

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
UNIVERSIDADE ESTADUAL DO RIO GRANDE DO SUL
CIÊNCIAS BIOLÓGICAS – ÊNFASE BIOLOGIA MARINHA E COSTEIRA

AMANDA SCHWARZBOLD SALVIANO

**DETERMINANTES DA PROBABILIDADE DE PERSISTÊNCIA E DETECÇÃO DE
CARÇAÇAS DE TARTARUGAS MARINHAS EM SISTEMAS DE PRAIAS
ARENOSAS**

IMBÉ

2019

AMANDA SCHWARZBOLD SALVIANO

**DETERMINANTES DA PROBABILIDADE DE PERSISTÊNCIA E DETECÇÃO DE
CARCAÇAS DE TARTARUGAS MARINHAS EM SISTEMAS DE PRAIAS
ARENOSAS**

Trabalho de conclusão de curso apresentado como requisito parcial para obtenção de título de Bacharel em Ciências Biológicas com ênfase em Biologia Marinha e Costeira pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul em convênio com a Universidade Estadual do Rio Grande do Sul.

Orientador: Prof. Dr. Murilo Guimarães
Rodrigues

Orientador: Me. Maurício Tavares

IMBÉ

2019

CIP - Catalogação na Publicação

Salviano, Amanda Schwarzbold
DETERMINANTES DA PROBABILIDADE DE PERSISTÊNCIA E
DETECÇÃO DE CARCAÇAS DE TARTARUGAS MARINHAS EM
SISTEMAS DE PRAIAS ARENOSAS / Amanda Schwarzbold
Salviano. -- 2019.
32 f.
Orientador: Murilo Guimarães.

Coorientador: Maurício Tavares.

Trabalho de conclusão de curso (Graduação) --
Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto
de Biociências, Curso de Ciências Biológicas: Biologia
Marinha e Costeira, Porto Alegre, BR-RS, 2019.

1. Encalhes. 2. Monitoramento de praia. 3.
Tartarugas marinhas. I. Guimarães, Murilo, orient.
II. Tavares, Maurício, coorient. III. Título.

AMANDA SCHWARZBOLD SALVIANO

**DETERMINANTES DA PROBABILIDADE DE PERSISTÊNCIA E DETECÇÃO DE
CARCAÇAS DE TARTARUGAS MARINHAS EM SISTEMAS DE PRAIAS
ARENOSAS**

Trabalho de conclusão de curso apresentado como requisito parcial para obtenção de título de Bacharel em Ciências Biológicas com ênfase em Biologia Marinha e Costeira pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul em convênio com a Universidade Estadual do Rio Grande do Sul.

Aprovado em: /..... /.....

BANCA EXAMINADORA:

Danielle da Silveira Monteiro
Universidade Federal do Rio Grande - FURG

Salvatore Siciliano
Fundação Oswaldo Cruz - FIOCRUZ

IMBÉ

2019

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus orientadores, Murilo e Maurício, pela orientação impecável e toda a atenção dedicada.

À minha família por sempre me apoiarem a percorrer meus sonhos e objetivos, inclusive o de ser bióloga marinha. Especialmente ao meu avô, Albano, que sempre será a minha maior inspiração de biólogo e ser humano.

À Biomar que me presenteou com amigos maravilhosos durante todo o percurso. Especialmente, Keila, Kevin, Carol, Léo e Dani. A trajetória só foi completa pelas grandes amizades.

Agradeço ao Rushell por dividir essa estrada comigo, por ser meu melhor amigo e namorado, por me apoiar e me ajudar sempre.

A todos os meus chefes e orientadores do CECLIMAR que somaram em meu conhecimento nos estágios realizados.

Ao Projeto TAMAR de Ubatuba por ter me agregado tanta experiência com as tartarugas marinhas ao longo de dois intensos meses, especialmente ao pessoal do alojamento pelas grandes amizades.

E por fim, às tartarugas marinhas por sempre terem sido minha paixão e foco de estudo. Através delas aprendi a falar com o público e fazer educação ambiental, descobri o que mais gosto de fazer.

A todos que tiveram algum envolvimento com este trabalho e na minha trajetória, muito obrigada!!

Um dia é preciso parar de sonhar e, de algum modo, partir.

- Amyr Klink

RESUMO

A contagem do número de encalhes de animais nas praias pode fornecer dados importantes sobre tamanhos populacionais e mortalidade das espécies, porém diversos fatores podem subestimar estas contagens. Por meio de modelos de marcação-recaptura, este trabalho avaliou a influência de fatores ambientais, tais como a direção e velocidade do vento, temperatura do ambiente, estado de decomposição e remoção de carcaças de tartarugas marinhas na faixa de praia sobre a detecção e a persistência de carcaças de tartarugas marinhas encontradas encalhadas em monitoramentos de praia. As espécies estudadas, tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*) e tartaruga-verde (*Chelonia mydas*), são frequentemente encontradas mortas nas praias do litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. Ao longo do ano de 2017, foram encontradas 464 carcaças de *C. caretta*, onde o tempo de persistência variou de 12 a 132 dias e 186 carcaças de *C. mydas*, onde o tempo de persistência variou de 12 a 43 dias. *Caretta caretta* apresentou 75 recapturas ao longo do ano e *C. mydas* 26 recapturas. A velocidade e a direção do vento influenciaram a detecção e a persistência das carcaças de *C. caretta*. A remoção das carcaças na praia no período do verão também influenciou a detecção e persistência de ambas as espécies estudadas. Os fatores que influenciam a permanência de carcaças de tartarugas no sistema e a detecção por parte dos observadores ainda não são bem compreendidos, e podem ser de grande importância para programas de monitoramentos, fornecendo informações úteis para estimativas populacionais.

Palavras-chave: Encalhes. Monitoramento de praia. Tartarugas marinhas. Persistência.

ABSTRACT

Information on ecology of marine animals may rely on counting the number of strandings, since such data may provide information on species demography and dynamics. However, many factors may affect counts of dead animals, underestimating the number of carcasses found. Here mark-recapture models were applied to evaluate the influence of environmental factors, such as wind direction and speed, temperature and carcass removal on carcass persistence and detectability of sea turtles. The study took place in Rio Grande do Sul, southern Brazil, where the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) and the green sea turtle (*Chelonia mydas*) are frequently found dead on the beaches of the north coast of Rio Grande do Sul. Open population models were used to estimate population parameters based on 464 carcasses of *C. caretta*, where the persistence time varied from 12 to 132 days and 186 carcasses of *C. mydas*, where the persistence time varied from 12 to 43 days found during the year of 2017. Seventy-five carcasses of *Caretta caretta* and 26 carcasses of *C. mydas* were recaptured during the year, respectively. Wind direction and speed influenced detection and persistence of *C. caretta* carcasses. Carcass removal on the beach during summer season also influenced detection and persistence of both studied species. Factors influencing turtle's carcass permanence at the beaches and observer's detection should be more explored, since it can be of great importance for monitoring programs, providing useful information for population estimates.

Key words: Strandings. Beach monitoring. Sea turtle. Persistence.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 MATERIAL E MÉTODOS	3
2.1 ÁREA DE ESTUDO E COLETA DE DADOS	3
2.2 VARIÁVEIS MENSURADAS	6
2.3 ANÁLISES ESTATÍSTICAS	7
3 RESULTADOS	9
3.1 CARETTA CARETTA	9
3.1.1 Persistência	10
3.1.2 Recaptura	11
3.1.3 Transição de estados de decomposição	12
3.2 CHELONIA MYDAS	14
3.2.1 Persistência	15
3.2.2 Recaptura	16
4 DISCUSSÃO	17
5 CONCLUSÃO	20
REFERÊNCIAS	21

1 INTRODUÇÃO

Durante as últimas décadas temos testemunhado o rápido incremento das taxas de perda de espécies (WWF, 2019). As crescentes ameaças à biodiversidade impõem a necessidade urgente de estudos, conservação e programas de monitoramento de espécies, com o objetivo de compreender as causas que geram os declínios populacionais, além da implementação de medidas mitigadoras. Neste sentido, programas de monitoramento de longo prazo são estratégias importantes de avaliação temporal de espécies, que pode ocorrer por meio de contagens de indivíduos observados em campo (ALMEIDA, 2014). Estudos sobre ecologia de estradas e impactos sobre a fauna frequentemente empregam contagens de animais atropelados para estimar o número de indivíduos removidos por atropelamentos (CBEE, 2019). O mesmo se faz para a estimativa de tamanhos populacionais de tartarugas marinhas e a proporção de animais mortos é geralmente estimada por meio da contagem do número de indivíduos encontrados mortos nas praias (ALAVA *et al.*, 2005; CASALE *et al.*, 2010; MORIYA, 2010; VELÉZ-RUBIO *et al.*, 2013). Para as tartarugas marinhas, os dados coletados em monitoramentos de praia de longo prazo conferem importantes informações biológicas para a conservação e manejo das espécies, como, por exemplo, padrões temporais e espaciais de ocorrência e mortalidade, classe etária e dieta (ECKERT, 1999).

A sobrevivência de tartarugas marinhas é ameaçada por fatores como doenças, ingestão de resíduos sólidos, colisão com embarcações e interação com atividades pesqueiras (BUGONI *et al.*, 2001; SALES *et al.*, 2008; KOTAS *et al.*, 2004; BARROS, 2007; LIMA & MELO, 2007, RIZZI *et al.*, 2019). Na região sul do Brasil, especificamente no litoral do Rio Grande do Sul (RS), houve aumento expressivo do número de encalhes de tartarugas marinhas entre 1994 a 2015 (LUZ, 2016) e também no Uruguai, entre 1999 e 2010 (VELÉZ-RUBIO *et al.*, 2013). Cinco das sete espécies de tartarugas marinhas existentes no mundo ocorrem no Brasil e no RS, incluindo: tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*), tartaruga-verde (*Chelonia mydas*), tartaruga-oliva (*Lepidochelys olivacea*), tartaruga-de-pente (*Eretmochelys imbricata*) e tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*) (MARCOVALDI & MARCOVALDI, 1999); e todas estão classificadas em categorias de ameaça no Brasil (MMA, 2014) e no mundo (IUCN, 2019).

Embora os dados sobre encalhes e mortalidade sejam uma fonte muito importante de informações para o monitoramento das espécies de tartarugas marinhas, sabe-se que tais números podem ser subestimados. O número real de exemplares mortos pode ser muito

superior ao de carcaças encontradas em praias (EPPERLY *et al.*, 1996; HART *et al.*, 2006). No litoral norte do RS, por exemplo, os monitoramentos de praia são realizados semanalmente, sendo que as carcaças podem ser removidas por diversas razões, tais como: a limpeza regular das praias realizada pelas prefeituras locais, a ação da maré e, ainda, a atividade de organismos decompositores. Além disso, outros fatores podem influenciar as estimativas e o monitoramento. Por exemplo, o número de encalhes de tartarugas-cabeçudas tem aumentado, no entanto ainda é incerto se pode ser devido aos esforços de proteção ao redor do mundo em áreas de desovas, e consequente aumento do tamanho populacional, como no Brasil (MARCOVALDI & CHALOUPKA, 2007), ou ocorrer devido ao aumento dos impactos antrópicos, como as capturas acidentais em artes de pesca (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1990; ORAVETZ, 1999; MARCOVALDI *et al.* 2002).

De todo modo, a contagem do número de encalhes de carcaças nas praias fornece informações importantes sobre tamanhos populacionais e mortalidade das espécies, sendo bastante utilizadas por grupos de pesquisa em todo o mundo para compreender aspectos da distribuição e mortalidade das espécies (CHALOUPKA *et al.*, 2008; VÉLEZ-RUBIO *et al.*, 2013). No entanto, diferentes fatores podem influenciar tais contagens, incluindo o tempo de decomposição das carcaças, a presença de rapinantes, além dos efeitos das marés, ventos e temperatura (BODKIN & JAMESON, 1991; VAN PELT & PIATT, 1995). Todos estes efeitos podem enviesar o número de carcaças encontradas, afetando diretamente as estimativas de tamanho populacional, devido aos erros oriundos do processo amostral. Estimativas de detectabilidade de carcaças em estradas variam conforme o tamanho das espécies, onde organismos pequenos como aves e anfíbios são menos avistados do que os de maior porte, como mamíferos e répteis (HELS & BUCHWALD, 2001; SLATER, 2002; LANGEN *et al.*, 2007; TEIXEIRA, 2013), indicando que os observadores nem sempre encontram as carcaças, mesmo que elas estejam presentes. A probabilidade de detecção imperfeita de animais é uma característica comum aos estudos de campo e pode variar com diversos fatores, incluindo variações climáticas, esforço amostral e características das espécies (VAN PELT & PIATT, 1995, WARD, 2004, TEIXEIRA, 2013). Em sistemas de praias arenosas, pouco se sabe sobre a influência do erro amostral sobre o encontro de carcaças de tartarugas e, por conseguinte, o impacto sobre as estimativas de animais mortos.

O litoral do Rio Grande do Sul caracteriza-se por uma faixa contínua de praias arenosas de baixo declive, com sedimento de granulação fina, compreendendo cerca de 620km de extensão, que é interrompida apenas por quatro barras que permitem a comunicação do oceano com os

corpos de água doce (RAMBO, 1994). Estas características tornam o litoral do RS um local ímpar para a realização de estudos de monitoramentos de praia de longo prazo, pois é ainda utilizado como área de alimentação tanto na região nerítica, quanto na oceânica (MONTEIRO, 2004) por três das cinco espécies de tartarugas marinhas com ocorrência no Brasil, sendo elas a tartaruga-cabeçuda, a tartaruga-verde e a tartaruga-de-couro. As outras duas espécies, a tartaruga-de-pente e a tartaruga-oliva, mostram poucos registros para a região (TRIGO, 2000; DA SILVA, 2006; MONTEIRO *et al.*, 2016). A espécie *C. caretta* é a mais frequente do litoral norte do RS com 52% dos encalhes e 74,4 cm de comprimento curvilíneo de carapaça (CCC) enquanto que *C. mydas* é a segunda espécie mais frequente, com 40% dos encalhes e 38,7 cm de CCC (LUZ, 2016). Os registros de ambas as espécies são mais frequentes na primavera e verão (LUZ, 2016).

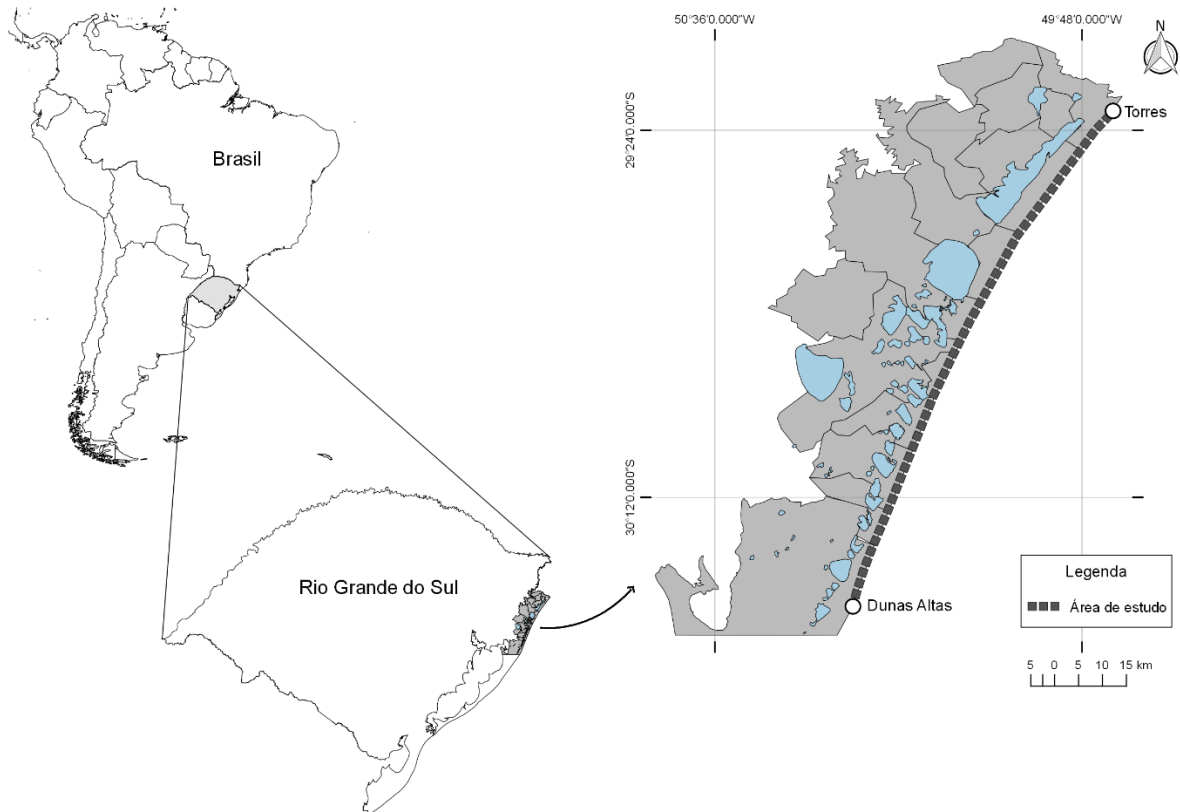
Em decorrência das incertezas que envolvem a detecção e a persistência de carcaças de tartarugas marinhas nas praias, e a importância destas características para as contagens de carcaças realizadas por equipes de monitoramento, o objetivo do presente trabalho é avaliar o efeito de fatores bióticos e abióticos sobre a probabilidade de persistência e detecção de carcaças de tartarugas marinhas no litoral norte do RS.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO E COLETA DE DADOS

A obtenção dos dados ocorreu no litoral norte e parte do litoral meio-leste do Rio Grande do Sul (Fig. 1), entre as localidades de Itapeva, município de Torres (29,359097°S; 49,735903°W), e Dunas Altas, município de Palmares do Sul (30,399874°S; 50,288978°W), em uma área total de 130 km de extensão contínua de praia, com largura de faixa de areia variando entre 30 e 100 metros, desde o infralitoral até o supralitoral (TOMAZELLI, 1992).

Figura 1 – Litoral Norte e parte do Litoral Meio-Leste do Rio Grande do Sul, Brasil. Pontos tracejados correspondem ao trecho percorrido entre o Balneário de Dunas Altas, no município de Palmares do Sul e a Praia de Fora, Itapeva, no município de Torres.



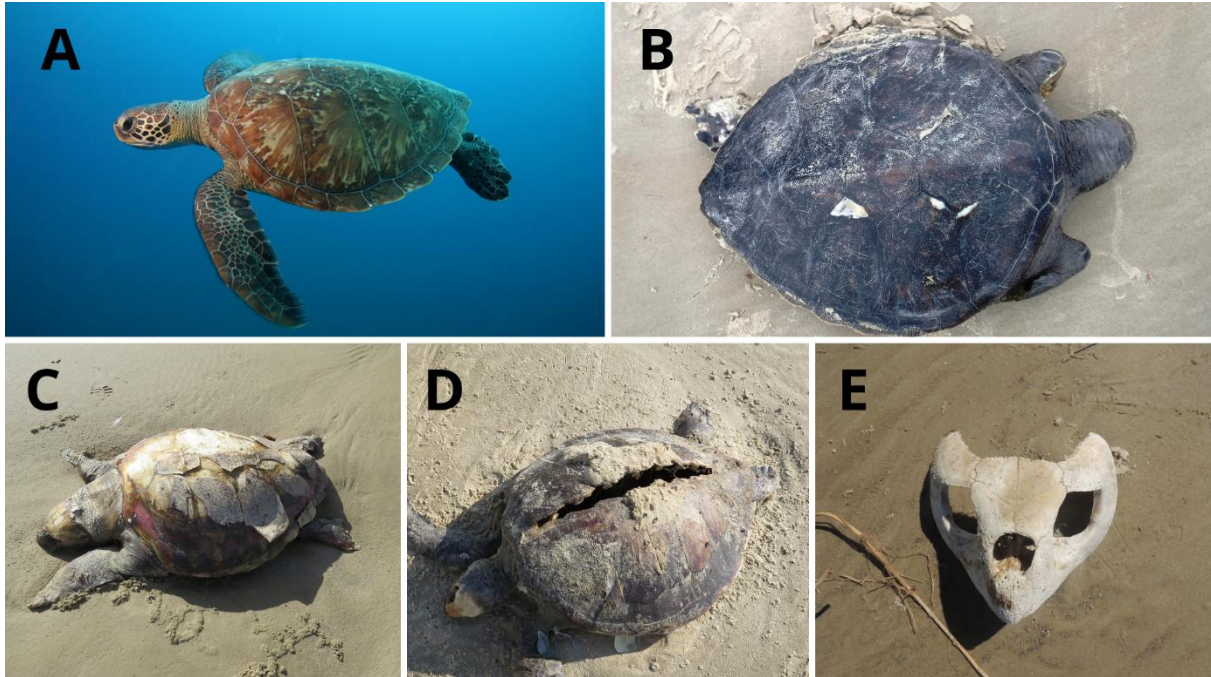
Fonte: Autora (2019)

Os monitoramentos de praias utilizados neste trabalho foram realizados, semanalmente, pelo Centro de Estudos Costeiros, Limnológicos e Marinhos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (CECLIMAR/UFRGS), durante todos os meses do ano de 2017, percorrendo a faixa praiana com um veículo oficial 4x4 a uma velocidade média de 40km/h e com três observadores dedicados ao esforço de visualização de carcaças de *C. caretta* e *C. mydas*. A área de estudo foi subdividida em duas áreas, uma ao norte do estuário da Laguna Tramandaí, entre Imbé e Torres, e outra ao sul do estuário, entre Tramandaí e Dunas Altas. A área norte foi amostrada nas semanas ímpares, ao passo que a área sul foi amostrada nas semanas pares. Logo, um mesmo ponto amostral foi visitado regularmente com um intervalo de 15 dias.

Cada carcaça de tartaruga encontrada foi geolocalizada no trecho percorrido, identificada ao nível taxonômico específico, registrada fotograficamente e marcada com tinta spray. Além disso, mediu-se o comprimento de carapaça de cada indivíduo e todas as carcaças foram classificadas quanto ao estágio de decomposição em todas as ocasiões. Os monitoramentos iniciavam às 8h00 da manhã fora do período de verão, e a partir das 5h30min no verão (dezembro, janeiro e fevereiro), devido à inviabilidade do carro percorrer a faixa de praia no período de veraneio e limpeza constante das praias, que removia todas as carcaças que encalhavam nas áreas urbanizadas. A classificação quanto ao estágio de decomposição das carcaças de tartarugas marinhas foi adaptada do protocolo amplamente utilizado para mamíferos marinhos (Geraci & Lounsbury, 2005), onde varia de um a cinco (G1 a G5; Fig. 2), de acordo com as seguintes características:

1. Animais vivos.
2. Carcaças frescas, podendo estar em *rigor mortis* ou não, apresentando pouco ou nenhum odor, com tecidos muscular e adiposo firmes.
3. Carcaça apresentando evidente inchaço, com órgãos ainda intactos, odor moderado e podendo apresentar algumas placas dérmicas soltas.
4. Estágio de decomposição avançado, apresentando odor forte, músculos e vísceras disformes ou quase liquefeitos, e danos graves à carcaça, podendo estar aberta em vários pontos.
5. Animal mumificado ou restos do esqueleto; tegumento pode estar aderido ao resto do esqueleto ou ossos totalmente limpos com ausência de tecidos.

Figura 2 – Estágios de decomposição com base em Geraci & Lounsbury (2005). (A) Tartaruga-verde em estágio G1; (B) Tartaruga-verde em estágio de decomposição G2; (C) Tartaruga-cabeçuda em estágio de decomposição G3; (D) Tartaruga-verde em estágio de decomposição G4; (E) Crânio de tartaruga marinha em estágio de decomposição G5.



Fonte: NUTEMA/ UFRGS; Projeto TAMAR.

2.2 VARIÁVEIS PREDITORAS MENSURADAS

As variáveis preditoras climáticas utilizadas no estudo incluíram a temperatura, a velocidade e direção do vento. Os dados foram obtidos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) para a região do município de Tramandaí, por estar localizado no centro da área de estudo.

Para a temperatura, utilizou-se a média de 15 dias anteriores aos dias de amostragem, na tentativa de capturar o padrão médio que caracterizasse o período entre a última visita e o dia que antecede a amostragem. A temperatura variou entre 15,2°C e 26,5°C ao longo do ano amostrado. Para a velocidade do vento foi empregada a velocidade máxima observada nos 15 dias anteriores dos monitoramentos entre duas amostragens, uma vez que se supõe que as máximas sejam mais importantes para influenciar a detecção e persistência de uma carcaça. A velocidade do vento variou entre 5,2 m/s (18 km/h) e 12,6 m/s (43 km/h) dentro do ano amostrado. Para a direção do vento obteve-se a moda dos 15 dias anteriores ao monitoramento

para assim incluir no modelo a direção do vento mais recorrente no período. Para tanto, a direção do vento, obtida em graus entre zero e 360, foi transformada em variável categórica de quatro níveis, onde cada nível representou um quadrante. Valores entre 0 e 90 graus corresponderam ao 1º quadrante (caracterizando vento nordeste), 2º quadrante de 91 a 180 graus (sudeste), 3º quadrante de 181 a 270 graus (sudoeste) e 4º quadrante de 271 a 360 graus (noroeste). Por fim, foi incorporado o possível efeito da remoção de carcaças, realizada pelos serviços de limpeza das prefeituras dos municípios no verão utilizando uma variável binária (1 = verão, 0 = outras estações) para avaliar se a persistência e a detecção das carcaças foram diferentes durante este período.

2.3 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para avaliar o efeito das variáveis preditoras sobre a persistência e detecção das carcaças foram utilizados modelos de marcação-recaptura (SEBER, 1982). Comumente, os modelos de marcação-recaptura são empregados para animais vivos, que podem estar disponíveis para captura ou não. São modelos demográficos e podem fornecer estimativas de sobrevivência individual, emigração, abundância, entre outros parâmetros (SEBER, 1986). Aqui foram empregados modelos de população aberta, que permitem ganhos e perdas em uma população, caracterizados por nascimentos, mortes, emigrações e imigrações dos indivíduos entre os períodos de amostragem. Neste estudo, os ganhos e perdas populacionais se caracterizam por carcaças que entram e saem da área de estudo. Assim, interpreta-se a probabilidade de sobrevivência aparente (ϕ , comumente definida como o produto entre a sobrevivência real e a fidelidade de sítio) como probabilidade de persistência, ou seja, quanto tempo a carcaça permanece presente (“viva”) dentro da área de estudo até desaparecer ou se decompor totalmente. Já a probabilidade de recaptura (p) é definida pela chance que o indivíduo apresenta de ser encontrado, dado que esteja disponível para captura. Aqui, a probabilidade de recaptura permanece com a mesma interpretação.

O modelo CJS (Cormack-Jolly-Seber) (CORMACK, 1964; JOLLY, 1965; SEBER, 1965) foi utilizado na análise de *C. mydas*. Este modelo contém dois parâmetros, a probabilidade de sobrevivência aparente e a probabilidade de detecção. Entre as premissas do modelo que são aplicáveis a este estudo estão: carcaças marcadas e não-marcadas têm a mesma probabilidade de persistência e captura; e marcas feitas com a tinta spray não se perdem.

Para *C. caretta* foi empregado um modelo multi-estados de população aberta (ARNASON, 1972; BROWNIE *et al.*, 1993; SCHWARZ *et al.*, 1993), que permite mais flexibilidade analítica, pois, além da probabilidade de persistência (ou sobrevivência) e recaptura, o modelo estima a probabilidade de transição entre diferentes estados (*psi*). A probabilidade de transição de estados é estimada quando existe a probabilidade de mudança de condição nos indivíduos, por exemplo, estados reprodutivos. Aqui, estimou-se a probabilidade de transição de uma carcaça G3 se tornar G4 e de uma carcaça G4 se tornar G5, além das probabilidades de persistência e recaptura por estado, pois se suspeita que tais parâmetros demográficos possam variar de acordo com o estado de decomposição dela. Tal flexibilidade só foi possível com a base de dados de *C. caretta*, por ser de melhor qualidade, em relação a de *C. mydas*.

Foi avaliado o ajuste dos modelos mais parametrizados em cada espécie para testar a sobredispersão dos dados, que ocorre quando existe mais variabilidade nos dados do que esperada ao acaso (BURNHAM, 1998). Pode ocorrer sobredispersão quando covariáveis importantes não foram incluídas no modelo. A medida da quantidade de sobredispersão no valor estatístico é chamada de fator de inflação de variância, ou *c-hat* (COX, 1989).

A seleção e o ranqueamento dos modelos foram realizados por meio do Critério de Informação de Akaike (AKAIKE, 1973). Para evitar o número excessivo de modelos candidatos por meio de todas as combinações entre parâmetros e preditores, foi utilizada uma seleção passo-a-passo, avaliando a melhor combinação de preditores para cada parâmetro, um de cada vez.

Os parâmetros estimados foram: sobrevivência (*phi*) e recaptura (*p*) para os dados de *C. mydas*, e sobrevivência (*S*), recaptura (*p*) e transição de estados de decomposição (*psi*) para *C. caretta*. Cada parâmetro possui os seguintes preditores:

phi/S: geraci, direção do vento (dv), velocidade do vento (vv), temperatura (temp) e remoção (rem).

p: geraci, direção do vento, velocidade do vento e remoção.

psi: geraci e temperatura.

Adicionalmente, foi avaliado o efeito da interação entre a velocidade e direção do vento, representado por um asterisco (*) nos modelos gerados. Todos os parâmetros foram ajustados para gerarem probabilidades semanais. As análises foram realizadas no Programa MARK (WHITE, 1999) e os gráficos gerados foram no software R Studio ®. São apresentadas as estimativas de probabilidades e seus intervalos de confiança de 95%. Efeitos foram considerados significativos quando o intervalo de confiança não sobrepôs o valor zero.

3 RESULTADOS

No total, 464 carcaças de *C. caretta* foram encontradas e marcadas, com 75 recapturadas ao longo do ano, das quais 47 foram recapturadas duas vezes, 11 foram recapturadas três vezes e 16 foram recapturadas mais de quatro vezes. O tempo de persistência das carcaças na praia variou entre 12 e 132 dias. Entre as carcaças encontradas, 31 apresentavam estágio de decomposição G3, 263 pertenciam ao G4 e 170 ao G5.

Ao longo do ano, foram encontradas e marcadas 186 carcaças de *C. mydas*. Seis registros foram excluídos das análises por se tratarem de animais encalhados vivos, levados para a reabilitação e retirados do sistema de praia. Foram recapturadas 26 carcaças, das quais 23 foram recapturadas duas vezes e três recapturadas três vezes. O tempo de persistência variou entre 12 e 43 dias. Seis carcaças foram classificadas como G2, 37 como G3, 112 como G4 e 31 como G5. Os resultados demográficos para cada espécie são descritos a seguir.

3.1 CARETTA CARETTA

O modelo melhor ranqueado para análise dos dados de *C. caretta* explicou 60% da variação dos dados (Tabela 1), apresentando razão de evidência de 3,7 em seu favor, quando comparado ao segundo melhor modelo, que apresentou peso do AICc de 0,16 ($\Delta\text{AICc} = 2,6$). Os dados não apresentaram sobredispersão importante ($\hat{c} = 1,2$). O primeiro modelo diferiu do segundo por incluir os efeitos da interação entre a velocidade com a direção do vento na persistência, e o efeito da temperatura sobre a probabilidade de transição entre os estágios de decomposição.

Tabela 1 – Tabela de modelos concorrentes para *C. caretta*. AICc = critério de informação de Akaike; ΔAICc = diferença entre o valor do AICc do melhor modelo e os demais; w = peso de cada modelo; k = número de parâmetros.

Asterisco (*) representa a interação da velocidade (vv) e direção do vento (dv) sobre o parâmetro. Ponto (.) representa um parâmetro nulo, sem preditores. As siglas para os parâmetros e preditores estão listadas acima nos materiais e métodos.

Modelo			AICc	Δ AICc	w	k
phi(geraci+vv+temp+rem)	p(geraci+vv*dv+rem)	psi(geraci+temp)	807,2878	0,0000	0,60481	17
phi(geraci+vv*dv+temp+rem)	p(geraci+vv*dv+rem)	psi(geraci)	809,9016	2,6138	0,16371	18
phi(geraci+vv*dv+temp+rem)	p(geraci+vv*dv+rem)	psi(geraci+temp)	810,1719	2,8841	0,14301	19
phi(geraci+vv*dv+temp+rem)	p(geraci)	psi(geraci+temp)	812,6222	5,3344	0,04201	15
phi(geraci+vv*dv+temp+rem)	p(geraci+vv+rem)	psi(geraci+temp)	814,1799	6,8921	0,01928	17
phi(geraci+vv*dv+temp+rem)	p(geraci+vv*dv+rem)	psi(.)	814,6884	7,4006	0,01495	16
phi(geraci+vv+temp+rem)	p(geraci+vv+rem)	psi(geraci+temp)	816,4079	9,1201	0,00633	15
phi(geraci+vv+dv+temp+rem)	p(geraci+vv+dv+rem)	psi(geraci+temp)	817,0444	9,7566	0,00461	17
phi(geraci+vv*dv+rem)	p(geraci+vv*dv+rem)	psi(geraci)	820,6918	13,4041	0,00074	17
phi(geraci+vv*dv+rem)	p(geraci+vv*dv+rem)	psi(geraci+temp)	821,3226	14,0348	0,00054	18
phi(geraci)	p(geraci+vv*dv+rem)	psi(geraci+temp)	825,9989	18,7111	0,00005	14
phi(.)	p(geraci+vv*dv+rem)	psi(geraci+temp)	833,5924	26,3046	0,00000	11
phi(geraci+vv*dv+temp+rem)	p(.)	psi(geraci+temp)	835,6841	28,3962	0,00000	12

Fonte: Autora (2019)

3.1.1 Persistência

A probabilidade de uma carcaça persistir na praia variou em função de seu estado de decomposição, sendo similar entre o G3 (0,63; IC 0,36 – 0,83) e o G4 (0,69; IC 0,53 – 0,81), e mais baixa para o G5 (0,45; IC 0,35 – 0,56). A persistência das carcaças de *C. caretta* variou também ao longo do tempo onde no período de verão (semanas 1 a 7) e do inverno (semanas 23 a 30) as carcaças persistiram mais tempo no ambiente. Carcaças classificadas como G3 e G4 apresentaram maiores probabilidades de persistência, com intervalos de confiança sobrepostos (Fig. 3).

A velocidade do vento teve efeito significativo e positivo sobre a persistência de carcaças de *C. caretta* ($\beta_{vv} = 0,22$; IC 0,015 – 0,43; Fig. 6), indicando que ventos mais fortes proporcionaram maiores probabilidades de que as carcaças permanecessem nas praias. Já o efeito de remoção de carcaças nos meses de verão foi negativo sobre a persistência ($\beta_{rem} = -0,28$; IC -0,44 – -0,11; Fig. 6). Por fim, a temperatura não influenciou significativamente a probabilidade de persistência das carcaças ($\beta_{temp} = 0,006$; IC -0,21 – 0,23; Fig. 6).

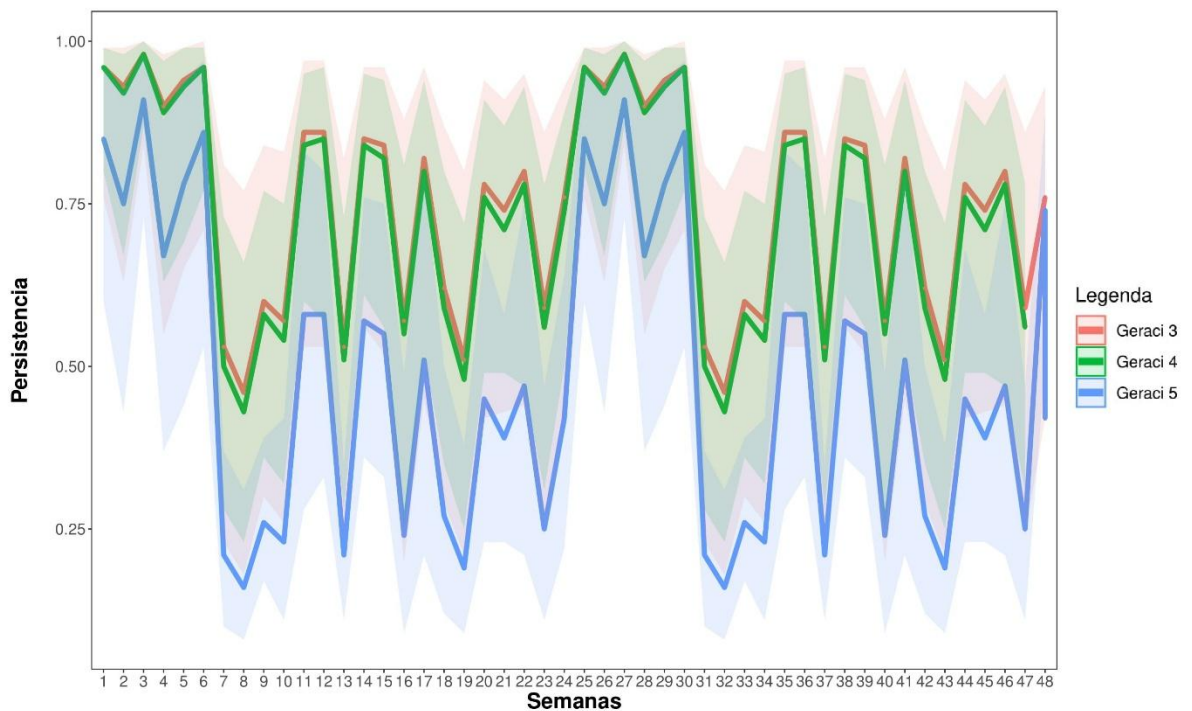


Figura 3 - Probabilidade semanal de persistência de carcaças de tartaruga-cabeçuda (*C. caretta*) de acordo com o grau de decomposição no Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil, ao longo do ano de 2017.

3.1.2 Recaptura

A probabilidade de recaptura das carcaças de *C. caretta* também variou conforme o estado de decomposição, com menores probabilidades no inverno (em torno da semana 30). Carcaças no estado de decomposição G4 foram detectadas com probabilidade média maior (0,70; IC 0,60 – 0,84) do que carcaças G3 (0,03; IC 0,02 – 0,07). Carcaças G5 foram encontradas com chance intermediária (IC 0,22 – 0,49) (Fig. 4).

A velocidade do vento apresentou efeito significativo e negativo sobre a probabilidade de detecção de carcaças ($\beta_{vv} = -0,3$; IC -0,51 – -0,10). A direção do vento também influenciou significativamente a probabilidade de detecção de carcaças, que decresceu a partir do quadrante um (NE) em direção ao quadrante quatro (NO) ($\beta_{dv} = -1,66$; IC -2,6 – -0,65). Já a remoção de carcaças aumentou a probabilidade de detecção das mesmas ($\beta_{rem} = 0,21$; IC 0,06 – 0,36) (Fig. 6).

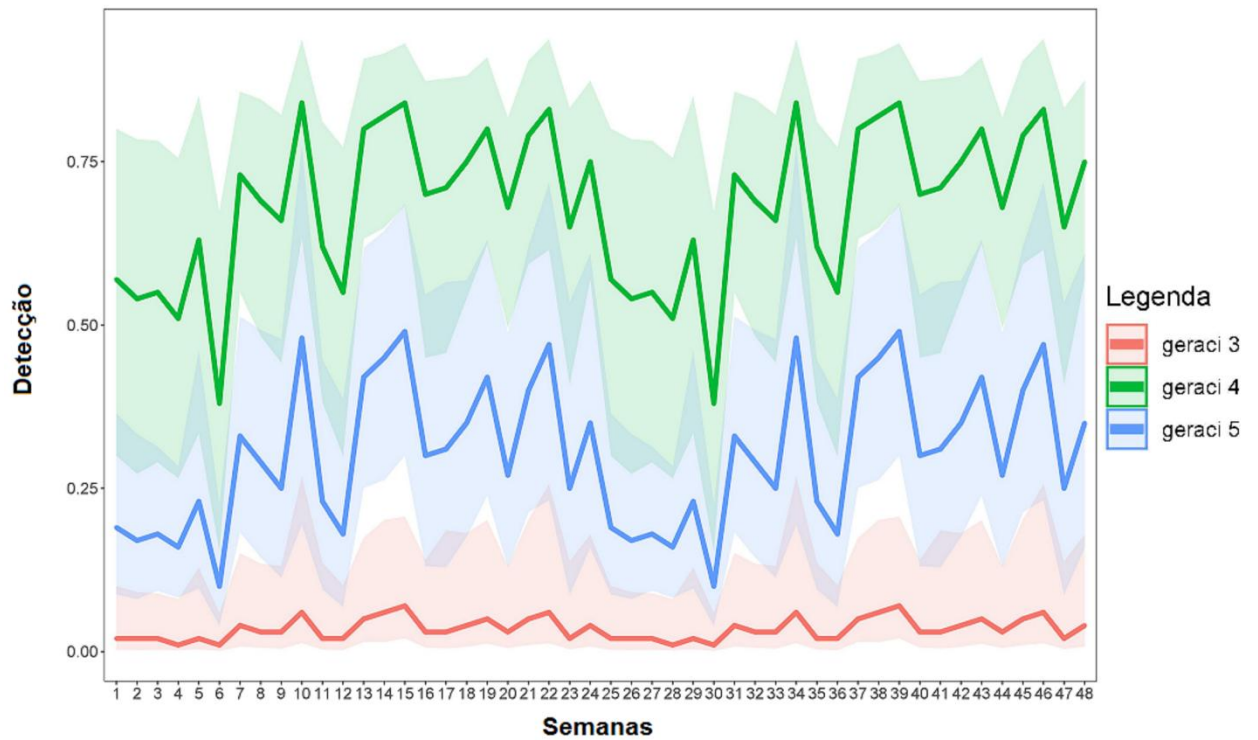


Figura 4 – Probabilidade semanal de recaptura de carcaças de tartaruga-cabeçuda (*C. caretta*) de acordo com o grau de decomposição no Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil, ao longo do ano de 2017.

3.1.3 Transição de estados de decomposição

A probabilidade semanal de uma carcaça em estágio de decomposição G3 se tornar G4 foi em média de 21% (0,21; IC 0,11 – 0,36) e de uma carcaça G4 se tornar G5 foi de 36% (0,36; IC 0,24 – 0,51) (Fig. 5). Embora temperaturas mais altas acelerem a decomposição das carcaças, este efeito não foi estatisticamente significativo ($\beta_{temp} = 0,06$; IC -0,06 – 0,07; Fig. 6).

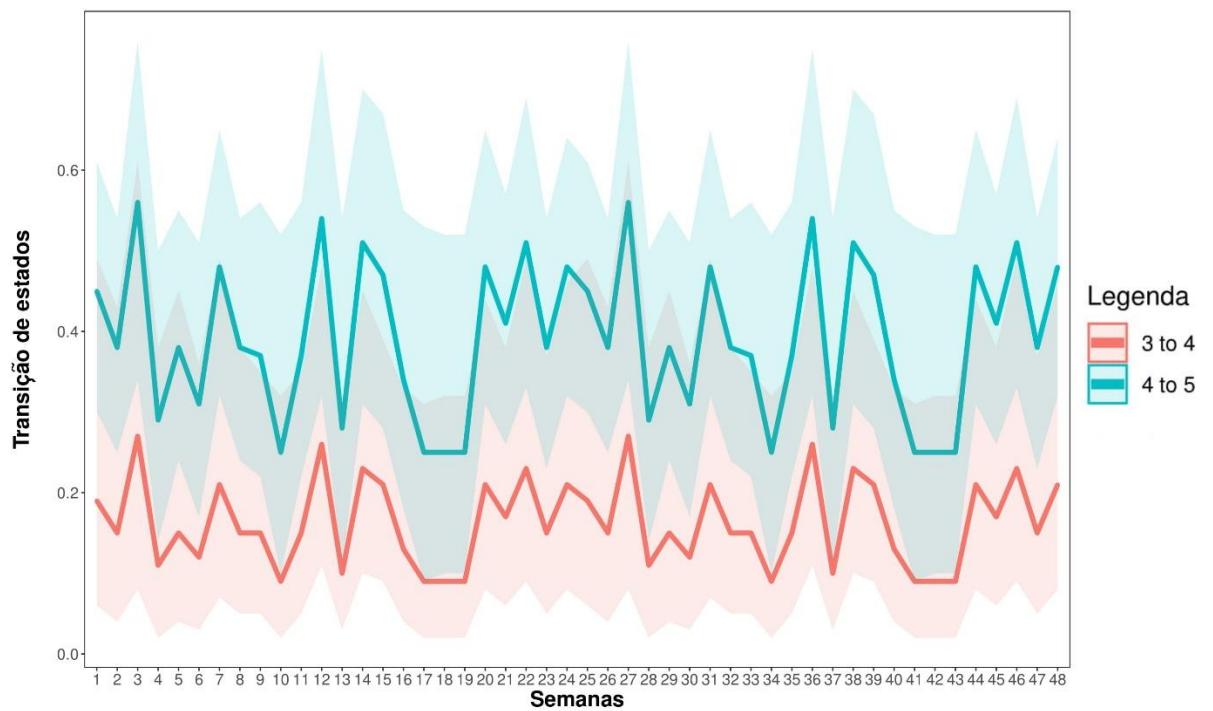


Figura 5 – Probabilidade semanal de transição de estados de decomposição dos encalhes de tartaruga-cabeçuda (*C. caretta*) no Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil, ao longo do ano de 2017.

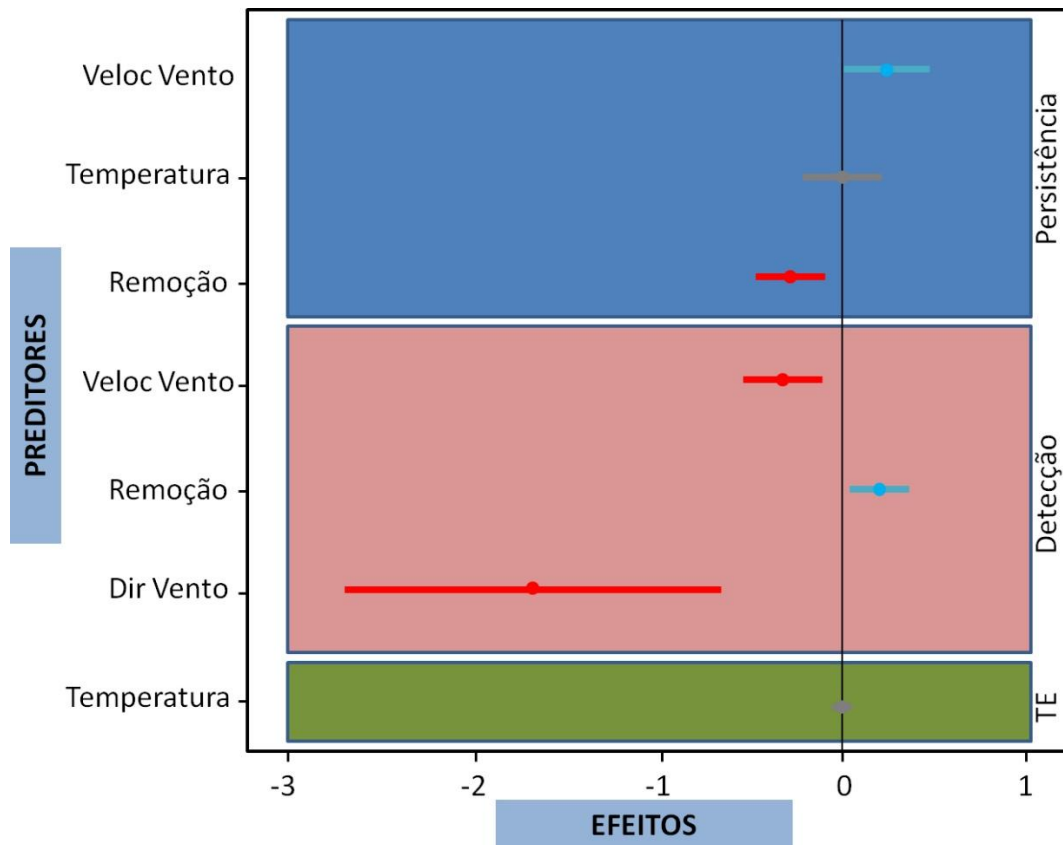


Figura 6 – Efeitos dos preditores sobre a probabilidade de persistência, probabilidade de recaptura e transição de estados em carcaças de *C. caretta* no Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil, ao longo do ano de 2017. Efeitos significativos positivos indicados por pontos e linhas (IC 95%) de cor azul, efeitos neutros indicados pela cor cinza e efeitos negativos indicados pela cor vermelha.

3.2 CHELONIA MYDAS

O modelo melhor ranqueado apresentou 0,51 de peso de AICc, e o segundo melhor modelo apresentou 0,16, com $\Delta AICc = 2,3$. A razão de evidência em favor do primeiro modelo foi de 3,18 em relação ao segundo modelo. Os dados apresentaram elevada sobredispersão com o valor de \hat{c} ajustado para 1,5. O modelo melhor ranqueado incluiu a velocidade do vento, a temperatura e o efeito de remoção de carcaças no verão sobre a probabilidade de persistência; e a velocidade do vento e a remoção sobre a probabilidade de recaptura (Tabela 2).

Tabela 2 – Tabela de modelos concorrentes para *Chelonia mydas*. QAICc = critério de informação de Akaike; Δ QAICc = diferença entre o valor do AICc do melhor modelo e os demais; w = peso de cada modelo; k = número de parâmetros.

Modelo	QAICc	Delta Δ QAICc	w	k
phi(vv+temp+rem) p(vv+rem)	107,5447	0,0000	0,51611	7
phi(.) p(dv*vv+rem)	109,8623	2,3176	0,16198	6
phi(dv*vv+temp+rem) p(vv+rem)	110,5455	3,0008	0,11511	9
phi(vv+temp+rem) p(dv*vv+rem)	111,1112	3,5665	0,08675	9
phi(dv+vv+temp+rem) p(dv+vv+rem)	111,1197	3,5751	0,08638	9
phi(dv*vv+temp+rem) p(.)	114,8031	7,2584	0,01371	7
phi(dv*vv+temp+rem) p(dv*vv+rem)	114,8561	7,3113	0,01334	11
phi(dv*vv+rem) p(dv*vv+rem)	116,2535	8,7088	0,00663	10

Fonte: Autora (2019)

3.2.1 Persistência

A probabilidade de persistência média semanal das carcaças de *C. mydas* foi de 0,26, com variação entre 0,16 e 0,40 ao longo do ano (Fig. 7). Os períodos de maior persistência concentraram-se nos meses de abril (semana 14 a 18) e outubro (semana 38 a 42). Apenas o efeito negativo de remoção de carcaças foi significativo sobre a persistência ($\beta_{rem} = -0,62$; IC - 1,18 – -0,05). Os preditores de velocidade do vento ($\beta_{vv} = 0,2$; IC -0,21 – 0,62) e temperatura ($\beta_{temp} = -0,06$; IC -0,47 – 0,34) não foram significativos (Fig. 9).

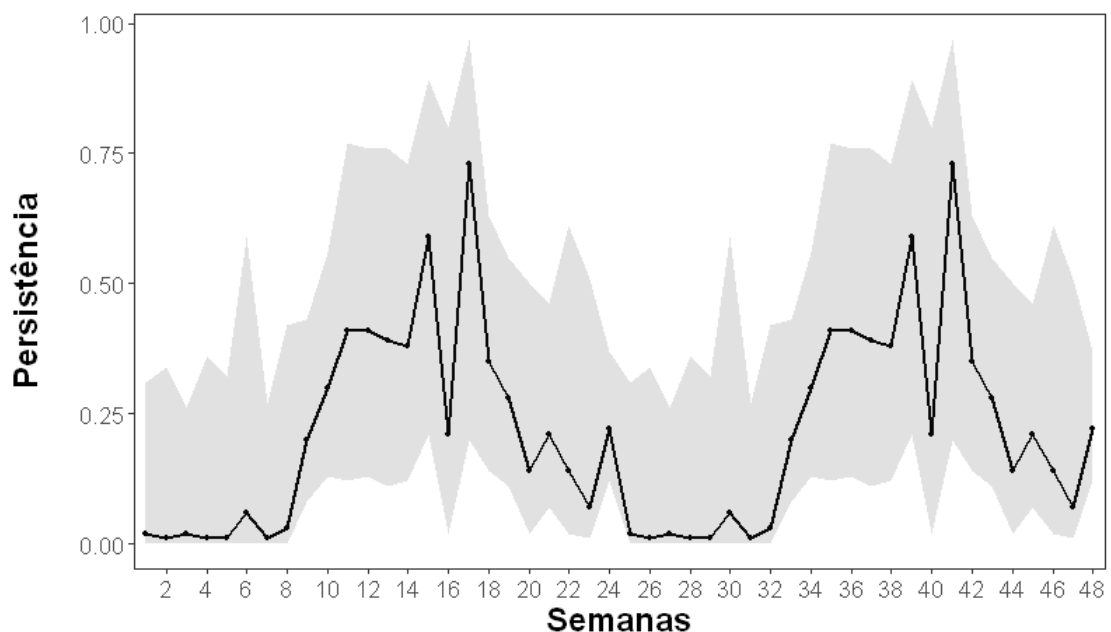


Figura 7 - Probabilidade semanal de persistência de carcaças de *C. mydas* no Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil, ao longo do ano de 2017.

3.2.2 Recaptura

A probabilidade de recaptura de carcaças de *C. mydas* variou ao longo do ano com média anual de 0,47 (IC 0,40 – 0,55) (Fig. 8). A velocidade do vento ($\beta_{vv} = 1,34$; IC -0,4 – 3,17) e o efeito de remoção ($\beta_{rem} = -1,71$; IC -3,89 – 0,45) não foram significativos (Fig. 9).

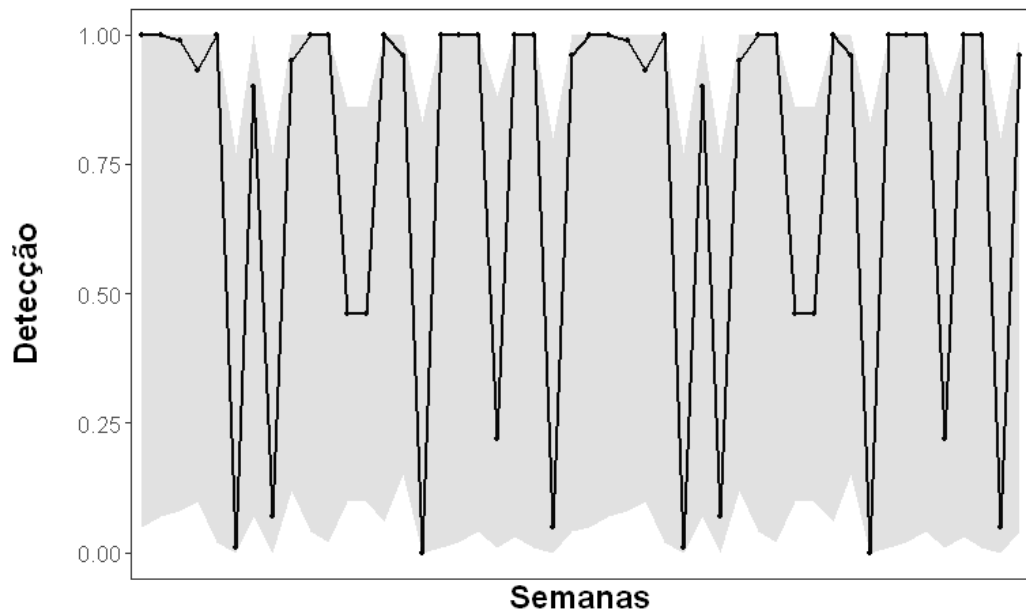


Figura 8 – Probabilidade semanal de detecção dos encalhes de *C. mydas* no Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil, ao longo do ano de 2017.

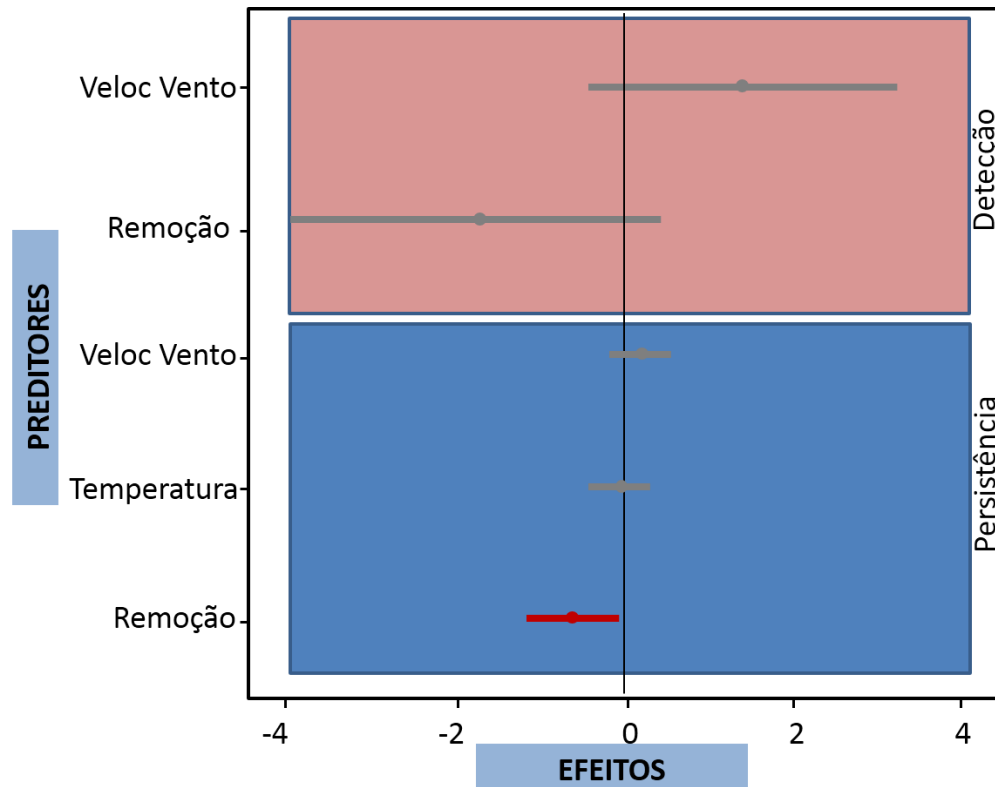


Figura 9 – Efeitos dos preditores sobre a probabilidade de detecção e probabilidade de persistência em carcaças de *C. mydas* no Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil, ao longo do ano de 2017. Efeitos neutros indicados por pontos e linhas (IC 95%) cinzas e efeitos significativos negativos indicados pela cor vermelha.

4 DISCUSSÃO

O presente trabalho estimou o tempo que uma carcaça de tartaruga marinha persiste na faixa de praia em relação ao seu estágio de decomposição, no caso específico de *C. caretta*, e o efeito de fatores bióticos e abióticos sobre a persistência e a detecção de carcaças no sistema praiano. Esperava-se que a temperatura fosse influenciar a persistência e a decomposição das carcaças, porém este foi o único parâmetro que não se mostrou relevante nas análises. Em *C. mydas*, o efeito negativo de remoção foi o único resultado significativo de todos os preditores empregados. A pouca relação dos parâmetros com os preditores pode revelar também características dos encalhes no litoral do RS, refletindo a menor incidência de *C. mydas* devido ao baixo número de recapturas de carcaças dessa espécie. A velocidade e direção do vento são

fatores que interferiram significativamente na persistência das carcaças de *C. caretta* e visualização dos observadores, além do efeito de remoção das carcaças do sistema praiano.

De maneira geral, fatores como clima, maré, estação do ano, presença de rapinantes e tipo de praia influenciam a detecção e persistência das carcaças no ambiente (BODKIN & JAMESON, 1991; VAN PELT & PIATT, 1995). Um estudo de persistência com carcaças de aves no Canadá mostrou que 82% das carcaças desapareceram do sistema em menos de seis dias (WARD, 2004). Espera-se que com as tartarugas esse tempo seja maior, porém não há nenhum estudo sobre a persistência de carcaças de tartarugas marinhas no ambiente de praia, e aqui demonstramos que carcaças de tartarugas marinhas podem persistir e serem localizadas mais ou menos, de acordo com seu estágio de decomposição e fatores climáticos, como o vento. Além disso, o tamanho corporal pode ser um fator importante, pois observou-se carcaças de *C. caretta* que permaneceram na praia por mais de quatro meses (132 dias), e paralelamente, carcaças de *C. mydas* persistiram, no máximo, menos de dois meses (43 dias). Os indivíduos de *C. mydas* que encalham no RS apresentam tamanhos corporais menores, o que implica em decomposição mais rápida, devido ao baixo percentual de gordura corporal, quando comparado às carcaças de *C. caretta*, conforme observado em campo.

A velocidade do vento apresentou efeito positivo sobre a persistência de carcaças de *C. caretta*. Segundo observações de campo, ventos de até 43 km/h (Beaufort escala 6), designado como vento fresco, podem dificultar o acesso à carcaça por rapinantes e insetos que atuam avidamente no processo de fragmentação do cadáver. Estipula-se que o vento também pode ser um fator negativo para os insetos da subordem Brachycera, dificultando as posturas de ovos nas carcaças que auxiliam a decomposição. Além disso, a alta velocidade do vento pode resfriar a carcaça pela baixa sensação térmica do ambiente e da areia em volta dela, preservando mais a carcaça e fazendo-a persistir mais tempo no meio.

Carcaças de *C. caretta* G4 persistiram com maior probabilidade do que carcaças G3 e G5. Sugere-se que o estágio G4 tenha uma maior permanência na faixa de praia em relação aos outros estágios por apresentar lenta modificação das características da carcaça para outro estágio, e conseqüentemente ser o mais detectado. Tal padrão pode ser observado também nas probabilidades de transição entre os estados de decomposição, onde a probabilidade de uma carcaça de *C. caretta* G4 se tornar G5 foi maior do que uma carcaça G3 se tornar G4. Este resultado sugere novamente que G4 é o estágio mais detectado e com maior permanência. Além disso, pode haver problemas de classificação por parte dos observadores em determinar carcaças G3 e G4 principalmente, além da alta rotatividade entre pessoas que participam dos

monitoramentos. Assim, pode ser interessante avaliar a efetividade do método de separação dos estágios e dos pontos de corte que caracterizam os diferentes estágios de decomposição das carcaças de tartarugas marinhas, já que este método é amplamente utilizado para animais encalhados, principalmente mamíferos marinhos.

O efeito da remoção das carcaças no verão foi negativo tanto para *C. caretta* quanto *C. mydas*, sobre a persistência das carcaças na praia. Isso tem implicação direta nos resultados de monitoramentos de praia no período do verão, pois quando se retiram as carcaças do sistema perde-se o registro das recapturas. Entre 1994 e 2015 a quantidade de encalhes de tartarugas marinhas no Litoral Norte do RS foi menor nos meses de janeiro e fevereiro, segundo Luz (2016). Todavia, as estações quentes (primavera e verão) figuram como a época de maior ocorrência de tartarugas marinhas no litoral gaúcho (MONTEIRO *et al.*, 2016). O resultado deste trabalho se contrapõe ao encontrado por Luz (2016), pois sem o devido tratamento dos dados, não se sabe se houve de fato uma redução no número de encalhes, se a persistência caiu ou se somente a probabilidade de detecção foi menor. Dados inéditos, coletados por meio de ciência cidadã, em colaboração com os guarda-vidas do litoral gaúcho, indicam que a taxa de encalhes de tartarugas marinhas no verão é muito maior do que o detectado nos monitoramentos de praia, em virtude da remoção diária efetuada na orla, tanto pelos guarda-vidas quanto pelas prefeituras municipais da região de estudo. Os resultados do presente trabalho mostram que, além do efeito negativo de remoção, a velocidade e direção do vento também influenciaram negativamente a persistência das carcaças.

A remoção de carcaças influenciou positivamente a detecção em *C. caretta*. Com o conhecimento de que o serviço de remoção ocorreria no litoral, as equipes iniciavam o trabalho muito antes do que no restante do ano, às 5 horas da manhã. Este efeito positivo ocorre em comparação com o restante do ano, indicando que a chance de reencontrar as carcaças foi maior no verão, nos meses de janeiro e fevereiro, devido ao aumento de eficiência da equipe. De maneira geral, as probabilidades de detecção de carcaças variam conforme o tamanho das espécies, onde animais pequenos como anfíbios e aves são menos avistados do que aqueles de maior porte, como os mamíferos e répteis, em monitoramentos de estrada (HELS & BUCHWALD, 2001; SLATER, 2002; LANGEN *et al.*, 2007; TEIXEIRA, 2013). Tartarugas marinhas são, então, animais de fácil detecção pelo seu maior porte em relação aos outros grupos de animais, como as aves. O efeito da remoção das carcaças avaliado aqui evidenciou que, embora a persistência tenha diminuído, a detecção foi maior. Caso a probabilidade de detecção tivesse sido ignorada, a conclusão final poderia nos levar a

acreditar que ocorrem menos encalhes de fato no verão, que consiste, na verdade, em um dos períodos de maior encalhe de tartarugas no litoral norte do RS.

A detecção das carcaças foi reduzida, conforme o aumento da velocidade do vento para *C. caretta*. Devido à movimentação de sedimento no ambiente de praia, o acúmulo de areia e detritos sobre as carcaças pode cobri-las, dificultando a visibilidade pelos observadores. Efeito este observado também para carcaças do pato marinho (*Somateria spectabilis*) no Alaska (FOWLER, 1997). A detectabilidade das carcaças foi maior quando os ventos sopraram no sentido nordeste (quadrante 1) e foi diminuindo para o sentido noroeste (quadrante 4). O vento nordeste tem sua origem próxima ao mar, iniciando o carreamento da região mais úmida para a mais seca. Como a região mais úmida possui menor disponibilidade de grãos de areia soltos para serem levados para cima da carcaça, pode haver menos empilhamento de areia na carcaça. Os ventos com direção NE são predominantes no litoral norte do RS, enquanto o vento sudeste (SE) está associado a ventos de alta intensidade (TOMAZELLI, 1993; AREJANO, 1999). De forma geral, aqui observamos que ventos fortes reduzem a detecção de carcaças, porém existe variação na detecção conforme a direção que o vento sopra.

Para a espécie *C. mydas*, o único resultado significativo foi o de remoção das carcaças na persistência. Isto se deve ao baixo número de recapturas desta espécie e consequentemente elevada sobredispersão nos dados, trazendo maior incerteza aos resultados. Esperava-se que para esta espécie a persistência das carcaças fosse influenciada pelos preditores vento ou temperatura e que por ter um tamanho corporal menor do que *C. caretta*, *C. mydas* persistiria por menos tempo na praia. Também se esperava que a velocidade e a direção do vento fossem influenciar negativamente em sua detecção, porém não encontramos tais relações.

5 CONCLUSÃO

Frente às constantes pressões antrópicas, programas de monitoramento são importantes ferramentas para a avaliação periódica da saúde dos ecossistemas (ALMEIDA, 2014). Neste sentido, a quantificação de encalhes de animais marinhos nos permite compreender aspectos importantes sobre essas espécies. No entanto, o entendimento dos fatores que influenciam as populações de tartarugas marinhas passa pela avaliação dos fatores que predispõem a permanência de carcaças nos sistemas praianos. Isso inclui fatores bióticos,

abióticos e questões metodológicas e de desenho amostral, que como demonstrado no presente trabalho, podem ser determinantes.

As características que explicam a detecção de carcaças por parte dos observadores, ou os erros amostrais intrínsecos do estudo, ainda não são bem discutidas e compreendidas. Conclui-se que a persistência de carcaças de tartarugas pode estar relacionada a diferentes fatores locais e que a eficiência de encontros de carcaças por parte da equipe de campo pode igualmente ser influenciada pelos mesmos fatores. Incluir tais fatores nas estimativas de abundância será determinante na obtenção de resultados mais próximos da realidade. Por fim, devido às características particulares de cada sistema de praia, que passam pela geografia local, estágios de decomposição de organismos marinhos e ações de limpeza e manutenção por parte das prefeituras, uma das medidas mais importantes talvez seja conhecer o sistema e as variáveis que podem influenciar os resultados. De posse deste conhecimento, os esforços para contribuir com informações importantes, como o número de indivíduos encalhados, serão melhor aproveitados, se cada variável de importância for modelada quando se pretende estimar tais quantidades.

REFERÊNCIAS

AKAIKE, H. **Maximum likelihood identification of Gaussian autoregressive moving average models.** *Biometrika*, v. 60, n. 2, p. 255-265. 1973.

ALAVA, J.J.; JIMÉNEZ, P.; PEÑAFIEL, M. *et al.* **Sea turtle strandings and mortality in Ecuador: 1994-1999.** *Marine Turtles Newsletter* 108:4-7. 2005.

ALMEIDA, R. *et al.* **Monitoramento da biodiversidade: roteiro metodológico de aplicação.** Brasília. ICMBio. 40 p. 2014.

AREJANO, T. B. **Análise do regime de ventos e determinação do potencial de deriva de areia no extremo sul do litoral do Rio Grande do Sul, Brasil.** Tese de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 1999.

- ARNASON, A.N. **Parameter estimates from mark-recapture experiments on two populations subject to migration and death.** *Researches on Population Ecology*, 13, 97-113. 1972.
- BAILEY, N. T.J. **On estimating the size of mobile populations from recapture data.** *Biometrika*, p. 293-306. 1951.
- BARROS, J. A. *et al.* **Análise da dieta de juvenis de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) no extremo sul do Brasil.** In: *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil*. SEB. 2007.
- BODKIN, J. L.; JAMESON, R. J. **Patterns of seabird and marine mammal carcass deposition along the central California coast, 1980–1986.** *Canadian Journal of Zoology*, v. 69, n. 5, p. 1149-1155. 1991.
- BROWNIE, C. *et al.* **Capture-recapture studies for multiple strata including non-Markovian transition probabilities.** *Biometrics*, 49, 1173-1187. 1993.
- BUGONI, L.; KRAUSE, L.; PETRY, M. V. **Marine debris and human impacts on sea turtles in southern Brazil.** *Marine Pollution Bulletin*. 2001.
- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Practical use of the information-theoretic approach.** In: *Model Selection and Inference*. Springer, New York, NY. p. 75-117. 1998.
- CASALE P.; AFFRONTI, M.; INSACCO, G, *et al.* **Sea turtle strandings reveal high anthropogenic mortality in Italian waters.** *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 20:611–620. 2010.
- CBEE. **Centro Brasileiro de Estudos em Ecologia de Estradas.** Disponível em: <<https://ecoestradas.com.br/>> Acesso em: 22/11/2019.
- CHALOUPKA, M.; WORK, T.M.; BALAZS, G.H.; MURAKAWA, S.K.K.; MORRIS, R. **Cause-specific temporal and spatial trends in green sea turtle strandings in the Hawaiian Archipelago (1982–2003).** *Mar Biol*. 154:887–898. 2008.

CORMACK, R.M. **Estimates of survival from the sighting of marked animals.**

Biometrika, 429-438. 1964.

COX, D. R., SNELL, E. **Analysis of binary data.** 2nd ed., Chapman and Hall, New York.

1989.

ECKERT, K. L. *et al.* **Research and management techniques for the conservation of sea turtles.** 1999.

EPPERLY, S. P., *et al.* **Beach strandings as an indicator of at-sea mortality of sea**

turtles. *Bulletin of Marine Science*, v. 59, n. 2, p. 289-297. 1996.

FOWLER, A. C.; FLINT, P. L. **Persistence rates and detection probabilities of oiled king**

eider carcasses on St Paul Island, Alaska. *Marine Pollution Bulletin*, v. 34, n. 7, p. 522-526,

1997.

GERACI, J.R.; LOUNSBURY, V. J. **Marine mammals ashore: a field guide for**

strandings. National Aquarium in Baltimore. 2005.

HART, K. M.; MOORESIDE, P.; CROWDER, L. B. **Interpreting the spatio-temporal**

patterns of sea turtle strandings: going with the flow. *Biological Conservation*, v. 129, n.

2, p. 283-290. 2006.

HELMS, T., BUCHWALD, E. **The effect of road kills on amphibian populations.** *Biol.*

Conserv. 2001.

INTERNACIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN). **Red list of**

threatened animals. 2019. Disponível em: <<https://www.iucnredlist.org/>>. Acesso em:

25/04/2019.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). Disponível em:

<<http://www.inmet.gov.br/portal/>>. Acesso em: 12/04/2019.

JOLLY, G.M. **Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration - stochastic model.** *Biometrika*, 52, 225-247. 1965.

KOTAS, J. E.; SANTOS, S.; AZEVEDO, V. G.; GALLO, B. M. G.; BARATA, P. C. R. **Incidental capture of Loggerhead (*Caretta caretta*) and Leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles by the pelagic longline fishery off southern Brazil.** *Fishery Bulletin*, 2004.

LANGEN, T. A. *et. al.* **Methodologies for surveying herpetofauna mortality on rural highways.** *J. Wildlife Manage.* 2007.

LIMA, E. H. S. M.; MELO, M. T. D. **Encalhes de tartarugas marinhas da espécie *Lepidochelys olivacea* no estado do Ceará durante o período compreendido de janeiro de 2006 a maio de 2007.** 2007.

LUZ, Pedro Blaya. **Análise dos padrões de encalhes de tartarugas marinhas no litoral norte e médio do Rio Grande do Sul entre 1994 e 2015.** Trabalho de conclusão de curso. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2016.

MARCOVALDI, M. A.; MARCOVALDI, G. G. **Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA.** *Biological Conservation* 91:35-41. 1999.

MARCOVALDI, M. A. *et al.* **Brazilian plan for reduction of incidental sea turtle capture in fisheries.** *Marine Turtle Newsletter*, v. 96, p. 24-25. 2002.

MARCOVALDI, M. A.; CHALOUPKA, M. **Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: an encouraging outlook.** *Endangered Species Research*, v. 3, n. 2, p. 133-143. 2007.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). 2014. **Lista de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção.** Disponível em:

<<http://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/2741-lista-de-especies-ameacadas-saiba-mais.html>>. Acesso em: 04/09/2019.

MONTEIRO, D. S. **Encalhes e interação de tartarugas marinhas com a pesca no Litoral do Rio Grande do Sul.** Monografia. Universidade Federal de Rio Grande, Rio Grande. 2004.

MONTEIRO, D. S.; ESTIMA, S.C.; GANDRA, T. B. R. **Long-term spatial and temporal patterns of sea turtle strandings in southern Brazil.** *Marine biology*, v. 163, n. 12, p. 247. 2016.

MORIYA, Fukashi. **Strandings of sea turtles on the Pacific coast of the Boso Peninsula, central Japan, in 2006-2008.** *Nat Hist Res* 1:47–52. 2010.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Decline of sea turtles: causes and prevention.** Academy Press, Washington. 1990.

ORAVETZ, C. A. *et al.* **Reducing incidental catch in fisheries.** Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication. 1999.

RAMBO, B. **A Fisionomia do Rio Grande do Sul.** 3ed. São Leopoldo, UNISINOS. 485p. 1994.

RIO GRANDE DO SUL. **Lista das espécies ameaçadas de extinção no Rio Grande do Sul.** Decreto n.º 51.797, de 9 de setembro de 2014. Disponível em: <<http://www.fzb.rs.gov.br/>> Acesso em: 25 agosto 2019.

RIZZI, M. *et al.* **Ingestion of plastic marine litter by sea turtles in southern Brazil: abundance, characteristics and potential selectivity.** *Marine pollution bulletin*, v. 140, p. 536-548. 2019.

SALES, G.; GIFFONI, B. B.; BARATA, P. CR. **Incidental catch of sea turtles by the Brazilian pelagic longline fishery.** *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 88, n. 4, p. 853-864. 2008.

SCHWARZ, C. J.; SCHWEIGERT, J.F.; ARNASON, A.N. **Estimating migration rates using tag-recovery data.** Biometrics, 49, 177-193. 1993.

SEBER, G. A. F. **Estimation of animal abundance and related parameters (2nd edn.).** London: Griffin. 1982.

SEBER, G.A. F. **A note on the multiple recapture census.** Biometrika, 52, 249-259. 1965.

SEBER, G.A.F. **A review of estimating animal abundance.** Biometrics. p. 267-292. 1986.

SLATER, F. M. **An assessment of wildlife road casualties – the potential discrepancy between numbers counted and numbers killed.** Web Ecol. 2002.

TAMAR. Projeto TAMAR. Disponível em:

<<https://www.tamar.org.br/tartaruga.php?cod=20>>. Acesso em: 21 setembro 2019.

TEIXEIRA, F. Z. *et al.* **Vertebrate road mortality estimates: effects of sampling methods and carcass removal.** Biological Conservation, v. 157, p. 317-323. 2013.

TOMAZELLI, L.J. **O regime de ventos e a taxa de migração das dunas eólicas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil.** Pesquisas em Geociências, v. 20, n. 1, p. 18-26. 1993.

TOMAZELLI, L; VILLWOCK, J. **Considerações sobre o ambiente praias e a deriva litorânea de sedimentos ao longo do litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil.** Pesquisas em Geociências. v. 19, n. 1, p. 3-12. 1992.

TRIGO, Cariane. **Padrões de ocorrência da tartaruga marinha *Chelonia mydas* no litoral do Rio Grande do Sul e verificação da presença de marcas de crescimentos em ossos longos.** Dissertação de Bacharelado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, Porto Alegre. 2000.

VAN PELT, T. I.; PIATT, J. F. **Deposition and persistence of beachcast seabird carcasses.** Marine Pollution Bulletin, v. 30, n. 12, p. 794-802. 1995.

VÉLEZ-RUBIO, G.M.; ESTRADES, A.; FALLABRINO, A.; TOMÁS,J. **Marine turtle threats in Uruguayan waters: insights from 12 years of strandings data.** Marine Biology, v. 160, n. 11, p. 2797-2811. 2013.

WARD, M. R. **Wild bird mortality and West Nile virus surveillance: biases associated with detection, reporting and carcass persistence.** Journal of Wildlife Diseases, v. 42, n. 1, p. 92-106. 2006.

WHITE, G.C.; BURNHAM, K.P. **Program MARK: survival estimation from populations of marked animals.** Bird Study, S120-S139. 1999.

WWF. **World Wide Fund.** Disponível em:

<https://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/especiais/biodiversidade/quantas_especies_estamos_perdendo/> Acesso em: 22/11/2019.