

# CARACTERIZAÇÃO DA AVIFAUNA AQUÁTICA NO LITORAL CENTRO-NORTE DO ESTADO DE SANTA CATARINA (BRASIL) A PARTIR DE DADOS DE ENCALHES

DALASTRA, A.<sup>1</sup>; BRANCO, J. O.<sup>1</sup>; PORT, D.<sup>2</sup>

1. University of Vale do Itajaí (SC), Brazil  
2. Brusque Educational Fundation (SC), Brazil

\*Corresponding author: dagoberto\_port@hotmail.com

## ABSTRACT

Dalastra, A.<sup>1</sup>, Branco, J. O.<sup>1</sup> & Port, D.<sup>2</sup> (2022). Characterization of aquatic avifauna on the central-north coast of the state of Santa Catarina (Brazil) based on stranding records. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.* 26(1). ISSN 1983-9057. DOI: 17064/bjast.v26n1. Stranding records provide valuable information on marine fauna and are an important source of biological data without the need for lethal sampling. For endangered, rare and endemic species, stranded records are the primary source of information. We characterized the main species of aquatic birds from carcasses and healthy and/or debilitated individuals found on beaches by the "Projeto de Monitoramento de Praias da Bacia de Santos (PMP-BS)". The study was carried out on the north-central coast of Santa Catarina (Brazil), from August 25, 2015 to August 23, 2016. The registered species were characterized according to the following criteria: migrants or residents; threatened of extinction; seasons; age group; and state of the individual. Additionally, ecological indexes were calculated, and the records obtained were spacialized in the GIS environment. A total of 754 stranding records were obtained from 36 aquatic birds taxa, four of which are threatened (*Sterna hirundinacea*, *Thalasseus maximus*, *Procellaria aequinoctialis* and *Thalassarche chlororhynchos*). The highest number of occurrences was recorded in Barra Velha (n = 157), followed by Bombinhas (n = 150) and Penha (n = 119). Most records occurred in the spring (n = 339), followed by records in winter (n = 187), summer (n = 127) and autumn (n = 101). Of the specimens where sex could be determined, 19 were females and 41 males. In relation to age, 175 were adults, 287 juveniles and 292 remained indeterminate. Most of the records were of dead individuals (N = 578). The species with greatest abundance were *Spheniscus magellanicus* (n = 188), *Larus dominicanus* (n = 164), *Fregata magnificens* (n = 73) and *Puffinus puffinus* (n = 58). We suggest the continuity of the analysis of the records obtained by the PMP-BS, focusing on other topics not addressed as diet and cause of mortality, the latter being often related to anthropic origin, such as oil spills, fishing, plastic garbage, among others, beyond natural causes.

**Key Words:** Beach monitoring, Strandings, Aquatic birds.

## INTRODUÇÃO

A utilização de registros de encalhes pode fornecer valiosas informações sobre diferentes organismos, especialmente da fauna marinha, tais como aves, mamíferos e répteis (Geraci & Lounsbury, 1993; Peltier & Ridoux, 2015). A prática de utilização científica destes registros já ocorre de longa data, com relatos desde o Século XVIII (Hunter & Banks, 1787). Em estudos de monitoramento de fauna os registros de encalhes de vertebrados marinhos são uma fonte importante de dados biológicos, onde a principal vantagem é o acesso a amostras de tecidos e órgãos sem que seja necessária uma amostragem letal (Hall et al., 2010). Neste sentido, para espécies de interesse especial (e.g. ameaçadas de extinção, raras, endêmicas) registros de encalhes são a principal fonte de informação no que se refere, por exemplo, a sua ocorrência (Reyes et al., 1991; Findlay et al., 1992; Thompson et al., 2013), causada morte (Geraci et al., 1989; Kirkwood et al., 1997; Sullivan et al., 2006; Tomás et al., 2008) e dieta (Plotkin et al., 1993; Santos et al., 2001; Spitz et al., 2006).

Por outro lado, em decorrência de sua natureza oportunista, estes registros precisam ser utilizados com cautela, pois a probabilidade de encalhe de carcaças e indivíduos debilitados varia amplamente no tempo e no espaço, representando apenas uma pequena parcela (10-20%) da mortalidade total, em decorrência da ação de predadores, coletores, vento e correntes marinhas que impedem que as carcaças atinjam a costa (Epperly et al., 1996; Hart et al., 2006; Mancini et al., 2011; Peltier & Ridoux, 2015). Apesar desta condição, existem várias recomendações de organizações nacionais e internacionais que incentivam o uso dos registros de encalhes em atividades de monitoramento de fauna marinha (Borja, 2006; Zampoukas et al., 2013; PETROBRAS, 2016), além de pesquisas que vem sendo realizadas por diferentes instituições de ensino e pesquisa utilizando estes registros (e.g. Fonseca & Petry, 2007; Scherer et al., 2011; Petry et al., 2012; Faria et al., 2014; Poli et al., 2014).

O uso de dados de encalhe de fauna marinha vem sendo feita especialmente com mamíferos (Garshelis, 1997; Maldini et al., 2005; Peltier et al., 2012, 2013,

Pyenson, 2010, 2011; Williams et al., 2011; Fisch & Port, 2013), tartarugas (Koch et al., 2013; Poli et al., 2014) e aves (Bibby & Lloyd, 1997; Hlady & Burge, 1993; Barquete et al., 2006; Buehler et al., 2010).

Com relação às aves marinhas, estas se destacam por apresentar uma grande diversidade de espécies, adaptadas ao ambiente marinho, onde forrageiam em busca de recursos alimentares, entre eles crustáceos, cefalópodes e peixes (Prince & Morgan, 1987; Croxall & Prince, 1996; Branco et al., 2007; Fracasso et al., 2011). As aves marinhas estão distribuídas em cinco ordens (> 300 espécies), a saber: Sphenisciformes, Procellariiformes, Suliformes, Pelecaniformes e Charadriiformes (Piacentini et al., 2015).

Existem registros fósseis de encalhes de aves (Período Terciário – Plioceno, há cerca de 5 e 2 milhões de anos), cuja mortalidade é atribuída a maré vermelha (Emslie & Morgan, 1994). Atualmente, os registros de mortalidade de aves marinhas apresentam uma vasta gama de causas, destacando-se derramamentos de óleo (Gandini et al., 1994; Furness & Camphuysen, 1997; Garshelis, 1997; Troisi et al., 2016), floração de algas (Coulson et al., 1968; Jessup et al., 2009), tempestades (Kinsky, 1968; Bugoni et al., 2007), eventos de El Niño (Ryan et al., 1989; Learn, 2016), pesca (Hamel et al., 2009; Wilcox & Donlan 2007; Finkelstein et al., 2008), desnutrição (Camphuysen et al., 2002; Haman et al., 2013), lixo plástico (Ceccarelli, 2009; Floren e Shugart, 2017), além de outras não determinadas (Buehler et al., 2010).

No Brasil, em especial no estado do Rio Grande do Sul, dados relevantes sobre encalhes de aves marinhas foram obtidos por Fonseca & Petry (2007), Buehler et al. (2010), Scherer et al. (2011), Petry et al. (2012), Faria et al. (2014). Na região nordeste, o Programa Regional de Monitoramento de Encalhes e Anormalidades (PRMEA), realizado pela Petrobras e executado pela Fundação Mamíferos Aquáticos (<https://www.mamiferosaquaticos.org.br>) dispõe de informações extremamente valiosas sobre a avifauna aquática da região e como resultados do PRMEA já foram desenvolvidas uma dissertação de mestrado (Mariani, 2016) e uma tese de doutorado (Almeida, 2015). Mais recentemente, vem sendo desenvolvido também pela Petrobras o Projeto de Monitoramento de Praias da Bacia de Santos (PMP-BS) que é uma exigência do Ibama (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis) como parte do processo de licenciamento ambiental dos projetos marítimos de óleo e gás. O PMP-BS tem uma área de abrangência que engloba

os municípios litorâneos dos estados de Santa Catarina, Paraná, São Paulo e do Rio de Janeiro, com mais de 1.500 km de costa sendo monitorados (PETROBRAS, 2016).

Neste contexto, o presente estudo tem como objetivo caracterizar as principais espécies de aves aquáticas, a partir de registros de encalhes obtidos pelo Projeto de Monitoramento de Praias da Bacia de Santos (PMP-BS), no litoral centro-norte catarinense, destacando sua riqueza, abundância e sazonalidade.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi desenvolvido no litoral centro-norte de Santa Catarina (Brasil), compreendendo os municípios de Barra Velha, Piçarras, Penha, Navegantes, Itajaí, Balneário Camboriú, Itapema, Porto Belo, Bombinhas e Governador Celso Ramos (Figura 1).

### Base de dados

Os registros analisados no presente estudo são oriundos do Projeto de Monitoramento de Praia da Bacia de Santos (PMP-BS) e referem-se ao período de 25/08/2015 a 23/08/2016. O PMP-BS é uma prestação de serviços da Universidade do Vale do Itajaí (UNIVALI) para a PETROBRAS e está vinculado ao atendimento de condicionante do licenciamento ambiental conduzido pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) (PMP-BS, 2016; <http://pmp.acad.univali.br>).

Os registros de encalhes foram obtidos a partir de amostragens realizadas uma vez ao dia, geralmente no período matutino, por técnicos especializados vinculados ao PMP-BS. O registro de animais foi realizado a partir de caminhadas na linha de maré e/ou com o auxílio de veículos percorrendo toda a extensão da praia.

Todas as aves localizadas (mortas e/ou debilitadas) foram registradas em planilhas, sendo anotados dados biométricos (e.g. peso, medidas corporais, estado geral), do ambiente (e.g. coordenadas, tipo de praia, vento) e destinação da carcaça ou indivíduo.

As aves aquáticas avaliadas nesse estudo foram identificadas por técnicos especializados vinculados ao PMP-BS. A identificação ocorreu em campo e nos casos de dúvidas ou quando a integridade física do indivíduo não estava comprometida foi realizada em laboratório. As espécies foram caracterizadas a partir de observação da coloração da plumagem, tamanho, envergadura das asas e disposição do bico.

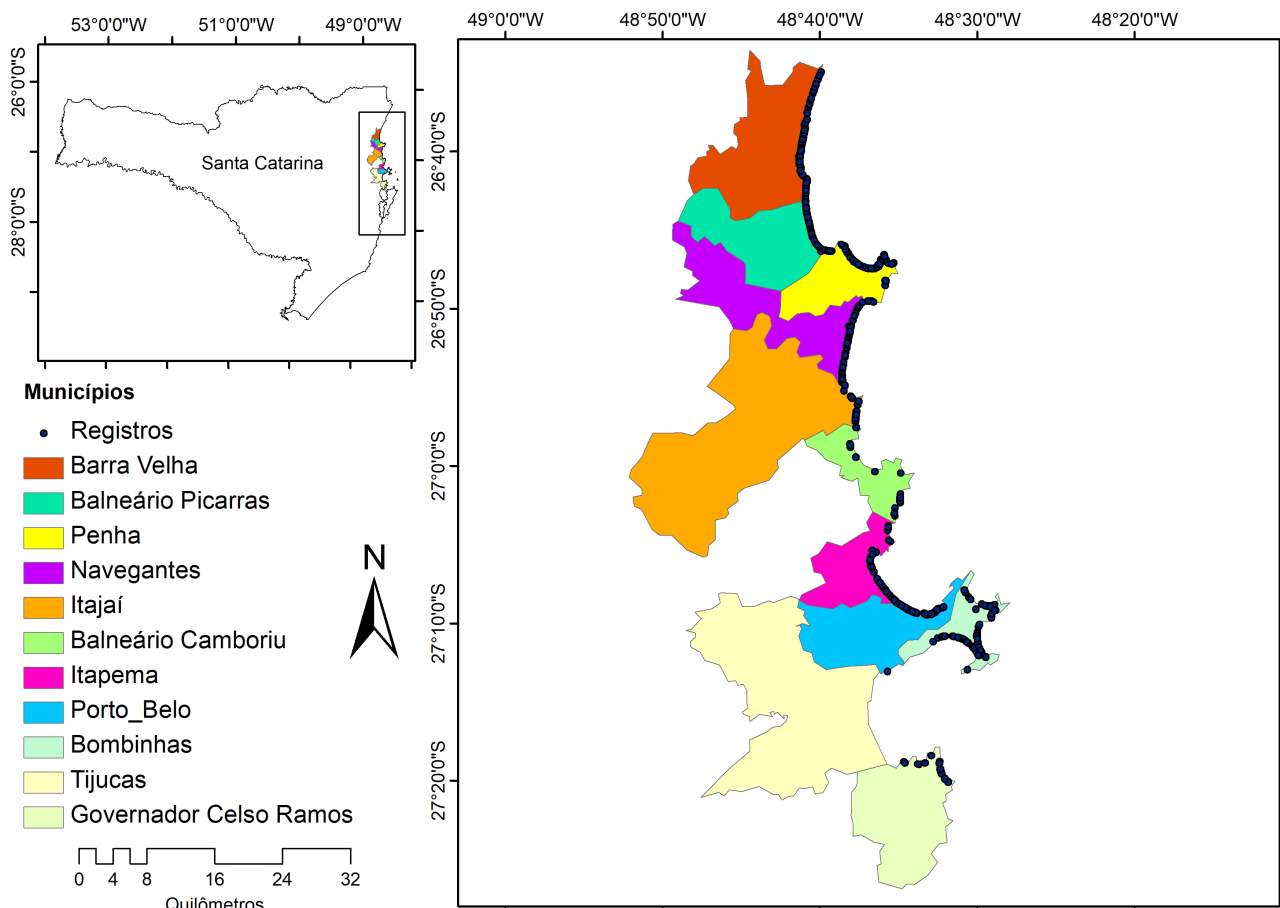


Figura 1 - Área de estudo com os registros obtidos por municípios.

### Análise dos dados

As espécies registradas foram caracterizadas de acordo com os seguintes critérios das espécies: migrantes ou residentes (Piacentini et al., 2015); ameaçadas de extinção (MMA, 2014); estação do ano; faixa etária (adulto, juvenil) e estado do indivíduo (morto, vivo).

A partir dos dados foram calculados índices ecológicos (Shannon, Pielou, Berger-Parker), total e por município e os registros obtidos foram espacializados em ambiente SIG (Sistema de Informação Geográfica). Quando atendidos os pressupostos estatísticos os valores foram testados através de análise de variância (ANOVA) com o teste “a posteriori” de Tukey e nos casos em que um dos pressupostos da ANOVA não fosse atendido, foi aplicado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis com o teste “a posteriori” de Student-Newman-Keuls (Day & Quinn, 1989; Zar, 2010).

### RESULTADOS

No período entre 25/08/2015 e 23/08/2016 foram obtidos 754 registros de encalhes (Figura 1) referentes a indivíduos pertencentes a cinco

ordens de aves aquáticas. A ordem Procellariiformes apresentou o maior número de espécies, seguida por Charadriiformes, Suliformes, Pelecaniformes e Sphenisciformes.

Do total de registros de encalhes obtidos foi possível identificar 36 táxons diferentes, sendo que destes 21 foram determinados até o nível de espécie e os demais (n = 15) permaneceram com a identificação em nível de gênero, família ou ordem. De acordo com Piacentini et al. (2015), das espécies identificadas quatro são visitantes sazonais oriundas do hemisfério norte (VN), sete são visitantes sazonais oriundas do sul do continente (VS) e dez residentes (R). Dentre os registros obtidos, quatro espécies estão listadas como ameaçadas em nível nacional (MMA, 2014), duas pertencem a Ordem Charadriiformes (*Sterna hirundinacea* e *Thalasseus maximus*) e duas a Ordem Procellariiformes (*Procellaria aequinoctialis* e *Thalassarche chlororhynchos*) (Tabela 1). Para os diferentes municípios avaliados o maior número de ocorrências (n = 157) foi em Barra Velha, representando 20,82% dos registros, seguido por Bombinhas (n = 150) com 19,89% dos registros e Penha (n = 119) com 15,78% dos registros.

Tabela 1 - Lista dos registros de encalhes, por Ordem, Família, Espécie, número de registros (N), Ameaça (MMA, 2014; VU = vulnerável; EN = em perigo) e Status (Piacentini et al., 2015; R = residente; VN = visitante sazonal oriundo do hemisfério norte; VS = visitante sazonal oriundo do sul do continente).

Ordens	Famílias	Espécies	N	Ameaça	Status
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Calidris fuscicollis</i> (Vieillot, 1819)	1		VN
		<i>Calidris</i> NI	2		-
	Laridae	<i>Chroicocephalus maculipennis</i> (Lichtenstein, 1823)	1		R
		<i>Larus dominicanus</i> (Lichtenstein, 1823)	164		R
		Laridae NI	5		-
	Sternidae	<i>Sterna hirundo</i> (Linnaeus, 1758)	7		VN
		<i>Sterna hirundinacea</i> (Lesson, 1831)	11	VU	R
		<i>Sterna</i> NI	53		-
		<i>Thalasseus acutiflavus</i> (Cabot, 1847)	17		R
		<i>Thalasseus maximus</i> (Boddaert, 1783)	2	EN	R
	Stercorariidae	<i>Stercorarius</i> NI	1		-
	-	Charadriiformes NI	7		-
	Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Butorides striata</i> (Linnaeus, 1758)	2	
<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)			1		R
Procellariiformes	Procellariidae	<i>Calonectris borealis</i> (Cory, 1881)	2		VN
		<i>Daption capense</i> (Linnaeus, 1758)	1		VS
		<i>Macronectes giganteus</i> (Gmelin, 1789)	1		VS
		<i>Procellaria aequinoctialis</i> (Linnaeus, 1758)	28	VU	VS
		<i>Puffinus puffinus</i> (Brünnich, 1764)	58		VN
		<i>Puffinus</i> NI	2		-
	Diomededidae	<i>Pterodroma</i> NI	1		-
		Procellariidae NI	1		-
		<i>Thalassarche chlororhynchos</i> (Gmelin, 1789)	16	EN	VS
		<i>Thalassarche melanophris</i> (Temminck, 1828)	18		VS
	Hydrobatidae	<i>Thalassarche</i> NI	5		-
		Diomededidae NI	2		-
		<i>Oceanites oceanicus</i> (Kuhl, 1820)	1		VS
-	Procellariiformes NI	10		-	
Sphenisciformes	Spheniscidae	<i>Spheniscus magellanicus</i> (Forster, 1781)	188		VS
		Spheniscidae NI	1		-
Suliformes	Fregatidae	<i>Fregata magnificens</i> (Mathews, 1914)	73		R
		Fregatidae NI	2		R
	Phalacrocoracidae	Phalacrocoracidae NI	1		-
		<i>Nannopterum brasilianus</i> (Gmelin, 1789)	40		R
	Sulidae	<i>Sula leucogaster</i> (Boddart, 1783)	28		R
	-	Suliformes NI	1		-

Os demais municípios contribuíram cada um com menos de 10% do total de registros cada (Tabela 2). Comparando os registros obtidos por espécie/município (Tabela 3), não existe diferença significativa entre a abundância dos dez municípios analisados (Kruskal-Wallis,  $p > 0,05$ ). Entretanto, confrontando os valores obtidos por municípios em relação às estações do ano entre si, verifica-se que a diferença entre as estações é significativa (Kruskal-Wallis,  $H = 12,5596$ ;  $p = 0,0057$ ). Aplicando o teste de Student-Newman-Keuls aos resultados obtidos verifica-se que esta diferença é significativa entre Inverno e Outono (SNK,  $p = 0,0380$ ); entre Primavera e Verão (SNK,  $p = 0,0155$ ); e entre Primavera e Outono (SNK,  $p = 0,0009$ ) (Figura 2). Do total de registros obtidos, na área amostrada, a maioria ocorreu na Primavera ( $n = 339$ ; 44,96%), seguidos dos registros no Inverno ( $n = 187$ ; 24,80%), Verão ( $n = 127$ ; 16,84%) e Outono ( $n = 101$ ; 13,40%) (Tabela 2).

Tabela 2 - Número de registros de encalhes por município e estação do ano.

Município	Estações				Total	%
	Inv.	Prim.	Ver.	Out.		
Barra Velha	34	78	25	20	157	20,82
Bal. Piçarras	11	31	8	5	55	7,29
Penha	22	65	24	8	119	15,78
Bal. Camboriú	6	15	3	5	29	3,85
Bombinhas	35	48	25	42	150	19,89
Gov. Celso Ramos	8	8	9	5	30	3,98
Itajaí	5	12	7	4	28	3,71
Itapema	21	36	5	3	65	8,62
Navegantes	13	15	18	4	50	6,63
Porto Belo	32	31	3	5	71	9,42
Total	187	339	127	101	754	-
Percentual	24,8	45,0	16,8	13,4	-	-

Tabela 3 - Número de registros de encalhes por espécie e município (BC = Balneário Camboriú; BP = Balneário Piçarras; BV = Barra Velha; Bo = Bombinhas; CR = Governador Celso Ramos; It = Itajaí; Im = Itapema; Na = Navegantes; Pe = Penha; PB = Porto Belo).

Espécie	BC	BP	BV	Bo	CR	It	Im	Na	Pe	PB
<i>Butorides striata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Calidris fuscicollis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Calidris</i> NI	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Calonectris borealis</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Charadriiformes NI	0	0	2	2	1	0	0	0	2	0
<i>Chroicocephalus maculipennis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Daption capense</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Diomedeidae NI	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fregata magnificens</i>	0	7	25	2	2	5	9	6	12	5
Fregatidae NI	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
Laridae NI	0	0	2	1	1	0	0	1	0	0
<i>Larus dominicanus</i>	3	3	21	67	17	4	3	13	25	8
<i>Macronectes giganteus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oceanites oceanicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Phalacrocoracidae NI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Nannopterum brasilianus</i>	1	2	3	8	1	4	3	7	9	2
<i>Procellaria aequinoctialis</i>	1	5	5	5	0	2	3	3	3	1
Procellariidae NI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Procellariiformes NI	2	2	4	1	0	0	0	0	0	1
<i>Pterodroma</i> NI	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Puffinus</i> NI	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Puffinus puffinus</i>	3	2	19	8	0	1	12	4	4	5
Spheniscidae NI	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spheniscus magellanicus</i>	13	15	31	30	6	5	23	6	17	42
<i>Stercorarius</i> NI	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Sterna hirundinacea</i>	0	0	2	1	0	1	3	0	4	0
<i>Sterna hirundo</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0
<i>Sterna</i> NI	3	3	9	9	0	5	3	1	18	2
<i>Sula leucogaster</i>	1	2	14	6	0	0	0	0	5	0
Suliformes NI	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Syrigma sibilatrix</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Thalassarche chlororhynchos</i>	0	5	6	0	0	0	0	2	3	0
<i>Thalassarche melanophris</i>	1	1	3	3	1	1	1	2	3	2
<i>Thalassarche</i> NI	0	1	0	0	0	0	1	2	1	0
<i>Thalasseus acutiflavus</i>	0	4	5	3	0	0	1	1	3	0
<i>Thalasseus maximus</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<b>Total</b>	<b>29</b>	<b>55</b>	<b>157</b>	<b>150</b>	<b>30</b>	<b>28</b>	<b>65</b>	<b>50</b>	<b>119</b>	<b>71</b>

Com relação ao sexo dos indivíduos registrados por técnicos vinculados ao PMP-BS, foi possível determinar o mesmo em apenas 60 exemplares (fêmeas = 19; machos = 41), sendo que nos demais 694 registros (92,04%) esta determinação não foi possível, quer seja pelo estado da carcaça ou pelo fato de que a maioria das espécies não apresenta dimorfismo sexual evidente. No que se refere à idade dos exemplares encontrados encalhados, 175 eram adultos (23,21%), 287 juvenis (38,06%) e em 292 registros (38,73%) não foi possível fazer esta determinação. No Inverno e na Primavera o número de Juvenis encontrados foi maior do que o

número de adultos, enquanto que no Verão o número de adultos foi maior do que o número de juvenis. No Outono o número de adultos e juvenis foi igual (Tabela 4).

A maioria dos registros de encalhes da avifauna aquática foi de indivíduos mortos (N = 578; 76,66%). A maior parte destes encalhes ocorreu no Inverno/Primavera (n = 453), destacando-se o município de Barra Velha com 21,63% destes registros e Bombinhas com 16,56% dos registros. Em contrapartida, o maior número de registros de exemplares vivos foi obtido na Primavera/Verão (n = 121), onde se destaca o município de Penha com



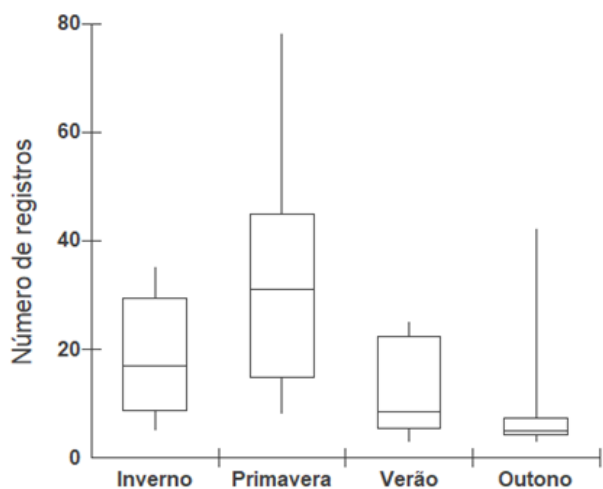


Figura 2 - Número de registros de encalhes por estação do ano. As caixas indicam o primeiro e terceiro percentis (25 e 75%), o traço no centro indica a mediana e as barras indicam os valores máximo e mínimo.

29,75% destes registros e Bombinhas com 19,83% dos encalhes de indivíduos vivos. Além disto, os municípios de Penha e Bombinhas destacaram-se por apresentar o maior número de registros de exemplares encontrados vivos no período do estudo, com 45 e 30 indivíduos respectivamente. Por outro lado, nos municípios de Barra Velha e Bombinhas ocorreram os maiores registros de encalhes de indivíduos mortos, sendo 128 e 120 indivíduos respectivamente (Tabela 5). Não foi encontrada diferença significativa comparando a riqueza de espécies e sua abundância por município, em relação às diferentes estações do ano (Kruskal-Wallis,  $p > 0,05$ ). As espécies com maior abundância foram *Spheniscus magellanicus* ( $n=188$ ), *Larus dominicanus* ( $n=164$ ), *Fregata magnificens* ( $n=73$ ) e *Puffinus puffinus* ( $n=58$ ).

Para *L. dominicanus*, *F. magnificens* e *P. puffinus* as maiores ocorrências foram na Primavera/Verão (68,29%, 73,60% e 96,55%, respectivamente) e para *S. magellanicus* o maior número de registros de encalhes ocorreu no Inverno/Primavera (93,09%) (Figura 3). Analisando os valores do Índice de Diversidade de Shannon, por município, para todo o período de estudo, verifica-se que Barra Velha, Penha, Balneário Piçarras, e Navegantes apresentaram os maiores valores deste índice (2,46; 2,45; 2,41; e 2,28 respectivamente). Nestes municípios foram registrados encalhes de 20 espécies em Barra Velha, 18 espécies em Penha, 17 espécies em Balneário Piçarras e 15 espécies em Navegantes.

O município com o menor valor para este índice foi Governador Celso Ramos (1,39) onde foram encontradas apenas oito espécies nos registros de encalhes (Tabela 6). Com relação ao índice de Equitabilidade de Pielou, verifica-se que os municípios de Itajaí (0,61), Balneário Piçarras (0,60), Navegantes (0,58) e Balneário Camboriú (0,54) apresentaram uma melhor uniformidade na distribuição dos indivíduos entre as espécies registradas no período analisado. O município de Porto Belo foi o que apresentou o menor valor deste índice (0,36), caracterizando uma distribuição menos uniforme dos indivíduos nas diferentes espécies (Tabela 6).

A existência de espécies dominantes nos diferentes municípios no período analisado foi verificada com o Índice de Berger-Parker, sendo que os maiores valores deste índice foram obtidos em Porto Belo (0,592), Governador Celso Ramos (0,567), Balneário Camboriú (0,448) e Bombinhas (0,447). Em Porto Belo ( $n=42$ ) e Balneário Camboriú ( $n=13$ ) *S. magellanicus* foi a espécie dominante, padrão esperado já que essa espécie é visitante oriunda do

Tabela 4 - Número de registros de encalhes, por município (BC = Balneário Camboriú; BP = Balneário Piçarras; BV = Barra Velha; Bo = Bombinhas; CR = Governador Celso Ramos; It = Itajaí; Im = Itapema; Na = Navegantes; Pe = Penha; PB = Porto Belo), estação do ano e idade dos indivíduos (A = Adulto; J = Juvenil; I = Indeterminado).

Município	Inverno			Primavera			Verão			Outono		
	A	J	I	A	J	I	A	J	I	A	J	I
Baln. Camboriú	1	5		2	5	8	1		2	4	1	
Baln. Piçarras	2	8	1	3	10	18	3		5	3	1	1
Barra Velha	5	21	8	11	20	47	13	6	6	5	5	10
Bombinhas	2	21	12	11	9	28	11	9	5	17	17	8
Gov. Celso Ramos	3	3	2	4	3	1	3	5	1	1	4	
Itajaí	1	2	2		3	9	4	1	2	1	3	
Itapema	2	15	4	12	6	18	1	2	2		1	2
Navegantes	3	6	4	1	2	12	7	5	6	3	1	
Penha	3	12	7	12	20	33	8	9	7	5	2	1
Porto Belo	3	26	3	2	14	15	2		1		4	1
<b>Total</b>	25	119	43	58	92	189	53	37	37	39	39	23
		187			339			127			101	
<b>Percentual</b>	13,4	63,6	23,0	17,1	27,1	55,7	41,7	29,1	29,1	38,6	38,6	22,8

Tabela 5 - Número de registros de encalhes, por estado do indivíduo (vivo ou morto), por município e estação do ano.

Município	Inverno		Primavera		Verão		Outono	
	Vivo	Morto	Vivo	Morto	Vivo	Morto	Vivo	Morto
Bal. Camboriú		6		15	1	2	2	3
Bal. Piçarras	3	8	1	30	4	4	3	2
Barra Velha	2	32	12	66	12	13	3	17
Bombinhas	4	31	4	44	11	14	11	31
Gov. Celso Ramos	4	4	4	4	7	2	3	2
Itajaí	1	4		12	5	2	1	3
Itapema	1	20	5	31	3	2	2	1
Navegantes	4	9	3	12	10	8	1	3
Penha	5	17	18	47	18	6	4	4
Porto Belo	1	31	1	30	2	1		5
<b>Total</b>	<b>25</b>	<b>162</b>	<b>48</b>	<b>291</b>	<b>73</b>	<b>54</b>	<b>30</b>	<b>71</b>
<b>Percentual</b>	<b>13,4</b>	<b>86,6</b>	<b>14,1</b>	<b>85,8</b>	<b>57,5</b>	<b>42,5</b>	<b>29,7</b>	<b>70,3</b>

sul do hemisfério sul. Nos municípios de Governador Celso Ramos (n=17) e Bombinhas (n=67) destacou-se como espécie dominante *L. dominicanus* (Tabela 6).

Calculando estes mesmos índices (Shannon, Pielou e Berger-Parker) para os dez municípios avaliados, nas diferentes estações do ano, verifica-se que para o Índice de Shannon os maiores valores ocorreram na Primavera (2,31) e Outono (1,95) para o município de Barra Velha e no Inverno (1,96) e Verão (2,09) no município de Penha, por outro lado, o menor valor para este índice foi obtido para o

Tabela 6 - Valores dos Índices de Shannon, Pielou e Berger-Parker nos municípios estudados.

Município	Índice		
	Shannon	Pielou	Berger-Parker
Barra Velha	2,46	0,49	0,197
Baln. Piçarras	2,41	0,6	0,273
Penha	2,45	0,51	0,210
Navegantes	2,28	0,58	0,260
Itajaí	2,02	0,61	0,179
Baln. Camboriú	1,83	0,54	0,448
Itapema	2,05	0,49	0,354
Porto Belo	1,53	0,36	0,592
Bombinhas	1,9	0,38	0,447
Gov. Celso Ramos	1,39	0,41	0,567

período de Inverno, no município de Balneário Camboriú (Tabela 7) que neste período teve apenas uma espécie (*S. magellanicus*) entre os registros de encalhes.

Com relação ao Índice de Pielou, os maiores valores para o período de Inverno foram obtidos para o município de Navegantes (0,75), na Primavera para Itajaí (0,73), no Verão para Balneário Camboriú (1,00) e Itapema (1,00) e no Outono para os municípios de Navegantes, Itajaí, Balneário Camboriú e Itapema, todos com o valor do índice igual a 1,00 (Tabela 7), ou seja, todas as espécies registradas são igualmente abundantes. No que se refere a dominância das espécies, nos municípios, nas diferentes estações do ano, verifica-se que no Inverno o maior valor do Índice de Berger-Parker foi obtido em Itapema (0,86), na Primavera e no Verão os maiores valores deste

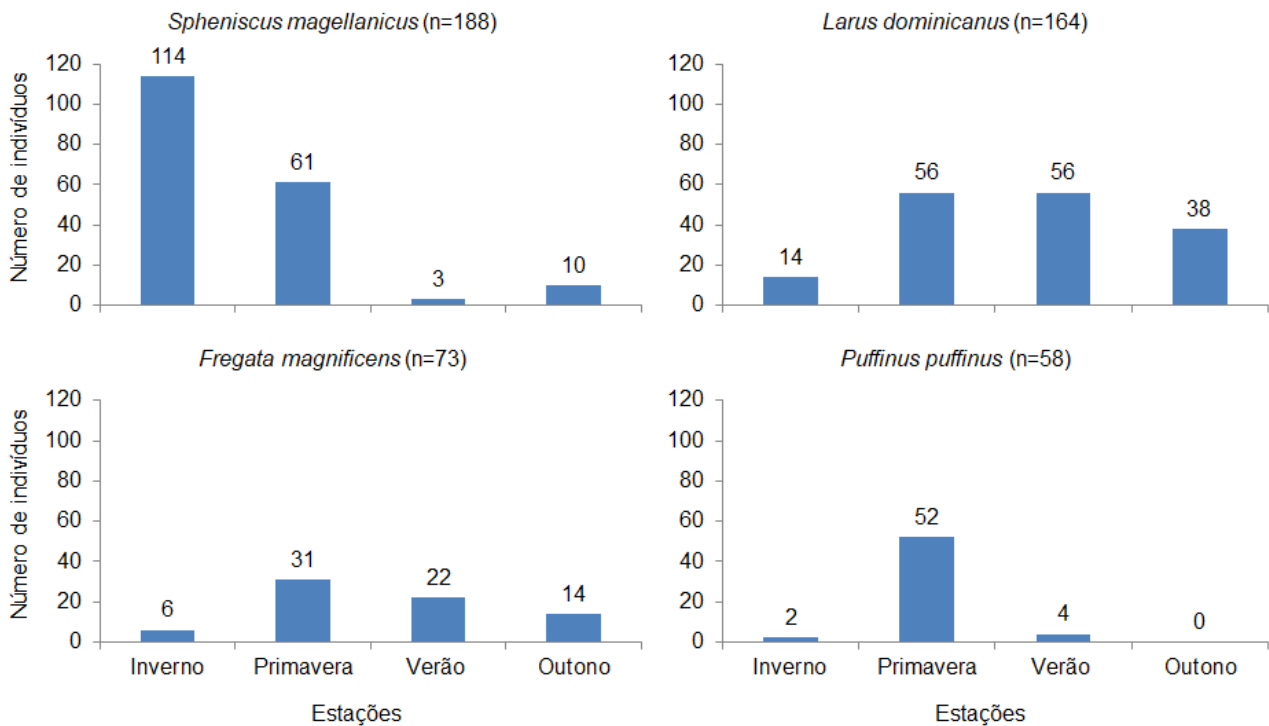


Figura 3 - Número de registros, por estação do ano, das quatro espécies com maior número de indivíduos.

Tabela 7 - Variação dos Índices de Shannon, Pielou e Berger-Parker, nos dez municípios avaliados, nas diferentes estações do ano (Inverno = Inv; Primavera = Pri; Verão = Ver; Outono = Out).

Município	Índices											
	Shannon				Pielou				Berger-Parker			
	Inv	Pri	Ver	Out	Inv	Pri	Ver	Out	Inv	Pri	Ver	Out
Barra Velha	1,60	2,31	1,57	1,95	0,45	0,53	0,49	0,65	0,53	0,24	0,32	0,30
Baln. Piçarras	1,67	2,18	1,73	0,95	0,69	0,64	0,83	0,25	0,45	0,32	0,25	0,60
Penha	1,96	2,31	2,09	1,21	0,63	0,55	0,66	0,58	0,36	0,22	0,25	0,25
Navegantes	1,93	1,64	1,38	1,39	0,75	0,61	0,48	1,00	0,31	0,33	0,56	0,25
Itajaí	1,05	1,82	1,28	1,39	0,66	0,73	0,66	1,00	0,40	0,25	0,43	0,25
Baln. Camboriú	0,00	1,67	1,10	1,61	0,00	0,62	1,00	1,00	0,00	0,33	0,33	0,20
Itapema	0,57	1,94	1,61	1,10	0,19	0,54	1,00	1,00	0,86	0,31	0,20	0,01
Porto Belo	0,68	1,69	0,64	1,05	0,20	0,49	0,58	0,66	0,84	0,42	0,67	0,40
Bombinhas	1,36	1,81	1,14	1,27	0,39	0,47	0,35	0,34	0,64	0,40	0,72	0,64
Gov. Celso Ramos	1,26	0,90	0,68	1,33	0,60	0,43	0,31	0,83	0,01	0,63	0,78	0,40

índice são de Governador Celso Ramos (0,63 e 0,78 respectivamente) e no Outono, o maior valor foi obtido no município de Bombinhas (0,64) (Tabela 7).

As espécies dominantes nestes municípios e estações do ano foram *S. magellanicus* (Inverno, Itapema, n = 18) e *L. dominicanus* (Primavera, Governador Celso Ramos, n = 5; Verão, Governador Celso Ramos, n = 7; Outono, Bombinhas, n = 27). Comparando o Índice de Shannon obtido para os municípios verifica-se que existe diferença significativa entre os valores deste índice entre as estações do ano (ANOVA,  $F = 3,5171$ ;  $p = 0,0242$ ). Aplicando o teste de Tukey aos resultados obtidos verifica-se que esta diferença é significativa apenas entre Inverno e Primavera ( $p < 0,05$ ) (Figura 4).

Por sua vez, comparando o Índice de Pielou obtido para os municípios, observa-se que não existe diferença significativa entre os valores deste índice

entre as estações do ano (Kruskal-Wallis,  $p > 0,05$ ) (Figura 5).

Finalmente, para o Índice de Berger-Parker obtido para os municípios também não existe diferença significativa entre os valores deste índice entre as estações do ano (ANOVA,  $F = 0,8606$ ;  $p > 0,05$ ) (Figura 6).

## DISCUSSÃO

Na região sul do Brasil não existem muitos trabalhos que utilizam dados de encalhes de aves aquáticas, dentre estes podemos citar Fonseca & Petry (2007), Buehler et al. (2010), Scherer et al. (2011) e Faria et al. (2014), todos realizados na Costa do Rio Grande do Sul. Por sua vez, para a região nordeste destacam-se os trabalhos de Mariani (2016) e Almeida (2015). Nestes trabalhos foram abordados aspectos relacionados a riqueza e abundância da avifauna, sua

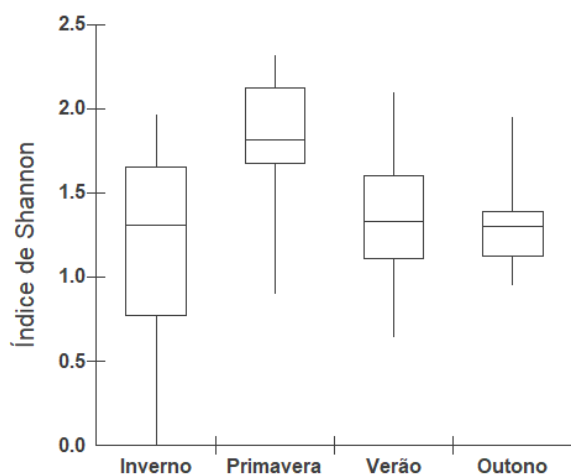


Figura 4 - Variação do Índice de Shannon nas diferentes estações do ano. As caixas indicam o primeiro e terceiro percentis (25 e 75%), o traço no centro indica a mediana e as barras indicam os valores máximo e mínimo.

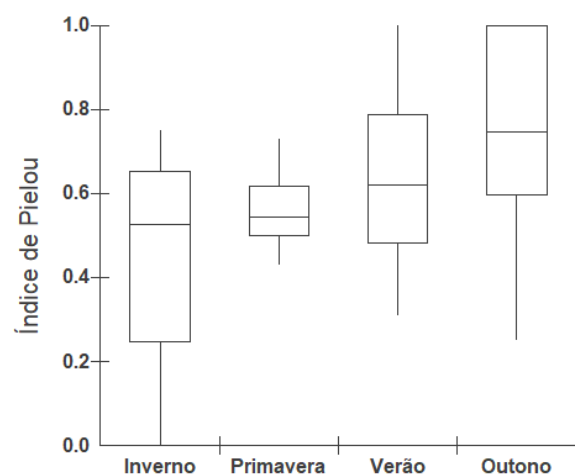


Figura 5 - Variação do Índice de Pielou nas diferentes estações do ano. As caixas indicam o primeiro e terceiro percentis (25 e 75%), o traço no centro indica a mediana e as barras indicam os valores máximo e mínimo.



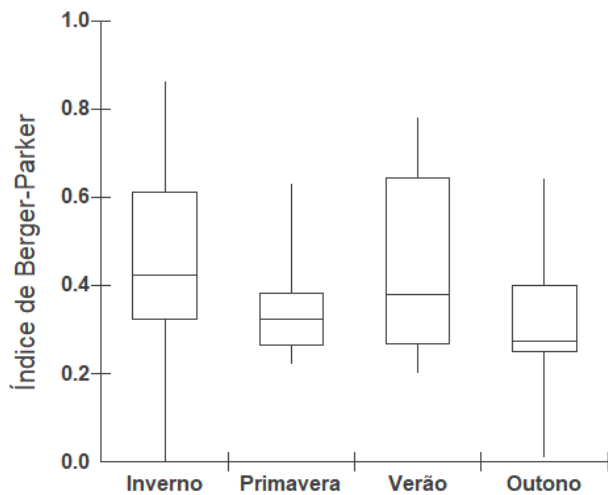


Figura 6 - Variação do Índice de Berger-Parker nas diferentes estações do ano. As caixas indicam o primeiro e terceiro percentis (25 e 75%), o traço no centro indica a mediana e as barras indicam os valores máximo e mínimo.

dieta, causas de mortalidade, estrutura etária e sexual, com maior ou menor ênfase a uma ou outra espécie, dependendo do foco da pesquisa.

No presente estudo analisamos 754 registros de aves aquáticas encalhadas no litoral centro-norte catarinense, no período de 25/08/2015 a 23/08/2016. De acordo com Epperly et al. (1996), Hart et al. (2006) e Mancini et al. (2011) o número de encalhes representa em geral entre 10 e 20% da mortalidade total. Considerando estes percentuais podemos inferir que a mortalidade total de espécies no litoral centro-norte catarinense é muito maior, variando entre 3.770 e 7.540 indivíduos no período analisado.

No período de julho de 1997 a julho de 1998, Fonseca & Petry (2007) encontraram 562 carcaças de *Fulmarus glacialisoides* (Procellariiformes: Procellariidae), no litoral do Rio Grande do Sul (RS), dos quais puderam aproveitar 42 para posterior análise do conteúdo estomacal. Esta espécie não foi registrada nos dados de encalhes que avaliamos, mesmo assim, a ordem Procellariiformes foi a que apresentou o maior número de espécies ( $n = 8$ ). Também no Rio Grande do sul, Buehler et al. (2010) avaliaram dois eventos de mortalidade de indivíduos do gênero *Calidris* (*C. canutus*, *C. fuscicollis* e *C. alba*), sendo o primeiro em abril de 1997 e o segundo em maio de 2000. Neste trabalho verificaram a possível causa morte e relações de idade, sexo e mortalidade, não encontrando diferença significativa entre a mortalidade de machos e fêmeas adultos. Em nosso estudo, para o litoral centro-norte catarinense registramos apenas três indivíduos deste gênero, com um representante de *C. fuscicollis* e dois identificados apenas até o nível de gênero. Os três registros foram de indivíduos encontrados vivos, sendo dois adultos

e um indeterminado e em nenhum dos casos foi possível identificar o sexo.

Por sua vez, Scherer et al. (2011), com dados coletados mensalmente em 1999 (junho-dezembro) e no período de outubro de 2007 a dezembro de 2010 (exceção de outubro de 2009, janeiro e abril de 2010), percorrendo uma transecção de 150 km na costa do RS, encontraram 10.009 carcaças de aves pertencentes a 53 espécies, das quais seis incluídas em alguma categoria de ameaça. Para estes autores a família Procellariidae, foi a que apresentou o maior número de espécies ( $n = 11$ ) e *Spheniscus magellanicus* foi a espécie mais abundante ( $n = 8.626$ ). Em nosso estudo, esta família também foi a que apresentou o maior número de espécies ( $n = 5$ ) e *S. magellanicus* também foi a espécie mais abundante ( $n = 188$ ), com o maior número de registros no período entre junho e novembro (92,55%) concordando com o encontrado por Scherer et al. (2011). Também nas praias da região da bacia de Campos-Espírito Santo esta espécie foi a mais abundante, com 2.775 registros em três anos de monitoramento de praias (Almeida, 2016). De acordo com Vooren & Brusque (1999) esta espécie é abundante na plataforma continental do sul do Brasil e do Uruguai durante o Inverno e uma grande quantidade aparece morta nas praias, sendo a maioria juvenis.

Para *L. dominicanus* a pesca do camarão sete barbas contribuiu significativamente com a disponibilidade de alimentos na região centro-norte de Santa Catarina (Branco, 2001), podendo justificar a abundância dessa espécie ( $n = 164$ ) na primavera/verão na área do presente estudo, bem como a plasticidade reprodutiva da espécie (Burger & Gochfeld 1980; Crawford et al., 1982; Branco et al. 2008).

Com relação das espécies de Procellariidae, visitantes sazonais oriundos do sul do continente (*D. capense*, *M. giganteus* e *P. aequinoctialis*), o maior número de registros para o litoral centro-norte catarinense foi entre os meses de maio a janeiro. Por sua vez, os representantes desta família, visitantes sazonais oriundos do hemisfério norte (*C. borealis* e *P. puffinus*) tiveram o maior número de registros entre agosto e maio, resultado similar ao encontrado por Scherer et al. (2011) no RS. No trabalho destes autores *P. puffinus* foi mais abundante em dezembro, sendo que em Santa Catarina (SC) encontramos esta espécie presente em maior número nos registros de encalhes dos meses de outubro e novembro. Por sua vez, Faria et al. (2014) encontraram um maior número de encalhes desta espécie no mês de março. Para os estados de Alagoas e Bahia, na região nordeste *P. puffinus* foi a terceira espécie em número de encalhe com 14 indivíduos, 12 desses sendo imaturos. Metade dos registros ocorreram de março a junho e os demais

entre setembro a novembro (Mariani, 2016). Ainda no nordeste, na região da Baía Sergipe-Alagoas, o maior número de registros foi de *C. borealis* (n = 906) e *P. gravis* (n = 480) (Almeida, 2016).

Do total de registros de encalhes no litoral centro-norte catarinense, 462 tiveram sua faixa etária determinada. Destes 149 eram juvenis de *S. magellanicus*. Além destes, juvenis de *T. chlororhynchos* e *T. melanophris* também foram mais abundantes que os adultos, concordando com o encontrado por Scherer et al. (2011) no RS. Com relação a *T. chlororhynchos* encontramos neste estudo para SC um total de 16 registros de encalhes entre os meses de outubro e maio e Faria et al. (2014) em trabalho realizado no RS registraram um evento raro de encalhe desta espécie com 125 indivíduos (vivos = 20 e mortos = 105).

A interpretação dos índices ecológicos (Shannon, Pielou e Berger-Parker) deve ser feita com ressalvas uma vez que os registros analisados se referem a encalhes de aves nas praias do litoral centro-norte catarinense e a maioria destes registros é de indivíduos encontrados mortos, não representando, diretamente, desta forma a riqueza, a equitabilidade e a dominância características da comunidade avifaunística aquática.

Apesar disto, podemos utilizar estes índices para comparar os registros das diferentes praias e estações do ano, como um indicativo da composição dos encalhes. Os resultados obtidos são diretamente relacionados com o local da morte e/ou eventual debilidade do animal, sendo influenciados pelos ventos e correntes marinhas, dominantes em cada local/época do ano, que direcionam as carcaças e animais debilitados para a orla.

Algumas espécies foram dominantes nos registros de encalhes, destacando-se *S. magellanicus* em Porto Belo e Balneário Camboriú e *L. dominicanus* em Governador Celso Ramos e Bombinhas. O Índice de Berger-Parker apresentou os maiores valores no Inverno e Verão (Porto Belo e Bombinhas) e na Primavera e Verão (Balneário Camboriú e Governador Celso Ramos).

## CONCLUSÃO

O monitoramento de praias é de extrema importância possibilitando um conhecimento científico e ecológico das espécies presentes, bem como a qualidade desses ambientes costeiros e marinhos.

Neste sentido, este monitoramento permite a obtenção de dados que de outra forma não seriam possíveis, tais como de espécies de interesse especial (e.g. ameaçadas de extinção, raras, endêmicas), onde é

possível verificar a sua presença em determinada região, a causa da mortalidade e dados sobre sua dieta.

Com este estudo, apresentamos um primeiro diagnóstico da avifauna aquática do litoral centro-norte catarinense, utilizando informações de registros de encalhes, caracterizando as espécies, sua distribuição na costa e alguns indicadores ecológicos.

A partir deste trabalho, sugere-se a continuidade da análise dos registros obtidos pelo Projeto de Monitoramento de Praias da Baía de Santos (PMP-BS), enfocando principalmente outros tópicos não abordados neste trabalho como dieta e causa da mortalidade, sendo esta última muitas vezes relacionada a causas de origem antrópica, como derramamentos de óleo, pesca, lixo plástico, entre outras, além de causas naturais (e.g. floração de algas, tempestades, eventos de El Niño, desnutrição) e outras não determinadas.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Projeto de Monitoramento de Praias da Baía de Santos (PMP-BS), em especial ao seu coordenador, Prof. Dr. André Silva Barreto, pelo compartilhamento dos dados de encalhes

## REFERÊNCIAS

- Almeida, B. J. M. 2015. Avifauna costeiro-marinha do litoral de Sergipe: histórico de ocorrência e interação com vazamentos de óleo. Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão. 133p.
- Barquete, V.; Bugoni, L.; Silva-Filho, R. P. & Adornes, A. C. 2006. Review of records and notes on King Penguin (*Aptenodytes patagonicus*) and Rockhopper Penguin (*Eudyptes chrysocome*) in Brazil. *Hornero* 21(1):45–48.
- Bibby, C. J. & Lloyd, C. S. 1997. Experiments to determine the fate of dead birds at sea. *Biological Conservation* 12(4):295-309.
- Borja, A. 2006. The new European Marine Strategy Directive: difficulties, opportunities, and challenges. *Marine Pollution Bulletin*. 52:239–242.
- Branco, J. O. 2001. Descartes da pesca do camarão sete-barbas como fonte de alimento para aves marinhas. *Revista Brasileira de Zoologia* 18(1):293-300.
- Branco, J. O.; Fracasso, H. A. A.; Machado, I. F.; Evangelista, C. L. & Hillesheim, J. C. 2007. Alimentação natural de (Fregatidae, Aves) nas

- Ilhas Moleques do Sul, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 15(1):73-79.
- Branco, J. O.; Júnior, S. M. A. & Achutti, M. R. N. G. 2008. Reprodução de *Larus dominicanus* (Aves, Laridae) em ambiente urbano. *Revista Brasileira de Ornitologia* 16(3):240-242.
- Buehler, D. M.; Bugoni, L.; Dorrestein, G. M.; González, P. M.; Pereira-Jr, J.; Proença, L.; Serrano, I. L.; Baker, A. J.; & Piersma, T. 2010. Local mortality events in migrating sandpipers (*Calidris*) at a staging site in southern Brazil. *Wader Study Group Bulletin* 117(3): 150–156.
- Bugoni, L.; Sander, M. & Costa, E. S. 2007: Effects of the first southern Atlantic hurricane on Atlantic petrels (*Pterodroma incerta*). *The Wilson Journal of Ornithology*, 119(4), 725-729.
- Burger, J. & Gochfeld, M. 1980. Colony and habitat selection of six Kelp Gull *Larus dominicanus* colonies in South Africa. *Ibis*, 123:298-310.
- Camphuysen, C. J.; Berrevoets, C. M.; Cremers, H. J. W. M.; Dekinga, A.; Dekker, R.; Ens, B. J.; van der Have, T. M.; Kats, R. K. H.; Kuiken, T.; Leopold, M. F.; van der Meer, J. & Piersma, T. 2002. Mass mortality of common eiders (*Somateria mollissima*) in the Dutch Wadden Sea, winter 1999/2000: starvation in a commercially exploited wetland of international importance. *Biological Conservation* 106:303–317.
- Ceccarelli, D. M. 2009. Impacts of Plastic Debris on Australian Marine Wildlife. Final report. C&R Consulting for the Department of the Environment, Water, Heritage and the Arts. 83p.
- Coulson, J. C.; Potts, G. R.; Deans, I. R. & Fraser, S. M. 1968. Mortality of shags and other sea birds caused by paralytic shellfish poisoning. *Nature* 220:23–24.
- Crawford, R. J. M.; Cooper, J. & Shuldon, E. P. A. 1982. Distribution, population size, breeding and conservation of on estuary. *Ornis Scandinavica* 16(1):245-252.
- Croxall, J. P. & Prince, P. A. 1996. Cephalopods as prey. I. Seabirds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 351:1023-1043.
- Day, R. W. & Quinn, G. P. 1989. Comparisons of treatments after analysis of variance in ecology. *Ecological Monographs* 59:433–463.
- Emslie, S. D. & Morgan, G. S. 1994. A Catastrophic Death Assemblage and Paleoclimatic Implications of Pliocene Seabirds of Florida. *Science* 264(5159):684-5.
- Epperly, S. P.; Braun, J.; Chester, A. J.; Cross, F. A.; Merriner, J. V.; Tester, P. A. & Churchill, J. H. 1996. Beach strandings as an indicator of at-sea mortality of sea turtles. *Bulletin of Marine Science* 59 (2): 289–297.
- Faria, F. A.; Burgueño, L. E. T.; Weber, F. S.; Souza, F. J. & Bugoni, L. 2014. Unusual Mass Stranding of Atlantic Yellow-nosed Albatross (*Thalassarche chlororhynchos*), Petrels and Shearwaters in Southern Brazil. *Waterbirds* 37(4):446-450.
- Finkelstein, M.; Bakker, V.; Doak, D. F.; Sullivan, B.; Lewison, R.; Satterthwaite, W. H.; McIntyre, P. B.; Wolf, S.; Priddel, D.; Arnold, J. M.; Henry, R. W.; Sievert, P. & Croxall, J. 2008. Evaluating the potential effectiveness of compensatory mitigation strategies for marine bycatch. *PLoS ONE* 3(6): e2480.
- Findlay, K. P.; Best, P. B.; Ross, G. J. B. & Cockcroft, V. G. 1992. The distribution of small odontocete cetaceans off the coasts of South Africa and Namibia. *South African Journal of Marine Science* 12(1): 237-270.
- Fisch, F. & Port, D. 2013. New stranding record of *Ziphius cavirostris* (Cuvier, 1823) (Cetacea: Ziphiidae) at Trindade Island, Brazil. *Revista Eletrônica de Biologia* 6(3):286-291.
- Floren, H. P. & Shugart, G. W. 2017. Plastic in Cassin's Auklets (*Ptychoramphus aleuticus*) from the 2014 stranding on the Northeast Pacific Coast. *Marine Pollution Bulletin* 117 (2017) 496–498.
- Fonseca, V. S. S. & Petry, M. V. 2007. Evidence of food items used by *Fulmarus glacialis* (Smith 1840) (Procellariiformes: Procellariidae) in Southern Brazil. *Polar Biology* 30:317–320.
- Fracasso, H. A. A.; Branco, J. O. & Barbieri, E. 2011. A comparison of foraging between the South American and Cabot's Tern in southern Brazil. *Biota Neotrop.* 11(4):<http://www.biotaneotropica.org.br/v11n3/en/abstract?article+bn03011032011>.
- Furness, R. W. & Camphuysen, C. J. 1997. Seabirds as monitors of the marine environment. *ICES Journal of Marine Science* 54:726- 737.
- Gandini, P.; Boersma, P. D.; Frere, E.; Gandini, M.; Holik, T. & Lichtschein, V. 1994. Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) affected by chronic petroleum pollution along coast of Chubut, Argentina. *Auk* 111:20-27.
- Garshelis, D. L. 1997. Sea Otter Mortality Estimated from Carcasses Collected after the Exxon Valdez Oil Spill. *Conservation Biology* 11(4):905-916.
- Geraci, J. R.; Anderson, D. M.; Timperi, R. J.; Aubin, D. J. S.; Early, G. A.; Prescott, J. H. & Mayo, C. A. 1989. Humpback Whales (*Megaptera novaeangliae*) fatally poisoned by Dinoflagellate toxin. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46(11):1895-1898.

- Geraci, J. R. & Lounsbury, V. J. 1993. Marine Mammals Ashore: A field guide for strandings. Texas A&M University Sea Grant College Program. 344p.
- Hall, K.; Macleod, C. D.; Mandeleberg, L.; Schweder-Goad, C. M.; Bannon, S. M. & Pierce, G. J. 2010. Do abundance–occupancy relationships exist in cetaceans? *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 90:1571–1581.
- Haman, K.; Norton, T. M.; Ronconi, R. A.; Nemeth, N. M.; Thomas, A. C.; Courchesne, S. J.; Segars, A. & Keel, M. K. 2013. Great shearwater (*Puffinus gravis*) mortality events along the eastern coast of the United States. *Journal of Wildlife Diseases* 49:235-245.
- Hamel, N. J.; Burger, A. E.; Charleton, K.; Davidson, P.; Lee, S.; Bertram, D. F. & Parrish, J. K. 2009. Bycatch and beached birds: assessing mortality impacts in coastal net fisheries using marine bird strandings. *Marine Ornithology* 37:41–60.
- Hart, K. M.; Mooreside, P. & Crowder, L. B. 2006. Interpreting the spatio-temporal patterns of sea turtle strandings: going with the flow. *Biological Conservation* 129:283–290.
- Hlady, D. A. & Burger, A. E. 1993. Drift-Block Experiments to Analyse the Mortality of Oiled Seabirds off Vancouver Island, British Columbia. *Marine Pollution Bulletin* 26(9):495-501.
- Hunter, J. & Banks, J. 1787. Observations on the Structure and Oeconomy of Whales. By John Hunter, Esq. F. R. S.; Communicated by Sir Joseph Banks, Bart. P. R. S. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 77:371-450.
- Jessup, D. A.; Miller, M. A.; Ryan, J. P.; Nevins, H. M.; Kerkering, H. A.; Mekebri, A.; Crane, D. B.; Johnson, T. A. & Kudela, R. M. 2009. Mass Stranding of Marine Birds Caused by a Surfactant-Producing Red Tide. *PLoS ONE* 4(2):e4550.
- Kinsky, F. C. 1968. Unusual sea-bird mortality in southern North Island, April 1968. *Notornis* 15:143-55.
- Kirkwood, J. K.; Bennet, P. M.; Jepson, P. D.; Kuiken, T.; Simpson, V. R. & Baker, J. R. 1997. Entanglement in fishing gear and other causes of death in cetaceans stranded on the coasts of England and Wales. *Veterinary Record* 141:94–98.
- Koch, V.; Peckham, H.; Mancini, A. & Eguchi, T. 2013. Estimating At-Sea Mortality of Marine Turtles from Stranding Frequencies and Drifter Experiments. *PLoS ONE* 8(2):e56776.
- Learn, J. R. 2016. El Nino Likely Culprit for Thousands of Dead Alaska Seabirds. *The Wildlife Society*. Disponível em < <http://wildlife.org/el-nino-likely-culprit-for-thousands-of-dead-alaska-seabirds/> > Acessado em 30 outubro 2017.
- Maldini, D.; Mazzuca, L. & Atkinson, S. 2005. Odontocete Stranding Patterns in the Main Hawaiian Islands (1937–2002): How Do They Compare with Live Animal Surveys? *Pacific Science*, 59(1):55-67.
- Mancini, A.; Koch, V.; Seminoff, J. A. & Madon, B. 2011. Small-scale gill-net fisheries cause massive green turtle *Chelonia mydas* mortality in Baja California Sur, Mexico. *Oryx* 46(1):69–77.
- Mariani, D. B. 2016. Causas de encalhes de aves marinhas no nordeste do Brasil. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Veterinária da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE). Recife. 85p.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2014. Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014. Espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção. *Diário Oficial da União, Seção 1*, 18 de dezembro de 2014. 6p.
- Peltier, H. & Ridoux, V. 2015. Marine megavertebrates adrift: A framework for the interpretation of stranding data in perspective of the European Marine Strategy Framework Directive and other regional agreements. *Environmental Science & Policy* 54:240–247.
- Peltier, H.; Dabin, W.; Daniel, P.; Van Canneyt, O.; Dorémus, G.; Huon, M. & Ridoux, V. 2012. The significance of stranding data as indicators of cetacean populations at sea: Modelling the drift of cetacean carcasses. *Ecological Indicators* 18:278–290.
- Peltier, H.; Baagoe, H. J.; Camphuysen, K. C. J.; Czeck, R.; Dabin, W.; Daniel, P.; Deaville, R.; Haelters, J.; Jauniaux, T.; Jensen, L. F.; Jepson, P. D.; Keiji, G. O.; Siebert, U.; Van Canneyt, O. & Ridoux, V. 2013. The Stranding Anomaly as Population Indicator: The Case of Harbour Porpoise *Phocoena phocoena* in North-Western Europe. *PLoS ONE* 8(4):e62180.
- Petrobras. 2016. Gerenciamento e Execução do Projeto de Monitoramento de Praias da Bacia de Santos – Fase 1. Relatório Técnico Anual. Petrobras - Universidade do Vale do Itajaí – UNIVALI. 136P.
- Petry, M. V.; Scherer, J. F. M. & Scherer, A. L. 2012. Ocorrência, alimentação e impactos antrópicos de aves marinhas nas praias do litoral do Rio Grande do Sul, sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 20(1), 65-70.
- Piacentini, V. Q.; Aleixo, A.; Agne, C. E.; Mauricio, G. N.; Pacheco, J. F.; Bravo, G. A.; Brito, G. R. R.; Naka, L. N.; Olmos, F.; Posso, S.; Silveira, L. F.; Betini, G. S.; Carrano, E.; Franz, I.; Lees, A. C.; Lima, L. M.; Pioli, D.; Schunck, F.; Amaral, F. R.; Bencke, G. A.; Cohn-Haft, M.; Figueiredo, L. F.



- A.; Straube, F. C. & Cesari, E. 2015. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee. *Revista Brasileira de Ornitologia* 23(2):91-298.
- Plotkin, P. T.; Wicksten, M. K. & Amos, A. F. 1993. Feeding ecology of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* in the Northwestern Gulf of Mexico. *Marine Biology* 115:1-15.
- PMP-BS. 2016. Projeto de Monitoramento de Praias da Bacia de Santos. PETROBRAS/UNIVALI. Disponível em <<http://pmp.acad.univali.br/>> Acessado em 3 setembro 2016.
- Poli, C.; Lopez, L. C. S.; Mesquita, D. O.; Saska, C. & Mascarenhas, R. 2014. Patterns and inferred processes associated with sea turtle strandings in Paraíba State, Northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 74(2):283-289.
- Prince, P. & Morgan, R. A. 1987. Diet and feeding ecology of Procellariiformes. In: Croxall, J. P. (Ed.). *Seabirds: feeding ecology and role in marine ecosystems*. Cambridge: Cambridge University Press. pp. 135–171.
- Pyenson, N. D. 2010. Carcasses on the coastline: measuring the ecological fidelity of the cetacean stranding record in the eastern North Pacific Ocean. *Paleobiology* 36(3):453–480.
- Pyenson, N. D. 2011. The high fidelity of the cetacean stranding record: insights into measuring diversity by integrating taphonomy and macroecology. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 278:3608–3616.
- Reyes, J. C.; Mead, J. G. & Van Waerebeek, K. 1991. A new species of beaked whale *Mesoplodon peruvianus* sp. n. (Cetacea: Ziphiidae) from Peru. *Marine Mammal Science* 7:1-24.
- Ryan, P. G.; Avery, G.; Rose, B.; Ross, G. J. B.; Sinclair, J. C. & Vernon, C. J. 1989. The southern ocean seabird irruption to South African waters during winter 1984. *Cormorant* 17:41-55.
- Santos, M. C. O.; Acuña, L.B. & Rosso, S. 2001. Insights on site fidelity and calving intervals of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association* 81:1049-1052.
- Scherer, J. F. M.; Scherer, A. L. & Petry, M. V. 2011. Ocorrência de carcaças de aves marinhas no litoral do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 19(4):505-513.
- Spitz, J.; Rousseau, Y. & Ridoux, V. 2006. Diet overlap between harbour porpoise and bottlenose dolphin: an argument in favour of interference competition for food? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 70:259-270.
- Sullivan, B. J.; Reid, T. A. & Bugoni, L. 2006. Seabird mortality on factory trawlers in the Falkland Islands: and beyond? *Biological Conservation* 131:495-504.
- Thompson, F. N.; Berkenbusch, K. & Abraham, E. R. 2013. Marine mammal bycatch in New Zealand trawl fisheries, 1995–96 to 2010–11. *New Zealand Aquatic Environment and Biodiversity Report No. 105*. 77p.
- Tomás, J.; Gozalbes, P.; Raga, J. A. & Godley, B. J. 2008. Bycatch of loggerhead sea turtles: insights from 14 years of strandings data. *Endangered Species Research* 5:161–169.
- Troisi, G.; Barton, S. & Bexton, S. 2016. Impacts of oil spills on seabirds: Unsustainable impacts of non-renewable energy. *International Journal of Hydrogen Energy* 41:16549-16555.
- Vooren, C. M. & Brusque, L. F. 1999. As aves do ambiente costeiro do Brasil: biodiversidade e conservação. Fundação Universidade Federal de Rio Grande, Departamento de Oceanografia, Laboratório de Elasmobrânquios e Aves Marinhas. Rio Grande/RS. 58p.
- Wilcox, C. & Donlan, C. J. 2007. Compensatory mitigation as a solution to fisheries bycatch-biodiversity conservation conflicts. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5:325–331.
- Williams, R.; Gero, S.; Bejder, L.; Calambokidis, J.; Kraus, S. D.; Lusseau, D.; Read, A. J. & Robbins, J. 2011. Underestimating the damage: interpreting cetacean carcass recoveries in the context of the Deepwater Horizon/BP incident. *Conservation Letters* 4:228–233.
- Zampoukas, N.; Piha, H.; Bigagli, E.; Hoepffner, N.; Hanke, G. & Cardoso, A. C. 2013. Marine monitoring in the European Union: How to fulfill the requirements for the marine strategy framework directive in an efficient and integrated way. *Marine Policy* 39:349-351.
- Zar, J. H. 2010. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, USA. 944p.