupo de Pesquisa de Sedimentologia e Dinâmica Ambiental do Ifes. Editor e revisor da revista *Frontiers in Water and Climate* e membro revisor do *Journal of Coastal Research*. Tem experiência nas áreas de paleontologia, limnologia e oceanografia, com ênfase em dinâmica e mudanças ambientais, atuando principalmente nos seguintes temas: mudanças climáticas, dinâmica costeira, palinologia, isótopos estáveis (C e N), sedimentologia, biogeoquímica e paleoambientes.



### **Neuza Araújo Fontes**

Doutora em Geologia e Geoquímica pela Universidade Federal do Pará (UFPA), realizando uma parte de sua pesquisa de doutorado na Georg-August-Universität Göttingen (Alemanha). Mestre em Geologia e Geoquímica pela UFPA. Bacharel em Ciências Biológicas pela mesma instituição. Atualmente trabalha no Museu Paraense Emílio Goeldi. Desenvolve pesquisa na área de dinâmicas costeiras.

**Nicolay Rodrigues Da Silva**

Graduanda em Publicidade e Propaganda pela Universidade do Vale do Itajaí (Univali). Possui experiência com gestão de pessoas, planejamento, gestão de mídias sociais, rotinas administrativas e redação.

**Patrícia Silva Rodrigues**

Mestre em Geologia e Geoquímica pelo Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica da Universidade Federal do Pará (UFPA). É assistente de professor na German University of Technology in Oman (GUtech, Omã) e estagiária sênior no Departamento de Geociências da mesma instituição.

**Patrícia Trentin Colzani**

Doutora em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade do Vale do Itajaí (Univali). Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Especialista em Ambientação de Interiores pela Univali. Graduada em Arquitetura e Urbanismo pela mesma instituição. Foi diretora de Patrimônio Cultural da Fundação Genésio Miranda Lins, na Prefeitura de Itajaí. Foi docente do Instituto Brasileiro de Design de Interiores e coordenadora do curso de Arquitetura e Urbanismo do Centro Universitário Avantis (Uniavan). É docente dos cursos de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo e Design de Interiores na Univali e atua como arquiteta e urbanista em escritório próprio.

**Paulo Henrique Santos**

Doutorando e mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade do Vale do Itajaí (Univali). Especialista em Engenharia de Processo pelo Instituto de Educação Tecnológica (Ietec). Licenciado em Química pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Foi diretor na Secretaria de Educação do estado de Santa Catarina e é professor no Colégio São José, em Itajaí (SC).

**Raquel de Souza Claudino**

Doutora em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade do Vale do Itajaí (Univali). Mestre em Gestão de Políticas Públicas pela mesma instituição. Especialista em Management de l'Inovation pela Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne (ENSMSE, França). Especialista em Processo Civil pela Universidade do Sul de Santa Catarina (Unisul). Especialista em Gestão Estratégica pela Universidade do Estado de Santa Catarina (Udesc). Bacharel em Direito pela Unisul. É advogada e funcionária da Centrais Elétricas de Santa Catarina (Celesc).

**Renê Gonçalves da Silva Carneiro**

Doutor e mestre em Biologia Vegetal pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Biólogo pela mesma instituição. Estuda alterações estruturais e metabólicas em plantas resultantes da formação de galhas induzidas por insetos.

**Rodrigo Machado**

É professor do curso de Graduação em Ciências Biológicas da Universidade do Extremo Sul Catarinense (Unesc), *Campus* Criciúma (SC), e pesquisador do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Socioeconômico da Unesc e do Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul (Gemars).

**Rosemeri Carvalho Marenzi**

Pós-doutora em Aperfeiçoamento em Manejo de Áreas Silvestres pela Bournemouth University e em Áreas Protegidas pela Colorado State University. Doutora, mestranda e graduada em Engenharia Florestal pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). É professora titular da Universidade do Vale do Itajaí (Univali). É membro editor da *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology* e membro da Coordenação Estadual do Projeto Orla, no Conselho Gestor da Reserva Biológica Marinha do Arvoredo, no Parque Estadual do Acaraí e na Área de Proteção Ambiental Municipal da Costa Brava. É vice-coordenadora do Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Ciências e Tecnologia Ambiental.

**Rosy Mary dos Santos Isaías**

Doutora em Ciências (Botânica) pela Universidade de São Paulo (USP). Mestranda em Ciências (Botânica) pelo Museu Nacional da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Graduada em Ciências Biológicas pela Universidade Santa Úrsula (USU). Professora titular do Departamento de Botânica do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Minas Gerais (UFMG). É bolsista de produtividade em pesquisa, nível 1B, do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq); secretária da Regional em Minas Gerais, Bahia e Espírito Santo da Sociedade Botânica do Brasil; e membro da Comissão em Educação do Conselho Regional de Biologia, 4.<sup>a</sup> região.

**Sandra Paschoal Leite de Camargo Guedes**

Pós-doutora em Museologia pela Universidade Lusófona de Humanidades e Tecnologias (Portugal). Doutora, mestre e graduada em História pela Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo (USP). É professora e pesquisadora da Universidade da Região de Joinville (Univille), no curso de História e no Programa de Pós-Graduação em Patrimônio Cultural e Sociedade. Tem experiência na área de história e de patrimônio cultural. É coordenadora do Grupo de Pesquisas Interdisciplinares em Patrimônio Cultural e membro individual regular do Conselho Internacional de Museus (Icom-BR) e da Associação Nacional de História, Seção Santa Catarina (Anpuh-SC).

**Vanessa da Conceição Pinheiro**

Mestra pelo Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica da Universidade Federal do Pará (UFPA). Graduada em Geologia pela mesma instituição.

**Viviane Stern da Fonseca Kruel**

Pesquisadora associada III no Instituto de Pesquisas do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JBRJ), na área de etnobotânica. Curadora da Coleção Temática de Plantas Medicinais do Arboreto do JBRJ e da Coleção Etnobotânica (RBetno). Docente do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade em Unidade de Conservação, na Escola Nacional de Botânica Tropical (ENBT) do JBRJ e do Programa de Pós-Graduação *Lato Sensu* em Plantas Medicinais e Fitoterapia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), do JBRJ e da Associação Brasileira de Fitoterapia (ABFIT). Atua nas áreas de etnobotânica, etnoecologia e plantas medicinais.

**Vladimir Toro**

Pós-doutor pela Universidad Autónoma de Baja California (UABC, México). Doutor em Oceanografia Física pelo Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE, México). Mestre em Engenharia pela Universidad Nacional de Colombia (Unal). Graduado em Engenharia Civil pela mesma instituição. É professor da Universidad de Antioquia (UdeA). Tem experiência na área de oceanografia física, atuando principalmente nos seguintes temas: processos costeiros, instrumentação oceanográfica, oceanografia operacional e modelagem numérica. Coordenador técnico do Programa de Monitoramento e Mitigação da Erosão Costeira de Antioquia.

# Índice remissivo

## A

Alimentício	149, 153
América do Sul	106, 153
Artesanato	6, 149, 154, 155, 156, 157, 158, 159
Asteraceae	11, 13, 14, 15, 16, 152, 155
Atividade pesqueira	131, 132, 138

## B

Baía Babitonga	114, 115, 116, 123, 124
<i>Bycatch</i>	131

## C

Camboriú (SC)	41, 42, 43, 44, 45, 46, 47, 48, 49, 52, 57, 58, 85, 86, 87, 94, 95, 97
Captura por unidade de esforço (CPUE)	133, 134, 137
Capturas acidentais	140
Chumbo	113, 114, 116, 117, 118, 121, 122, 123, 124, 132
Comando e controle	63, 64, 67, 75
Combustão	149, 153, 161, 163
Conectividade da paisagem	62, 63, 64, 65, 70, 73, 75, 76
Conservação da biodiversidade	62, 63, 64, 65, 66, 67, 68, 70, 71, 73, 75, 76, 163
Conurbação	45

## D

Descarte	114, 131, 138, 139, 140
----------	-------------------------

## E

Ecosistemas brasileiros	13
Emalhe	131, 132, 138, 140
Estuário	85, 86, 87, 88, 89, 91, 113, 115, 124
Etnobotânica	146
Etnoespécies	152
Extrativista	65, 151, 161

## F

Fabaceae	11, 12, 13, 17, 18, 148, 152, 157
Fácies sedimentares	104
Famílias botânicas	152

## G

Gestão pública	58
Gestão urbana	49

I	
Impactos ambientais	5, 6, 29, 31, 32, 84, 85, 114
Indicadores ambientais	50
Instrumentos de planejamento e gestão	63, 75
Instrumentos econômicos	63, 67, 68
Instrumentos normativos	63, 64, 66
Instrumentos voluntários	64, 70
Inventários de galhas	10,11
L	
Lamiaceae	152, 157, 158
Lauraceae	13, 18, 19, 152, 158
M	
Madeira	6, 7, 115, 132, 148, 153, 160, 161, 163
Manguezais	5, 86, 101, 102, 103, 104, 105, 106, 114
Mata atlântica	5, 10, 12, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 68, 94, 103, 146, 147 148, 152, 163
Medicinal	149, 152, 153, 154, 155, 156, 157, 158, 159, 160, 162
Modelo DPSIR	42, 50, 52, 53, 57, 58
Mudanças climáticas	30, 34, 102, 104, 106
Myrtaceae	11, 12, 13, 14, 19, 20, 21, 148, 152, 153, 158
N	
Nível do mar	30, 52, 102, 113
O	
Ornamental	149, 153, 154, 155, 156, 157, 158, 159, 161
P	
Paleoambientais	102, 104
Palinologia	104
Parque Estadual Acaraí	18, 22, 146, 147, 148, 150, 151, 152, 153, 154, 160, 162
Patrimônio cultural	73, 132, 147
Porto de São Francisco do Sul	114, 115, 116, 117, 118, 119, 120, 124
Povos tradicionais	146
Praias urbanas	29, 30, 31, 32, 33, 34, 36
Q	
Qualidade ambiental	30, 31, 32, 33, 36, 42, 49, 50, 51, 52, 57, 58, 66, 114
R	
Religioso	149, 154, 155, 156, 157, 158, 159, 161
Restinga(s)	10, 12, 13, 86, 103, 146, 147, 148, 149, 152, 153, 154, 155, 156, 157, 158, 159,163

## S

Sedimento superficial	116, 121, 122, 124
Seletividade	140
Snowball	149
Sobrepesca	131
Super-hospedeiras	10, 11, 12, 13, 14
Sustentabilidade	30, 36, 140

## U

Unidades de conservação	12, 13, 22, 63, 64, 65
-------------------------	------------------------

## Z

Zona costeira	31, 32, 34, 36, 45, 132, 147
Zonas costeiras	29, 30, 33